

**Establecimiento y composición de plántulas leñosas en tres coberturas
vegetales de la Ecoreserva ASA La Guarupaya, departamento del Meta**



María Fernanda Reina Charfuelan

Universidad del Cauca
Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y de la Educación
Programa de Biología
Popayán
2024

**Establecimiento y composición de plántulas leñosas en tres coberturas
vegetales de la Ecoreserva ASA La Guarupaya, departamento del Meta**

María Fernanda Reina Charfuelan

Trabajo de grado para optar para el título de bióloga

Director

Jorge Mario Becoche Mosquera, Biólogo, Magister en Biología.

Profesor Departamento de Biología

Asesora

Natalia Norden Medina Ph, D.

**Investigadora Titular, Instituto de Recursos Biológicos Alexander von
Humboldt**

Universidad del Cauca

Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y de la Educación

Programa de Biología

Popayán

2024

Nota de aceptación

Director: _____

Mg. Jorge Mario Becoche Mosquera

Jurado: _____

Esp. Luis Gerardo Chilito López

Jurado: _____

Doctorante Biol. Luis Eduardo López

Lugar y fecha de sustentación: Popayán, 5 de febrero de 2024

Dedicatoria

Un esfuerzo a mí, a mi familia, a mi papá, Alejandro, a mi mamá, Sandra, a mi hermano, Alexis, a mis abuelitos Eduardo y Gloria por apoyarme y ser mi carguita de energía. A mis amigos y compañeros de la Universidad, quiero decirles que gracias por darme buenos ánimos estando en mi momento de vida de foránea. A las personas que conocí durante el trayecto de la investigación hacía las plántulas, gracias por ser unos y unas guías motivadores. A todos los que hicieron parte de este trabajo les ofrezco mi gratitud de corazón.

Agradecimientos

Al Instituto Humboldt que mediante la beca en el “Programa Apoyo a la Investigación del Convenio Ecoreservas – Programa Biomonitores”, se logró este trabajo de investigación, que fue realizado en el marco del Convenio Ecoreservas desarrollado en conjunto con el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, ECOPETROL S.A. y CENIT.

Al Mg. Becoche–Mosquera por la dedicación y paciencia en el desarrollo de este trabajo de investigación, a la Dra Natalia Norden por su guía y enfoque durante el mismo, a la Mg. María Claudía Gónzales por sus explicaciones y asesorías y al equipo de biomonitores de la Ecoreserva A.S.A. La Guarupaya.

Tabla de contenido

1. Resumen	8
2. Planteamiento del problema	9
3. Justificación	12
4. Objetivos.....	17
4.1 Objetivo general.....	17
4.2 Objetivos específicos.....	17
5. Marco teórico	18
5.1 Coberturas vegetales.....	18
5.1 Historia de uso de suelo	19
5.2 Regeneración natural	20
5.3 Procesos de sucesión vegetal	21
5.4 Potencial de regeneración	23
5.5 Plántula.....	25
6. Antecedentes	27
7. Marco metodológico	32
7.1 Área de estudio	32
7.2 Fase de campo	35
7.2.2 Caracterización de las comunidades de plántulas.....	35
7.3 Fase de identificación.....	37

7.4	Potencial de regeneración natural	40
7.5	Análisis de datos.....	45
8.	Resultados	46
8.1	Caracterización de las comunidades de plántulas.....	46
8.2	Potencial de regeneración	57
9.	Análisis	60
10.	Conclusiones	76
11.	Recomendaciones	77
12.	Bibliografía.....	78
13.	Anexo	104

1. Resumen

La regeneración natural ha sido una forma de recuperación de bosques tropicales que han sido perturbados y que han cesado sus actividades. La recuperación de un bosque es dependiente de la historia de uso de suelo y la matriz del paisaje circundante. Una vegetación leñosa de carácter sucesional (proceso de regeneración natural del bosque) su grado de recuperación dependerá mayormente de la duración e intensidad del uso anterior por cultivos agrícolas o pastos (Smith *et al*,1997) y será diferente a un remanente de bosque tropical. Estas perturbaciones pueden crear diferencias en el establecimiento y composición de las plántulas leñosas que están inmersas en la sucesión vegetal en la regeneración natural. El estudio se realizó en ecosistemas de bosque de galería con referentes aledaños de bh-t de piedemonte llanero en la Ecoreserva ASA La Guarupaya localizada entre los municipios de Acacías y Nueva Castilla. Este sitio cuenta con coberturas como: bosque de galería, plantaciones forestales y pastizales limpios que están asociados a ecosistemas de sabanas tropicales de la Orinoquía. Por medio de esto se evaluó el establecimiento y la composición de las plántulas leñosas de tres tipos de coberturas vegetales en la Ecoreserva ASA La Guarupaya, en donde se instalaron 12 parcelas permanentes de 10m x 1 m, se caracterizaron plántulas leñosas, además de registrar su hábito de crecimiento correspondiente a: árbol, arbusto y liana y casos en particular como palmas. Se censaron individuos entre los 10 - 100 cm de altura. A esto se sumó evaluar el potencial de regeneración para cada especie y cobertura. Los datos generados

se emplearon para observar que, y cuantas especies están en coberturas de pastizal, plantación y bosque, esto será por medio de un análisis de curvas de interpolación y extrapolación con índices de diversidad verdadera al igual que para verificar una eficiencia de muestreo en la misma caracterización. Se obtuvo que, existe un potencial de regeneración bueno en bosque de galería, con especies únicas y frecuentes como *Cupania scrobiculata* y *Tapirira guianensis*, otra especie compartida *Prestonia quinquangularis* con plantación forestal de *Adenantha peregrina*, pero no con pastizal limpio. A diferencia del potencial de regeneración siendo deficiente en pastizal limpio, además de encontrar un bajo número de individuos y presencia de una especie introducida. Por lo tanto, el establecimiento de plántulas leñosas en un lapso de tiempo de seis meses se da en un mayor número en bosque de galería, seguida por plantación forestal y por último, pastizal limpio.

2. Planteamiento del problema

La pérdida de cobertura vegetal es la transformación del bosque natural para darle otros usos al suelo, que a largo plazo implica la pérdida duradera o permanente de la cubierta forestal (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2004). La deforestación a través de la expansión agrícola, ha generado que vastas superficies de coberturas forestales se pierdan (Strassburg *et al.*, 2017; McNicol *et al.*, 2018; Curtis *et al.*, 2018).

América Latina, es el continente con mayor porcentaje de cobertura forestal (58.1%), pero el que más ha registrado cambios en sus superficies originales y con altas tasas de deforestación del 2.5% (Wright, 2005; FAO, 2015; Kim *et al.*, 2015). En Colombia, en el año 2021 el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales reportó 174.103 ha deforestadas, en dónde, altas cifras fueron entre los meses enero – marzo para los departamentos del Caquetá y el Meta, cada uno teniendo alrededor de 15.000 ha deforestadas (IDEAM, 2021).

Es así que la Orinoquia no ha sido ajena a estos procesos, para el departamento del Meta el Sistema de Información Ambiental Territorial de la Amazonia menciona altos índices de deforestación con una tasa media anual de deforestación de 44.815 ha/año entre 2018 – 2020 (SIAT-AC, 2020), para el año 2020 ocupó el segundo lugar con 35.556 ha deforestadas y en el 2021 ocupó el primer puesto con 38.993 ha deforestadas en el país (IDEAM, 2022). Además, se tiene que la explotación petrolera de enclave a lo largo del piedemonte, la extracción de recursos naturales madereros y faunísticos hacia el interior, y el desarrollo de la infraestructura de transporte agenciada por el Estado, que impulsaron el aumento de la población generando una presión cada vez mayor sobre los recursos naturales en el piedemonte (Corporinoquia, 2002, citado por Correa *et al.*, 2006).

Acosta y Casallas reportaron para 1990 hubo más de 12.000 ha de cobertura de bosques de galería en el municipio de San Carlos de Guaroa (Meta) que para el 2019 se redujo a menos de 5.000 ha. En la actualidad están representadas en un mosaico de pastos, cultivos y la palma de aceite, que

reportaron las mayores extensiones de coberturas artificiales en el área, entre las actividades desarrolladas están las agrícolas y ganaderas, esta última de forma tradicional en el departamento (Gonzales, 2021). Estas actividades también han sido reportadas por Gentry desde 1982. Así mismo para este departamento se han registrado zonas de vida muy importantes como bosque húmedo tropical en el piedemonte llanero (Etter *et al.*, 2017). El bh-t es la zona de mayor diversidad florística del país (Holdridge, 1978) y poco conocida en los llanos orientales, siendo está correlacionada con los bosques de galería. Sin embargo, con el paso de coberturas vegetales naturales a sistemas agroforestales se ha perdido mucho de composición florística.

Aún con ese nivel de transformación, existen procesos que favorecerían su recuperación a través del tiempo, la regeneración natural es una de ellas, en los bosques tropicales integra un proceso gradual de restablecimiento de una unidad espacial (como la vegetación) que se perdió después de un disturbio, que puede ocurrir a través de todas las etapas de sucesión (Chazdon, 2014). A esto, es importante evaluar la regeneración en distintas coberturas vegetales como las que han sido expuestas a actividades antrópicas (pastizales y plantaciones) y las naturales (bosques de galería). En el sotobosque de estas coberturas se lograría evaluar el establecimiento de distintas especies de plántulas leñosas que marcarían un estado de sucesión a lo largo de la regeneración natural en coberturas vegetales que han sido altamente perturbadas como plantaciones forestales y pastizales limpios comparadas con los bosques de galería.

3. Justificación

Cuando las coberturas vegetales naturales han cambiado existen distintas maneras para que las especies vegetales lleguen a colonizar en estas (Howe y Smallwood, 1982). En primera instancia se puede dar de manera espontánea como la regeneración natural o una forma asistida por medio de la restauración ecológica, que es tratar de recuperar incidiendo en las dinámicas naturales (Society for Ecological Restoration International Science, 2004). Por su parte la regeneración natural puede estar determinada por varios factores como la adaptabilidad a la luz o sombra, que puede condicionar a su vez el crecimiento y las probabilidades de supervivencia de las especies (Raynal y Bazzaz, 1973).

En principio estas especies tienen que atravesar filtros ecológicos para establecerse o no dentro de una comunidad. Esta selección puede darse a través de filtros sucesivos (Hobbs y Norton, 2004). Algunos de los filtros pueden ser: dispersión (banco de dispersión de semillas, mutualismo y polinización); condiciones abióticas como el clima (lluvia y gradientes de temperatura); sustrato (fertilidad del suelo y disponibilidad de agua del suelo); estructura del paisaje (posición del paisaje, uso previo de la tierra); competir con las demás plantas establecidas; interacciones bióticas: facilitación y tolerancia (Weiher y Keddy, 2004 como se citó en Galvis et al., 2020). De manera centrada, la regeneración natural puede ocurrir en múltiples fases: producción y dispersión de semillas, germinación y establecimiento de las plántulas (Norden, 2014).

En el caso de la selección de especies leñosas y no leñosas se hace en función de rasgos funcionales y morfológicos que pueden llegar a definir su capacidad para alcanzar una zona determinada (Hobbs y Norton, 2004). Arasa y colaboradores (2021), afirman que la mayoría de estudios en paisajes fragmentados se centran en árboles adultos. Muy pocos prestan atención a los individuos en estado inmaduro que han logrado germinar y establecerse, a pesar de su papel clave en el ecosistema, ya que determinan la composición y estructura futura de los bosques (Arroyo *et al.*, 2017; Chazdon y Guariguata, 2016). Es decir que las plántulas leñosas pueden definir la presencia y abundancia de las especies que pueden llegar a ser adultos en el futuro (Norden *et al.*, 2009).

Ahora bien, se tiene que las plantaciones forestales han representado desde el 2001 un aproximado de 187 millones de ha en todo el mundo, y han sido un aumento de unos 20 millones de ha desde 1995, y se están estableciendo a un ritmo de 4,5 millones de hectáreas al año (FAO, 2001). En este sentido de continua expansión de las plantaciones se debería tener en cuenta que pasaría si éstas ya no son cosechadas. En la Orinoquía las coberturas vegetales están constituidas por un mosaico bastante complejo de especies naturales con exóticas, que deben permanecer en el tiempo con la finalidad de que ayuden a regular y conservar el ambiente de esta región, haciendo especial énfasis en la conservación de las fuentes de agua, conservación y manejo de suelos (Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal, 1998). A medida que

la cubierta forestal cambia por la pérdida y la conversión en plantaciones y otros usos del suelo, se han planteado varias cuestiones sobre el impacto de las plantaciones forestales la biodiversidad. A lo que las plantaciones pueden representar y llegar tener cambios positivos sobre esta y en general sobre las condiciones ambientales (Kanowski *et al.*, 2005; Stephens y Wagner 2007). Así pues, existen pruebas de que las plantaciones forestales pueden acelerar la sucesión forestal en lugares previamente deforestados y en zonas agrícolas abandonadas, por ejemplo, condiciones climáticas extremas o la competencia con las gramíneas que impiden el establecimiento de especies autóctonas (Gardiner *et al.* 2004, Lamb *et al.* 2005).

En ese orden de ideas la composición y estructura de plántulas leñosas es importante para conocer sobre las posibles especies adultos que van a estar en determinada cobertura vegetal (bosque de galería, plantación forestal o pastizal limpio) en el futuro, en otras palabras, su abundancia y presencia determinara si posiblemente estas especies puedan permanecer durante la regeneración natural. Es importante ecológicamente que la regeneración natural tenga un potencial alto en los bosques, ya que permite reconocer una alta heterogeneidad, indicando que puede crear un microhábitat específico para el establecimiento de ciertas especies como las esciofitas. Dado el caso que se puedan encontrar grupos con algún grado de amenaza como es la familia Chrysobalanaceae, se ha informado el mayor número de especies amenazadas en la región de la Orinoquía colombiana (Lasso *et al.*, 2010). Por medio de este estudio, se puede conocer que especies

son raras o poco frecuentes en la Ecoreserva, de esta manera propiciar una gestión de recursos para salvaguardar su protección.

La composición de especies de las plantaciones nativas frente a exóticas y a mixtas; y el tipo de comparación realizada, plantaciones frente a bosques naturales o seminaturales, o plantaciones frente a otros usos intensivos de la tierra. Se sostiene que la comparación más adecuada es la de plantaciones forestales con el uso del suelo al que sustituyen, ya sean bosques autóctonos o naturales, con el uso del suelo al que sustituyen natural o un uso alternativo del suelo (Stephens y Wagner, 2007). Es por ello que es muy importante conocer acerca de la variedad del establecimiento de plántulas leñosas en coberturas de influencia como las plantaciones forestales y pastizales limpios en comparación con una cobertura natural como el bosque de galería.

En ese sentido con respecto a la composición de especies a encontrar para plantaciones y pastizales pueden llegar a estar las especies intolerantes a la sombra, siendo que se pueden encontrar especies únicas en estos tipos de coberturas. Para las plantaciones forestales puede que se lleguen a encontrar especies semitolerantes o tolerantes, se esperaría que la abundancia de las especies tolerantes a la sombra sea similar a las especies encontradas en sotobosque de bosque nativo (Zerbe *et al.*, 2002). Aunque las plantaciones forestales que suelen caracterizarse por una mayor densidad de masas, menor diversidad arbórea y composición específica diferente a la de los bosques naturales (Hartley, 2002; FAO, 2006). Esto podría explicarse por los cambios en

cobertura de dosel asociados al crecimiento de las plantaciones forestales, lo que promovería el establecimiento de especies nativas semitolerantes y tolerantes (Zerbe *et al.*, 2002), sugiriendo la existencia de algún tipo de facilitación de las plantaciones de edad intermedia–adulta al establecimiento de sotobosque nativo bajo sus doseles (Gómez *et al.*, 2009).

El lograr evaluar el establecimiento de plántulas y su potencial de crecimiento en zonas alteradas es muy importante ya que permite tener evidencias de una trayectoria sucesional (Moreno y Cuartas, 2015), es decir cómo va cambiando la vegetación a través del tiempo. Siendo la sucesión un proceso por el cual una parcela de superficie terrestre es colonizada por diversas especies vegetales que se van reemplazando en una serie temporal (Clements, 1916, citado por Quintero, 2003). Ya que usualmente las plantaciones para alcanzar objetivos principalmente económicos, como la producción de biomasa de madera, es decir, madera y otros productos madereros. Sin embargo, las plantaciones también se usan para la conservación del agua y el suelo, el secuestro de carbono, y en el proceso de reforestación y forestación (Carnus *et al.*, 2006). Sin embargo, la escasez de estudios que exploren en los paisajes fragmentados la probabilidad de establecimiento y persistencia de las plantas en zonas del hábitat y la transición de vegetación de sotobosque es un requerimiento importante (Cain *et al.*, 2000, Pearson y Dawson 2005, Kunstler *et al.* 2007). El conocer las consecuencias ecológicas de las plantaciones forestales pueden deberse, entre otras razones, a la escasez de estudios que examinen las plantaciones a lo largo de gradientes de condiciones ambientales, ya que cuestionan el valor de las

plantaciones como herramientas de restauración (Gómez *et al.*, 2009) o regeneración natural. Aún existen ecosistemas que deben ser considerados para una futura delimitación de áreas claves de conservación y protección de la Orinoquía y el Caribe. las áreas de Bosque Húmedo Tropical del piedemonte llanero no tienen ningún nivel de protección que permitan la preservación de ecosistemas y procesos ecológicos, y la disminución de los procesos amenazantes (Etter *et al.*, 2017).

4. Objetivos

4.1 Objetivo general:

Evaluar el establecimiento y la composición de las plántulas leñosas en la Ecoreserva ASA La Guarupaya

4.2 Objetivos específicos:

- Caracterizar las comunidades de plántulas en tres tipos de coberturas.
- Analizar el potencial de regeneración natural en las coberturas evaluadas proponiendo estrategias referentes.

5. Marco teórico

5.1 Coberturas vegetales

Definida como la capa de vegetación natural y seminatural que cubre la superficie de un área. La dinámica de conformación de una cobertura ha sido consecuencia de condiciones climáticas, topográficas, fisionómicas, edáficas y características socioeconómicas y culturales de los pobladores de la localidad, que pueden ir desde pastizales hasta bosques naturales (IDEAM, 1997 como se citó en Corporación de Cuencas del Tolima, 2014; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS], 2022). De acuerdo a la metodología CORINE Land Cover (IDEAM, 2010) se puede clasificar el área de estudio como bosques y áreas seminaturales, estando conformadas por árboles, arbustos y hierbas. También pueden estar incluidas las que vienen de intervención directa del ser humano como plantaciones con fines de gestión y manejo forestal, o las que se dan tras una perturbación como: formaciones en transición o vegetación secundaria.

Para la Ecoreserva ASA La Guarupaya se cuenta con coberturas naturales como bosque de galería el cual, es una cobertura arbórea ubicada en las márgenes de cursos de agua permanentes. Además, las que corresponden a las de origen antrópico como: plantaciones de coníferas y latifoliadas (Manrique *et al.*, 2020), y pastos limpios utilizados para ganadería extensiva propia de la

región. De la misma manera, existen coberturas asociadas como: herbazal denso de tierra firme arbolado que corresponde a áreas dominadas por hierbas con presencia de elementos arbóreos y/o arbustivos dispersos, y cuerpos de agua artificiales con fines de servicios de riego y abastecimiento de agua, siendo menores a 5 ha (IDEAM, 2010).

5.2 Historia de uso de suelo

En cuanto a los suelos, según su capacidad de uso están valorados en tener una aptitud natural, es decir, el suelo ha tenido una dirección de usos específicos, de tal manera que en la actualidad puede proporcionar información sobre aspectos limitantes, necesidad y prácticas de manejo requeridas (Acosta y Casallas, 2019). Con la expansión en áreas agrícolas se tiene un factor a considerar en la degradación de suelos, teniendo como inicio la ampliación de áreas para pastoreo (Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas [IPBES], 2018). Ya instaurados los pastizales, el suelo llega a tener otros usos como las plantaciones, que han estado en continua expansión, alcanzando al año 2015 una superficie plantada de 278 millones de hectáreas, correspondientes al 7% del área total de bosques del mundo (Payn *et al.*, 2015). Dada su continua expansión y la tendencia global de estos usos promueven a la disminución de los bosques naturales (Leteriel, 2019).

Y respectivamente, la zona de estudio pertenece a la subclase agrológica VI-s1 se relaciona con suelos de actividades de ganadería semi-intensiva, pastos de corte, producción de algunos frutales, sistemas de agroforestería y especies maderables (Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC], 2004). En la Ecoreserva ASA La Guarupaya se tienen las áreas que antes pudieron ser bosque, ahora fueron transformadas en mosaicos con matrices predominantes de pastos con parches de vegetación secundaria (Manrique *et al.* 2020) y plantaciones forestales como *Acacia* sp., balsa (*Ochroma pyramidale*), pino (*Pinus caribea*) y yopo (*Adenantha peregrina*).

5.3 Regeneración natural

Proceso por el que en un espacio dado se produce la aparición de nuevos individuos de distintas especies forestales sin intervención de la acción directa o indirecta del hombre. Regeneración natural asistida implica eliminar o modificar los agentes de daño o amenaza que evitan la recuperación natural del sistema, tales como cortas o ganadería, entre otros, para lograr permitir que los componentes y procesos ecológicos se recuperen por sí solos a través de un proceso de sucesión natural (Van Andel y Aronson, 2006). Mediante la regeneración las especies presentes en la zona incrementan su presencia tras una diseminación, siendo permanente y frecuente sobre montes degradados al cesar actividades como el pastoreo (Hierro, 2003). Existen diferentes etapas de la regeneración natural en la que pueden influir algunos factores y condicionantes como: suministro o producción de semillas, dispersión de la semilla, germinación,

establecimiento y supervivencia de las plántulas (Hawley y Smith 1982; Norden, 2014). La regeneración natural se puede presentar en sitios perturbados que pueden estar dentro de una matriz de bosque, en donde estos sitios pueden establecerse especies a forma de "lotería" entre las especies pioneras, las semillas en latencia y las plántulas de las mismas (Longman y Jenik, 1987; Didham y Lawton, 1999).

Cuando los componentes y procesos ecológicos no se recuperen por sí solos, aun habiéndose detenido las amenazas, se requiere tomar acciones directas que ayuden a impulsar el proceso de sucesión para lograr la recuperación del ecosistema, estas acciones son abordadas por la restauración ecológica (Van Andel & Aronson 2006),

5.4 Procesos de sucesión vegetal

Es el proceso a través del cual un área transformada puede recuperar parcialmente su estructura y composición florística (Uriarte y Chazdon, 2016), pueden cambiar a través del tiempo luego de una perturbación. Se da a través de un reemplazo secuencial de especies (Gómez y Vázquez, 1974). Las poblaciones de árboles en los remanentes actúan como fuentes de propágulos, especialmente durante las primeras etapas de la sucesión (Xingui *et al.*, 2016). La sucesión vegetal secundaria tiene lugar tras la destrucción de la vegetación previa (que pudo haber sido originada por causas humanas o naturales). Además, puede

considerarse progresiva cuando lleva a un aumento de la complejidad y de la biomasa (Alcaraz, 2013).

En las fases tempranas de una sucesión, las especies más abundantes son las llamadas pioneras o heliófitas que se reproducen con gran rapidez, se regeneran en áreas abiertas y alcanzan precozmente el estadio reproductivo (semillas pequeñas y abundantes), ya que son de rápido crecimiento y de ciclo de vida corto (10-30 años) (Ceccon, 2013). Las especies hemisciofitas, son tolerantes a la sombra y pueden regenerarse en el interior del bosque, ya que se regeneran tanto a la luz como a la sombra, pero si la cantidad de luz no aumenta, estas especies mueren, ya que a la edad temprana necesitan plena luz. También se las denomina nómadas, oportunistas o secundarias tempranas, pueden igualmente regenerarse en zonas deforestadas grandes, pero son menos competitivas que las heliófitas. Y, por último, las esciófitas que son tolerantes a la sombra y se regeneran en ella donde eventualmente pueden desarrollar todo su ciclo vital. Pueden sobrevivir en el interior del bosque durante muchos decenios sin crecer y quedarse en una etapa plántula - juvenil. Su tasa de crecimiento es muy lenta y su longevidad extendida (100 a 1000 años), en estado latente mantienen la capacidad de reaccionar con un fuerte crecimiento ante cualquier mejora en las condiciones lumínicas pueden formar banco de plántulas, también conocidas como especies tolerantes o climáticas. Las cuales tienen la capacidad de preparar las condiciones para el establecimiento de nuevas especies la sustitución de una comunidad por otra, cada vez con mayor complejidad a través

del tiempo, hasta lograr la estabilidad de la etapa o comunidad clímax (Figueredo *et al.*, 2011).

En las regiones tropicales la sucesión secundaria es un proceso complejo y múltiple que puede desarrollarse por diferentes rutas desde la fase pionera hasta la madurez (Ewel, 1980). Existen factores determinantes de la riqueza de la vegetación secundaria (el número de especies presentes), como lo son el establecimiento y supervivencia de las plántulas, es así que al observar estas tendencias se puede conocer acerca de la probabilidad en composición de especies vegetales en la zona (Finegan, 1996). Las poblaciones de árboles en los remanentes forestales actúan como fuentes de propágulos, especialmente durante las primeras etapas de la sucesión (Xingui *et al.*, 2016). A esto, se ha tratado de definir al bosque secundario como la vegetación leñosa que se desarrolla en tierras que son abandonadas después de que su vegetación original es destruida por la actividad humana (Finegan, 1992).

5.5 Potencial de regeneración

Es la capacidad que tiene un bosque para renovar, reemplazar y dar continuidad a las especies a lo largo del tiempo (Norden, 2014), esto es dependiente en gran medida de la trayectoria sucesional del bosque (García, 2020). Y también hace parte del potencial biótico superviviente (semillas, retoños, plántulas y adultos) que hayan dejado las comunidades preexistentes (Barrera *et al.*, 2010), como en las selvas aprovechadas para la extracción forestal y cultivos o campos ganaderos abandonado (Frangi *et al.*, 2004). Se tiene que, si una

especie es dominante como adulto, pero poco frecuente como plántula, en el futuro será probable que la dominancia de esta especie haya disminuido, además puede que sea reemplazada por las especies que dominaban el sotobosque en su estadio de plántulas (Finegan, 1996).

La historia de uso de las tierras influye en el potencial de regeneración en varios atributos como: estructurales, composicionales, funcionales que influyen en la dinámica de bosques en regeneración (Guariguata y Ostertag 2001; Chazdon, 2014; Mesquita *et al.*, 2015; Jakovac *et al.*, 2016). El potencial de regeneración natural tiende a aumentar con la proximidad a remanentes de bosque, las precipitaciones y la fertilidad del suelo (Martins *et al.*, 2014; Poorter *et al.*, 2016) y se reduce tras los usos intensivos de la tierra, por ejemplo, la ganadería y monocultivos convencionales (Uriarte y Chazdon, 2016). Es importante llegar a identificar especies arbóreas nativas o introducidas con un alto potencial de regeneración natural (Fuentealba y Martínez, 2014), ya que es el proceso ecológico más importante para la renovación de especies de plantas a lo largo del tiempo (Norden, 2014), dónde puede ofrecer oportunidades de bajo coste para conservar la biodiversidad y las interacciones entre especies (Latawiec *et al.*, 2016), proteger los suelos y las cuencas hidrográficas (Uriarte *et al.*, 2011; Locatelli *et al.*, 2015).

5.6 Plántula

Así es conocida a la planta en sus primeros estadios de desarrollo (Sagastume, 2011). Las plántulas permiten examinar y analizar caracteres morfológicos exclusivos en los estadios primarios de su desarrollo, varios de los cuales se pierden durante este proceso. Estos mismos caracteres llegan a ser valiosos en estudios sistemáticos y para su reconocimiento en campo (Zevallos y Flores, 2003; Rodrigues *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2014). Algunos investigadores asignan el estado de plántula al cotiledonar, mientras que otros lo consideran para individuos hasta de 1m de alto y a veces mayor (Turner, 2001).

A partir de las plántulas se distinguen partes como los cotiledones que tienen funciones reservarías, a la continuidad de su crecimiento suelen ser fotosintetizadores. Las primeras hojas verdaderas o juveniles de la plántula son denominadas protofilos, y continúan con el proceso de fotosíntesis. Estas hojas juveniles suelen diferir de las hojas de una planta adulta (metafilos) en cuanto a su morfología. En la plántula ya desarrollada se pueden distinguir dos segmentos en el tallo la primera es el hipocótilo, el primer entrenudo del tallo y es la zona que logra elevar los cotiledones y la segunda es el epicótilo que es un segundo entrenudo más desarrollado que es encargado de originar el tallo y los protófilos. También, se tiene la raíz generalmente tiene un sistema alorrítico (una raíz primaria y se desprenden varias secundarias) o homorrítico (similares en tamaño) (Troiani *et al.*, 2017).

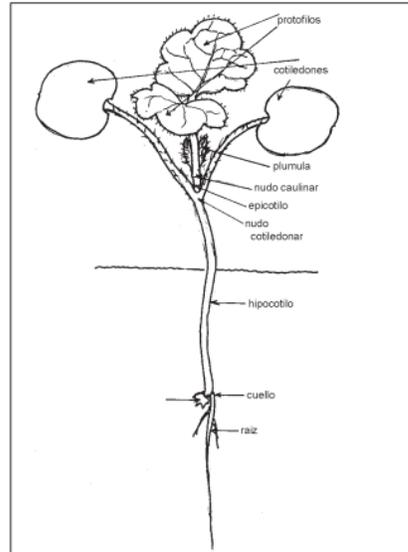


Figura 1. Diagrama de partes en general de una plántula, (Tomada de Troiani *et al.*, 2017, pág, 212).

La regeneración natural de las plantas leñosas facilita la comprensión de los mecanismos de mantenimiento y ensamblaje de las especies en las comunidades (Jarcuska 2009; Vizoso *et al.*, 2014). Existe una transición de plántula a árbol joven que se ha considerado un cuello de botella en el establecimiento de los árboles (Yan *et al.*, 2015). Las plántulas de las especies pueden asociarse con combinaciones específicas del entorno abiótico (luz, nutrientes del suelo, y agua) para promover la coexistencia y el mantenimiento de la diversidad de especies (Chesson, 2000; Adler *et al.*, 2007; Jurinitz *et al.*, 2013). Teniendo así preferencias de hábitat durante la etapa de establecimiento, donde patrones de supervivencia indican la densidad de estas, cuanto mayor sea la densidad de plántulas de la misma especie, mayor será la tasa de supervivencia de las plántulas en condiciones de hábitat superiores (Chanthorn *et al.*, 2013).

6. Antecedentes

En condiciones apropiadas, las tierras que fueron sometidas al uso agrícola o pastoril pueden revertir a bosques mediante el proceso de regeneración natural ya sea de forma asistida o sin asistencia. Cuando los campos de cultivo y las pasturas que en el pasado albergaron bosque y caen en desuso, un proceso natural de regeneración o también denominado sucesión secundaria puede derivar en el desarrollo de un nuevo ecosistema boscoso que recupera gradualmente muchas de sus propiedades originales (Chazdon *et al.*, 2020). Por ejemplo, la gran mayoría del bosque en el este de los Estados Unidos fue talado hace aproximadamente un siglo y ahora es un bosque de segundo crecimiento, que ha recuperado la estructura y gran parte de la composición de especies anterior a la perturbación del bosque original (McLachlan y Bazely, 2001).

En un estudio realizado por Aide y colaboradores (1995) en Puerto Rico sobre vegetación de bosque húmedo subtropical hubo tierras de uso agrícola que fueron abandonadas y después compradas por el Servicio Forestal USDA. Estas tierras tenían vegetación de río, áreas de cultivos y pastizales, obtuvieron que la vegetación del río Sabana que estaba influenciada por plantaciones de *Swietenia macrophylla* ubicada a lado de pastizales abandonados tenía mayor biomasa leñosa que la esperada en pastos abandonados (15 años), en estas áreas dominadas por familias Burseraceae, Sapotaceae, y Elaeocarpaceae con el género *Sloanea*, también reportadas por Ewel y Whitmore (1973). También, en

Puerto Rico revisaron la regeneración natural entre plantaciones experimentales de *Aibizia lebbek* teniendo como control de regeneración a parcelas en pastizales, revisando la estructura del sotobosque, encontrando que varias especies de plántulas forestales secundarias eran abundantes en el sotobosque de las plantaciones. De ahí que, visto como un sistema viable para recuperación de tierras, cuando el abandono no es una opción viable con la necesidad de conservar la integridad ecológica de ecosistemas frágiles vecinos (Parrotta, 1992). Varios estudios recientes han demostrado que las plantaciones de especies autóctonas o exóticas adaptadas a las condiciones de estrés características de las tierras degradadas pueden revertir los procesos de degradación estabilizando los suelos mediante el desarrollo de extensos sistemas raíces, aumentando la materia orgánica del suelo mediante la producción de hojarasca la producción de hojarasca (Lowry *et al.*, 1988)

El establecimiento de plantaciones de árboles en tierras degradadas puede facilitar la regeneración de especies nativas que de otro modo no podrían crecer en micrositios abiertos o en competencia con especies herbáceas (Carnevale y Montagnini, 2002). Para Costa Rica Carnevale y Montagnini (2002) estudiaron la regeneración de árboles en plantaciones mixtas y puras de especies nativas en la Estación Biológica La Selva en las tierras bajas húmedas, encontraron una mayor abundancia de individuos de árboles en regeneración se encontró en el sotobosque de la plantación mixta. Melastomataceae fue la familia más abundante en el sotobosque de la plantación mixta y en la plantación pura de *Vochysia ferruginea*, mientras que Rubiaceae fue la más abundante bajo

Hieronyma alchorneoides. Por el contrario, Piperaceae fue la familia más abundante en plantaciones puras de *Genipa americana* y *Balizia elegans*, en comparación con pastizales la regeneración arbórea fue más abundante en el sotobosque de las plantaciones que en estas áreas libres de árboles. Cusack y Montagnini (2004), también para Costa Rica evaluaron el crecimiento de plántulas plantaciones experimentales que tenían una edad entre 9 y 10 años. La plantación experimental estaba a 100 m de bosque continuo (es decir, fuente de semillas). las plantaciones pueden acelerar los procesos de sucesión forestal mejorando las condiciones del micrositio y atrayendo a dispersores de semillas, promoviendo así la regeneración leñosa. En las plantaciones experimentales de *Vochysia guatemalensis* y *Calophyllum brasiliense* tuvieron el mayor éxito de reclutamiento, con 75,581 y 69,219 individuos en regeneración/ha.

Por otra parte, en Suramérica, Tigrero (2019) en un bosque húmedo tropical en el Ecuador determinó la riqueza de diversidad en cuatro categorías siendo: latizal, brinzales y plántulas con sus respectivos parámetros establecidos, donde se realizó análisis estadísticos para obtener la estructura de la vegetación con el fin de conocer el estado de la regeneración natural en la provincia de los Ríos. Los resultados brindados en tres zonas de un bosque (sin intervención (BSI), poco intervenido (BPI) y muy intervenido (BMI)). Encontrando plántulas de las tres zonas del bosque, con un total de 202 individuos, 48 especies, 37 géneros y 29 familias, la familia más representativa fue Moraceae seguida por Sapindaceae. Con respecto a la regeneración natural se observó que *Duguetia peruviana* (R.E.Fr.) J.F.Macbr (piñuelo) tiene mayor importancia para BSI

obteniendo un 52%, para el BPI con 47,35%, siendo la especie *Castilla elástica* Cerv (caucho) y para el BMI con el 63,9% compartiendo la misma especie. Además, en el BSI es el que posee más lianas entre sus individuos (49 %.). También en Ecuador, en un bosque húmedo tropical de la provincia de Esmeraldas en un área de estudio similares con clima cálido húmedo y temperatura entre 21 y 30°C. Se determinó la composición florística, encontrando familias como: Moraceae, Fabaceae, Lauraceae, Burseraceae y Rutácea y se concluye que de las 42 especies, la especie más representativa es la *Pseudolmedia eggersii* (guion) con un porcentaje del 10.40%, seguida de *Clarisia racemosa* (moral bobo) con el 8%, *Swartzia littlei* R.S.Cowan (canalón) con 7.20% son familias que están ligadas con procesos de regeneración (Quintero, 2019).

Adicionalmente, el estudio de la sucesión como un insumo para la planeación y el diseño de la restauración ecológica es promovido como un estándar para las buenas prácticas en restauración (Gann *et al.*, 2019). Cano y colaboradores (2021) en un bosque húmedo tropical en el piedemonte llanero, vereda la unión, Villavicencio-Meta, entre sus objetivos está evaluar el potencial de banco de semillas, su dispersión y la regeneración temprana. Establecieron 80 subparcelas de vegetación de 4 m² (2m x 2m) Incremento de procesos de regeneración natural. En estas zonas de la Orinoquía Colombiana sugieren una caracterización continua de la vegetación del bosque, para observar el aumento de la cobertura frente a zonas perturbadas.

Con respecto a las plantaciones forestales, se destaca la presencia de diversas especies introducidas, entre las que se incluye los géneros *Eucalyptus* y *Pinus* que registran 13,8 millones de ha en Suramérica (según la FAO, 2011 citado en Letelier, 2019) y alrededor de 161.050 ha en Colombia, según el mapa de ecosistemas (IDEAM *et al.*, 2007 citado en Letelier, 2019). En un estudio realizado por Fernández *et al.*, (2012) en cultivos forestales del municipio de Villanueva, Casanare, se identificaron 46 especies asociadas a pino y 38 especies asociadas a eucalipto. Entre las familias predominantes se encuentran Melastomataceae, Hypericaceae, Asteraceae, Gentianaceae y Lauraceae.

En cuanto al potencial de regeneración medida que aumenta la intensidad del uso de la tierra, disminuye simultáneamente el potencial de los bosques secundarios para regenerarse a partir los propágulos en el suelo (plántulas). Por ejemplo, Aide y Cavellier (1994) sugiere que, en los pastizales severamente degradados de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia, evidenciaron que la intensidad del uso del suelo también influye que originen de una determinada comunidad vegetal después del abandono del sitio. Así mismo, es importante poder evaluar de la capacidad de establecimiento de plántulas a través de un proceso de sucesión vegetal por medio de la regeneración natural en tres tipos de coberturas vegetales en la Ecoreserva ASA La Guarupaya en los llanos orientales.

7. Marco metodológico

7.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la Ecoreserva ASA La Guarupaya (Área de Sostenibilidad en Agroenergía) localizada entre los municipios de Acacías y Nueva Castilla, en el departamento del Meta. Bajo jurisdicción privada de Ecopetrol S.A. Está ubicada a 3° 53' 16.2" N y 73° 35' 14.9" W. Esta Ecoreserva cuenta con 286 ha, localizadas entre los 59 a 349 m.s.n.m., con una precipitación media anual entre los 2413 a 3617 mm. Adicionalmente, en este sitio existen parches de bosques de galería y plantaciones forestales asociados a una matriz de pastos limpios dominada por *Brachiaria* sp. (Manrique *et al.*, 2020) que estaba relacionada con antigua ganadería semiintensiva (IGAC, 2004). También esta zona es definida por Cuatrecasas (1958) como sabanas tropicales, característica por encontrarse en los llanos orientales y estar asociadas a bosques de galería, este tipo de ecosistemas están relacionados con bosques húmedos de tierras bajas en cuanto a su vegetación (Rodríguez *et al.*, 2006).

La Ecoreserva se encuentra dentro del paisaje de piedemonte, a una altura de 363 m.s.n.m con una precipitación anual entre 2000 y 4000 mm, la biotemperatura anual oscila entre 24 – 30 °C. Presenta una humedad relativa para la época seca de 67% con una mínima en los meses de febrero a marzo de 62%. La máxima humedad relativa se presenta en los meses de mayo y junio con

84 y 85 % (CONIF, 1998). Según el Decreto 2372 de 2010, ASA se encuentra en una zona de uso sostenible, correspondiendo a un espacio donde se permiten actividades controladas como: ganaderas, forestales, industriales, entre otras (CONIF, 1998).

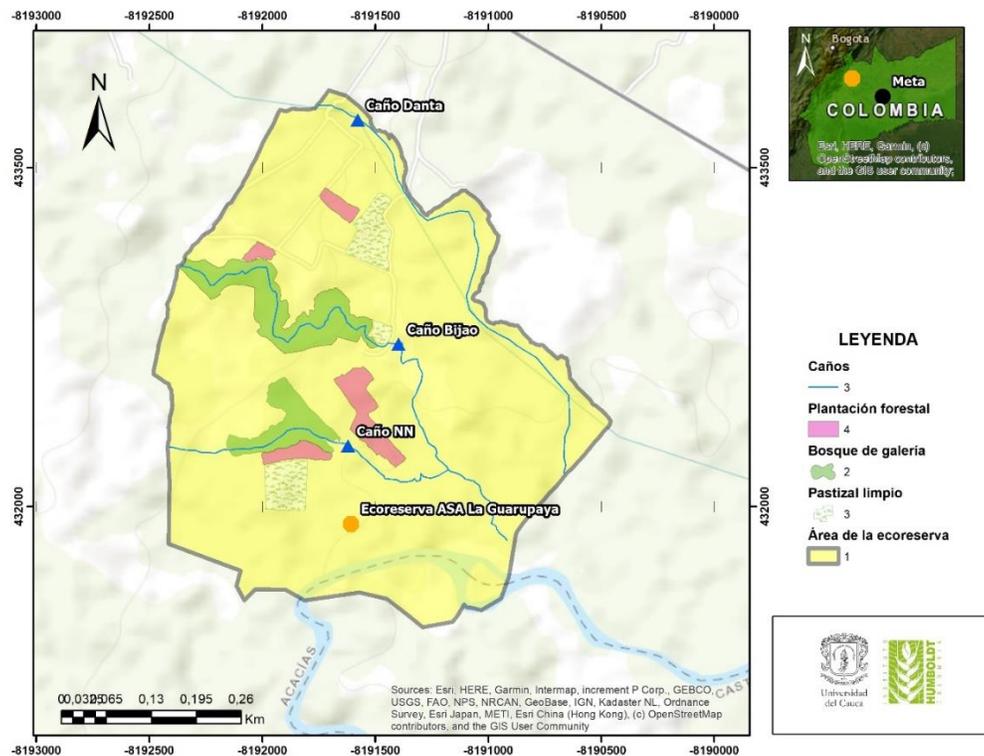


Figura 2. Mapa del área de estudio.

Sitios de muestreo

Para las unidades de muestreo se ubicaron 4 puntos por cada cobertura (bosque de galería, plantación forestal y pastizal limpio), dispuestos de la siguiente manera (figura 3):

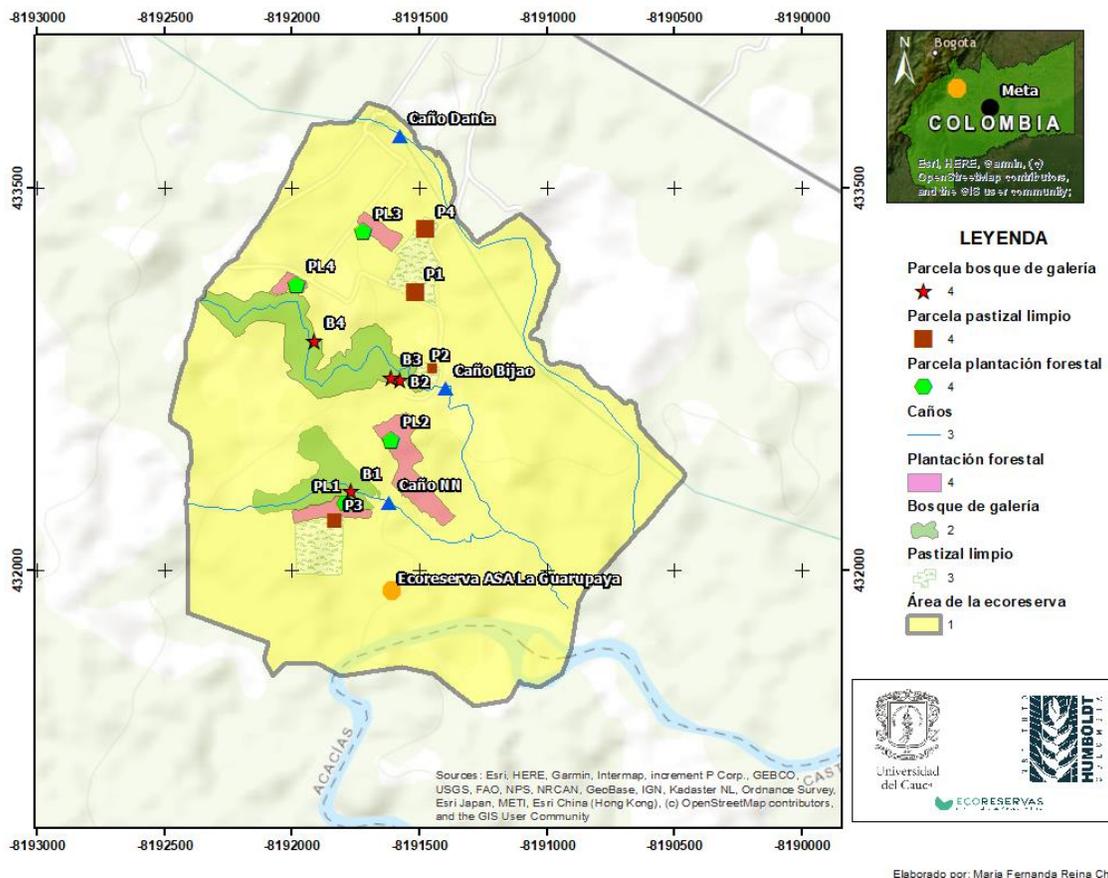


Figura 3. Mapa del área de estudio con sitios de muestreo.

7.2 Fase de campo

7.2.2 Caracterización de las comunidades de plántulas

Para la caracterización se tienen en cuenta dos enfoques el primero es la estructura y la segunda es composición, esto para las plántulas en los tres tipos de coberturas vegetales. Para el primero, García (2020) establece parcelas permanentes de plántulas durante un tiempo de monitoreo (figura 4). Para este estudio han sido seis meses. Para mirar la cantidad de parcelas a instalar en este trabajo, se tomó una base a partir del estudio de Cayola y colaboradores (2015), quienes recomiendan necesario instalar de 9–12 parcelas temporales de 0,1 ha, a fin de lograr inventariar la mayor parte de la diversidad de un sitio en particular. De esta manera, en este estudio fueron instaladas un total de 12 parcelas en dos relictos de bosque (de 6,79 y 14 ha respectivamente) y 4 áreas de plantación forestal (12,07 ha) y pastizal limpio (8,6 ha). Para ser más específicos, las parcelas tuvieron replicas dentro de las coberturas vegetales, estas parcelas permanentes serán útiles para el monitoreo en seguimiento de la vegetación (MADS, 2015) en sotobosque. La distribución de parcelas se hizo de forma completamente aleatoria (Zamora, 2010), sin embargo, algunas parcelas quedaron muy distantes debido al acceso y permiso en el sitio, además de querer observar una secuencialidad entre parcelas de bosque de galería, seguida por plantación forestal y luego por pastizal limpio. Estas parcelas fueron conformadas por cinco sub - parcelas de 1 x 1 m; y para el segundo, siendo la composición donde en cada sub - parcela se realizó un censo de plántulas leñosas mensual que puedan corresponder a clasificaciones por hábitos de

crecimiento hechas por Font-Quer (1953) y Vallejo *et al.* (2005) teniendo a: árboles, arbustos y lianas, y un caso en particular de palmas.

Además, estas deben portar formación de hojas verdaderas de la plántula; la plántula puede tener una altura entre 10 – 100 cm (Turner, 2001); De ahí que, se registró la altura del individuo en el inicio y final del monitoreo; Además de las plántulas que iban creciendo y sobrepasando los 10 cm. Cada plántula fue registrada con un ID de registro único (figura 4). Para cada morfoespecie se realizó un muestreo aleatorio fuera de la parcela, recolectando duplicados como colección de referencia (Muñoz *et al.*, 2011), al cual se realizó un proceso de herborización (Villareal *et al.* 2004), las muestras fueron depositadas en el Herbario de la Universidad del Cauca (CAUP).

Tras esto, se realizó una lista de descripción morfológica de plántulas correspondiente a elementos foliares y caulinares, tomando los siguientes datos cualitativos: 1) tipo de hoja o división (simple o compuesta “pinnadas: imparipinnadas y paripinnadas) 2) Forma de hoja o foliolo 3) Margen o Borde 4) Ápice 5) Base 6) Venación 7) Presencia o ausencia de estípulas 8) Superficie (glabra o presenta tricomas 9) Exudaciones 10) Olor 11) Inserción (peciolados sésiles) 12) Disposición de las hojas en el tallo (Díaz *et al.*, 1993).



Figura 4. Método para caracterizar las comunidades de plántulas en tres tipos de coberturas.

7.3 Fase de identificación

Esta fase tuvo dos momentos, el primero: se identificaron siguiendo la metodología de Fuentes (2015), se procedió a organizar las muestras por morfoespecies hasta la categoría taxonómica de familia. Esto con ayuda de guías como las de Gentry y Dillon (1996), diccionario botánico de Font Quer (1979) y plataformas virtuales como Royal Botanic Gardens (KEW), Colombian Plants made Accessible (ColPlantA), World Flora Online (WFO) y el catálogo de plantas y líquenes de Colombia. De igual manera se realizó una comparación de excidados en el herbario de la Universidad del Cauca (CAUP). Además del empleo de claves dicotómicas por medio comparación morfológica de caracteres generales. Al igual

que en campo mediante el acompañamiento de los biomonitores (persona que vive cerca de la región de estudio y tiene noción sobre nombres vernáculos de las plantas).

En segunda instancia, se realizó una identificación molecular. Tras tener la muestra vegetal en verde se seccionó una hoja y se dispuso en bolsas de papel rotuladas con ID de registro y morfotipo, posteriormente se depositaron en bolsas ziploc con gel de sílice (xerogel de dióxido de silicio), (Figura 5), que provee una buena fuente de ADN de alta calidad, ayudando a eliminar la humedad de la atmósfera y así secando el tejido vegetal (Przelomska *et al*, 2022). Después de haber pasado entre 2 a 3 días se procedió a realizar un submuestreo en placa de secuenciación. Bajo un ambiente de trabajo estéril se extrajo una sección de muestra aún más pequeña de la hoja con pinzas, esta fue depositada dentro de uno de los pozos de la placa del cual la información fue registrada con el ID de registro en formato Excel y posteriormente enviada al laboratorio de la Universidad de los Andes para continuar con su secuenciamiento.



Figura 5. Método para colecta de material de submuestreo genético para identificación taxonómica molecular.

Después de obtener los resultados de secuenciamiento en formato AB1, el cual permitió pasar las secuencias de cada muestra vegetal de ID de registro a un proceso de edición. Donde, se empleó los programas Geneious; además de utilizar el Centro Nacional de Información Biotecnológica (NCBI) mediante el recurso de blast para comparar la secuencia editada con las que contiene el repositorio y llegar a la mayor categoría taxonómica: la especie. En casos de necesitar una identificación precisa se empleó el programa MEGA (Molecular Evolutionary Genetics Analysis), comparando con información descargable de NCBI y Bold System para realizar filogenia. Y así obteniendo, una información tanto molecular como morfológica que se pueda complementar para la identificación plántulas.

7.4 Potencial de regeneración natural

Con base en poder revisar sobre la capacidad de un bosque de dar continuidad a especies, por medio de una de las etapas que es el establecimiento de plántulas, se lo asimila con las otras coberturas, es decir plantación forestal y pastizal limpio. Para esto se tiene en cuenta la presencia de regenerado en cuanto a la cobertura (proceso cualitativo) (Tabla 1). En referencia a la presencia puntual de regenerado se entenderá la observación de ejemplares jóvenes aislados de especies arbóreas y arbustivas, a lo largo de la parcela (MADS, 2018); y se puede observar especies de un número elevado de ejemplares jóvenes de especies arbóreas, arbustivas o trepadoras a lo largo de la parcela (proceso cuantitativo).

Para la sección cualitativo, a partir del censo de plántulas leñosas son evaluadas por los criterios de evaluación representados en la tabla 1.

Tabla 1. Criterios para la evaluación de la regeneración natural (Tomado de MADS, 2018).

Estado	Característica	Puntuación
Excelente	Abundancia de ejemplares jóvenes de las especies arbóreas y arbustivas, tanto en el bosque consolidado como en los espacios abiertos del cauce (barras, islas, etc)	5
Bueno	Presencia de ejemplares jóvenes de las especies arbóreas y arbustivas, tanto en el bosque consolidado como en los espacios abiertos del cauce (barras, islas, etc)	4
Moderado	Presencia puntual de ejemplares jóvenes, condicionada por una dinámica artificial del cauce, o por actividades antrópicas	3
Deficiente	Inexistencia de ejemplares jóvenes, condicionada por una dinámica artificial del cauce, o por actividades antrópicas	2
Malo	Sólo existen pies extramaduros y con problemas fitopatológicos	1

Para la sección cuantitativa, se tienen medidas con respecto a la abundancia absoluta de la regeneración natural con las siguientes formulas (tomado de Acosta *et al.*, 2006):

Abundancia Absoluta de la Regeneración Natural:

$$AaRNi = N^{\circ} \text{ de plántulas de la especie } i / \text{ha}$$

Siendo:

AaRNi = Abundancia Absoluta de la Regeneración Natural.

Frecuencia absoluta de la regeneración natural:

$$FaRNi = \frac{Ni}{Nt}$$

Donde:

FaRN_i: Frecuencia Absoluta de la regeneración Natural de la especie i.

N_i = n° de subparcelas en que está presente la especie i.

N_t = n° total de parcelas.

Frecuencia Relativa de la Regeneración Natural:

$$FrRN = \frac{FaRN}{\sum FaRN}$$

Donde:

FrRN_i: Frecuencia Relativa de la Regeneración Natural de la especie i

FaRN_i: Frecuencia Absoluta de la Regeneración Natral de la especie i

Valor fitosociológico de la categoría de tamaño:

Se pueden clasificar en 3 categorías de tamaño descritas por Hosokawa (1986), teniendo en cuenta que para este trabajo se tiene las dos primeras categorías, para la segunda categoría solo se tiene en cuenta para las plántulas que durante el monitoreo pasaron los 100 cm:

- I. de 0,1m a 0,99 m de altura;
- II. de 1,0 a 1,9 m de altura.

Donde $VFrn(j)$ es el valor fitosociológico de la categoría de tamaño j y se calcula de la siguiente manera:

$$VFrn(j) = \frac{N_j}{N}$$

Donde:

$VFrn(j)$ = Valor Fitosociológico de la categoría de tamaño j

N_j = Número total de individuos de la categoría de tamaño j

N = Número de individuos de la regeneración natural

A esto, se suma la ecuación de categoría de tamaño absoluta (CTaRN):

$$CTaRN = VFrn(i) \times n(i) + VFrn(m) \times n(m)$$

En que:

CTaRN = Categoría de Tamaño absoluta de la Regeneración Natural

$VFrn$ = Valor Fitosociológico de la categoría de tamaño

n = Número de individuos de la categoría de tamaño de la Regeneración Natural;

i =inferior; m =medio

Y para el valor relativo de la clase de tamaño de la Regeneración Natural (CTrRN) se tiene:

$$CTrRN = \frac{CTaRN}{\sum CTaRN} \times 100$$

Regeneración natural relativa:

Con la anterior información se va a calcular la regeneración natural relativa (RNr), esto será para cada especie con valores de: abundancia, frecuencia y categoría de tamaño con:

$$RNr = (ArRN + FrRN + CTrRN)/3$$

Donde

RNr= Regeneración Natural Relativa

ArRN=Abundancia Relativa de la Regeneración Natural

FrRN=Frecuencia Relativa de la Regeneración Natural

CTrRN=Categoría de Tamaño Relativa de la Regeneración Natural

A partir de los resultados se brindan estrategias en base a referencias que puedan ser empleadas y servir como apoyo para al potencial de regeneración a través del tiempo.

7.5 Análisis de datos

Para caracterizar las comunidades de plántulas en los tres tipos de coberturas se tienen las curvas de interpolación y extrapolación, empleadas para un análisis de eficiencia del muestreo. Estas curvas son basadas en la cobertura de la muestra, siendo la proporción del total de individuos en una comunidad representada por las especies observadas (Chao y Jost, 2012).

De igual manera, se revisó la composición en la diversidad verdadera por medio de los números efectivos de especies (Jost, 2006) donde: la primera diversidad de orden cero (q_0), se refiere a la riqueza de especies. La segunda es la de orden uno (q_1) haciendo referencia a todas las especies que son ponderadas proporcionalmente según su abundancia en la comunidad. Por último, la diversidad de orden dos (q_2), es representada por las especies dominantes siguiendo el método propuesto por Jost, (2006) y Moreno *et al.*, (2011). Los cálculos de diversidad verdadera se realizaron mediante la versión en línea del paquete iNEXT online (siguiendo la metodología de Maya *et al.*, 2023).

Para evaluar el potencial de regeneración se va a realizar análisis de similitud con el índice de Chao-Jaccard, este presenta una variación del índice de Jaccard, considerando la abundancia relativa de cada especie y calculando de forma adecuada la similitud, teniendo en cuenta las especies raras, lo anterior

servirá de complemento para unir con análisis de ordenación multivariado NMDS entre las unidades de muestreo que permite representar en un espacio ordenado de pocas dimensiones la cercanía entre un conjunto de objetos (Acuña, 2013). Para evaluar cómo varía la composición de especies entre fragmentos y entre regiones se llevó a cabo un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, por sus siglas en inglés). Este análisis multivariado permite ordenar los fragmentos en un espacio de 2 dimensiones en función de su disimilitud composicional (índice de Bray-Curtis).

8 Resultados

8.1 Caracterización de las comunidades de plántulas

En la acumulación de especies (figura 6) se detallan datos de individuos por las tres coberturas vegetales por medio de las curvas de interpolación y extrapolación, para la cual el bosque de galería continúa siendo la cobertura con mayor acumulación de especies (figura 6). Además, de la composición y estructura por medio de la diversidad verdadera con los números efectivos de especies (Jost, 2006), que se tienen valores en los distintos órdenes de diversidad q_0 , q_1 y q_2 (figura 7), mencionado de otra manera valores de: riqueza, frecuencia y dominancia de plántulas leñosas en tres tipos de coberturas vegetales de la Ecoreserva. Se registró un total de 218 individuos de plántulas leñosas, con 49 especies, distribuidas en 30 familias.

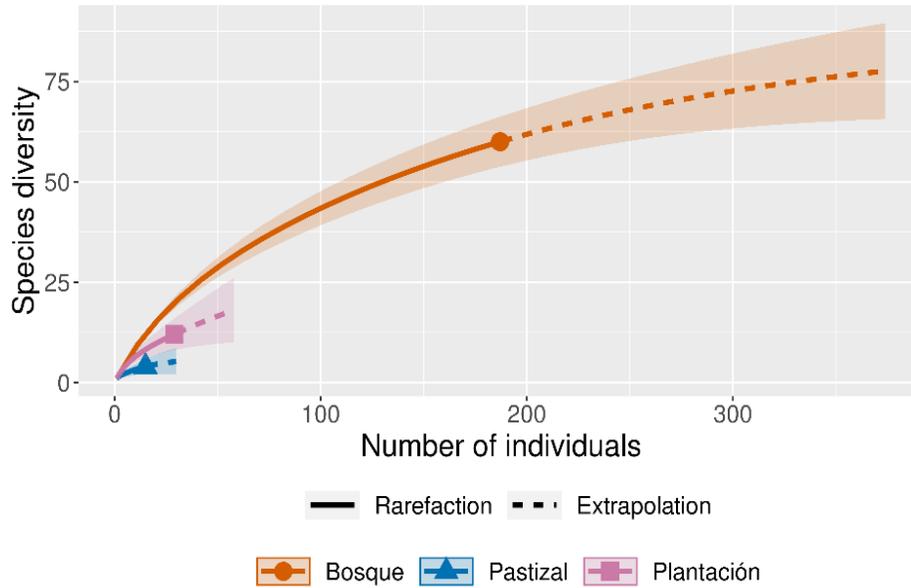


Figura 6. Curvas de interpolación y extrapolación para cada una de las coberturas vegetales (bosque de galería, pastizal limpio y plantación forestal).

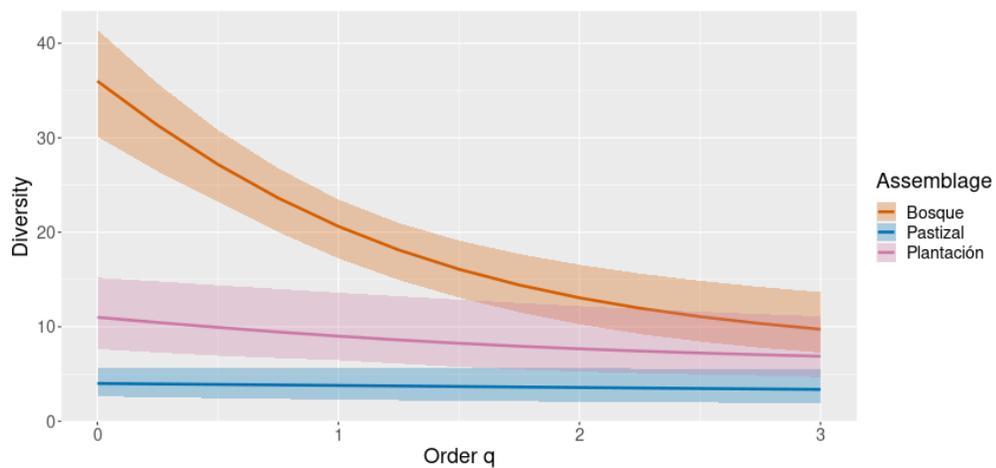


Figura 7. Acumulación de especies para cada una de las coberturas vegetales (bosque de galería, pastizal limpio y plantación forestal) con orden q_0 , q_1 y q_2 .

Para revisar los órdenes de diversidad verdadera para bosque de galería (tabla 2) existe una alta riqueza de especies (q_0) a diferencia de las otras dos coberturas, y se pueden ver reflejado en la alta diferencia de especies entre los otros órdenes. Entre sus especies más frecuentes (q_1) en las unidades de muestreo para bosque de galería están *Cupania scrobiculata*, *Tapirira guianensis*,

Sloanea guianensis, *Piper peltatum* y *Prestonia quinquangularis*. Para plantación forestal *Distemonanthus benthamianus*. De las anteriores especies también se encontraron en otra cobertura como *P. peltatum* y *P. quinquangularis* comparte con plantación forestal de *Adenanthera peregrina*. Para la dominancia (q2) sigue siendo para cada cobertura, en el caso de bosque de galería con *Cupania scrobiculata* y *Tapirira guianensis* que se encontraron en la mayoría de parcelas con alta abundancia. Para plantaciones forestales no se encontró especies que compartieran entre las mismas, sin embargo, para *Adenanthera peregrina* se encuentra una especie dominante *P. quinquangularis*. Para pastizal limpio debido a la baja cantidad de especies acumuladas sus índices de diversidad son bajos.

Tabla 2. Números efectivos de diversidad verdadera.

Cobertura vegetal	Índices de diversidad		
	q0	q1	q2
Pastizal limpio	4	4	3
Plantación forestal	11	9	8
Bosque de galería	36	21	13

Con respecto a la densidad basada en la abundancia de las especies y el área tomada de 10 m² de las parcelas de monitoreo, se tiene que a partir de la figura 8 y 9, existe una mayor densidad de especies encontradas en bosque de galería en comparación con las otras dos coberturas, en especial de la especie *Cupania scrobiculata*. Seguida por plantación forestal y por último pastizal limpio con no más de un individuo para cada especie.

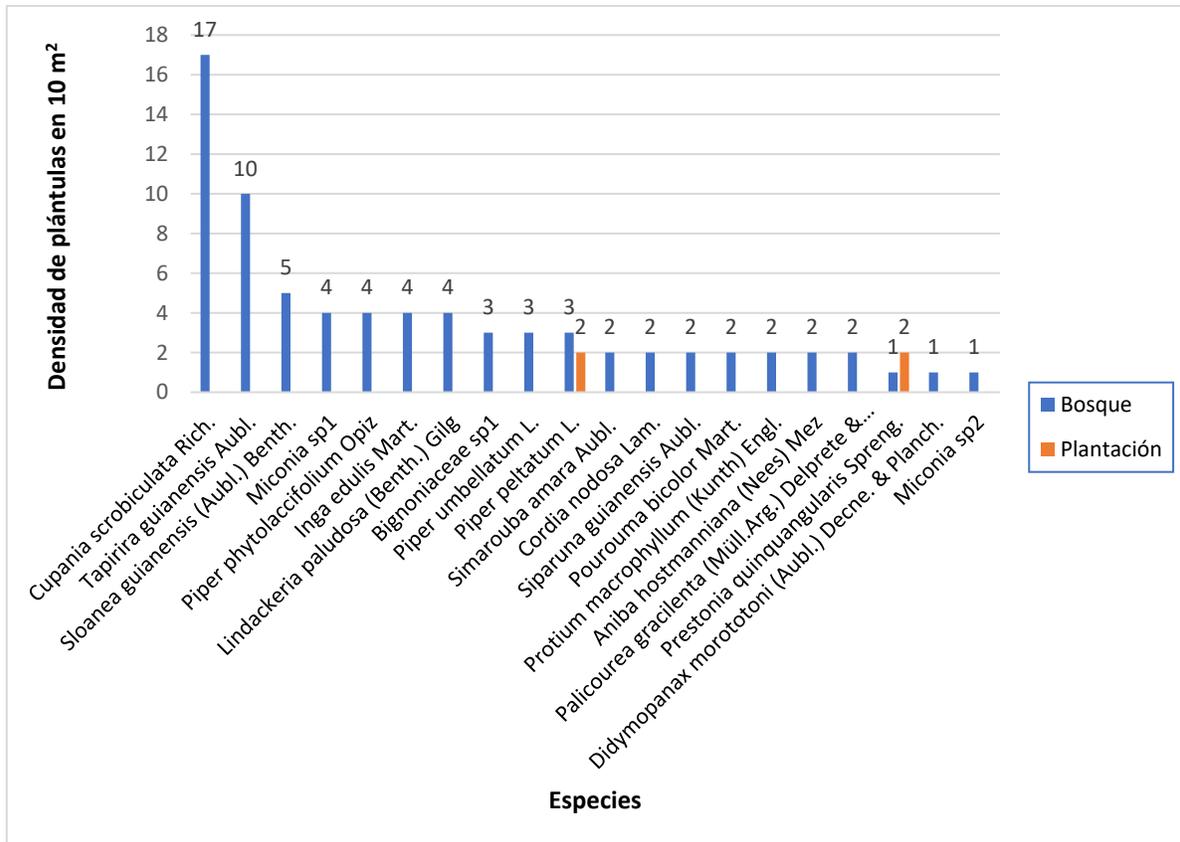


Figura 8. Densidad de especies de plántulas en parcelas de 10 m² en los tres tipos de coberturas vegetales: bosque de galería y plantación forestal.

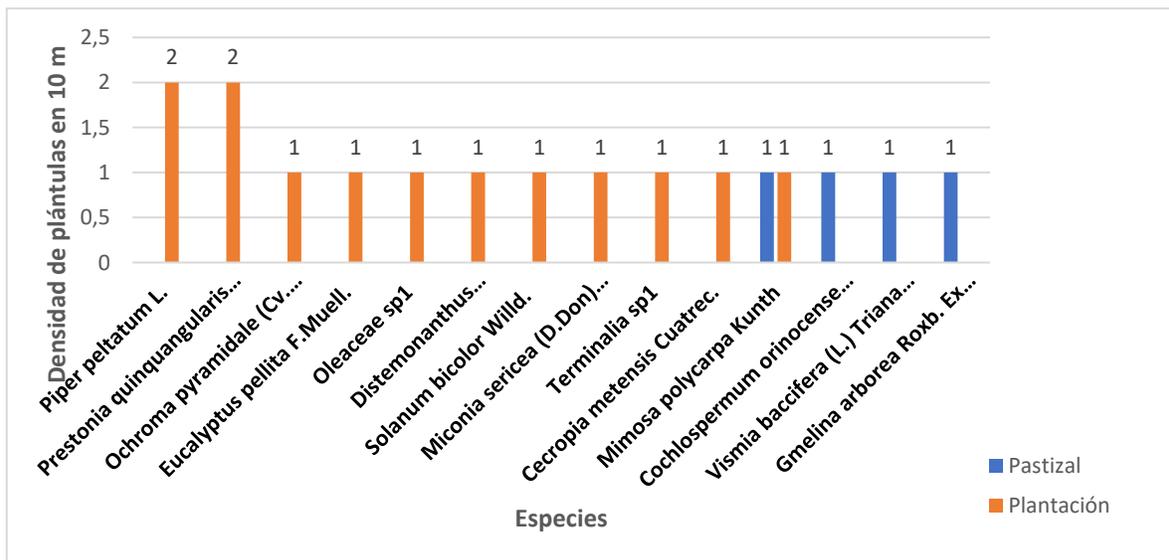


Figura 9. Densidad de especies de plántulas en parcelas de 10 m² en los tres tipos de coberturas vegetales: plantación forestal y pastizal limpio.

Sin embargo, la figura es más aplanada haciendo alusión a la poca cantidad de individuos encontrados en esta cobertura. La mayoría de especies reportadas dentro del gráfico de bosque de galería es porque fueron frecuentemente encontradas en las parcelas de monitoreo.

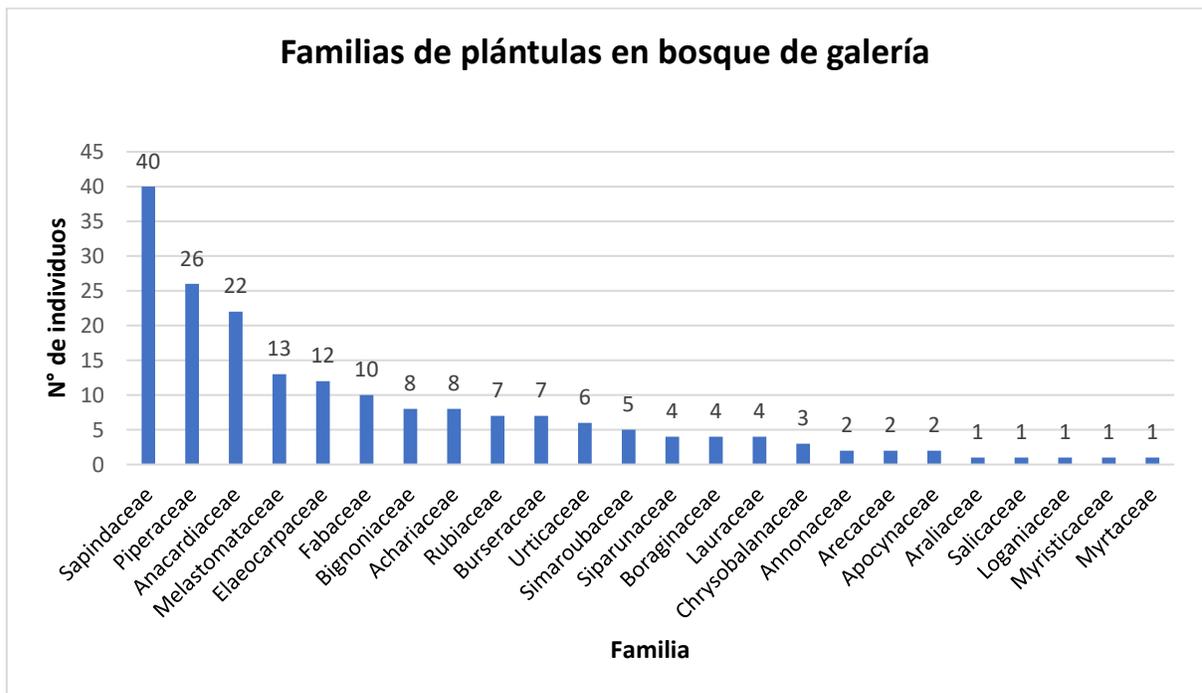


Figura 10. Abundancia de familias de plántulas en cobertura vegetal de bosque de galería.

Para el bosque de galería se tiene un $n=190$ individuos. Muestra representada en 38 especies (q_0) que están distribuidas en 24 familias, entre las más representativas son: Sapindaceae, Piperaceae y Anacardiaceae (figura 10). Para q_1 se tomaron las más representativas como Sapindaceae con especies como: *Cupania scrobiculata* Rich. (38 individuos); Anacardiaceae con *Tapirira*

guianensis Aubl. (19 individuos) y *Paullinia* sp1 (1 individuo); y Piperaceae con *Piper umbellatum* L. (7 individuos), *Piper phytolaccifolium* Opiz (10 individuos), *Piper tuberculatum* Jacq. (1 individuo), *Piper divaricatum* G.Mey. (1 individuo). Para q2 se tiene a *Cupania scrobiculata* Rich. y *Tapirira guianensis* Aubl (figura 11 y 12).

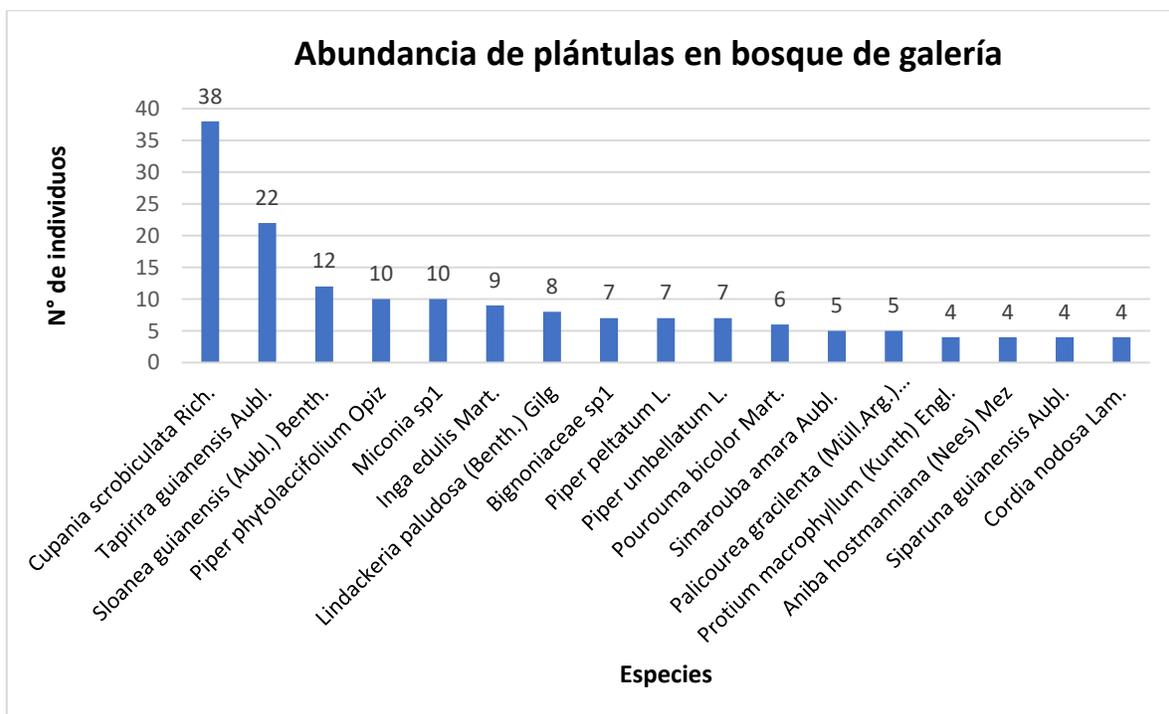


Figura 11. Abundancia de especies de plántulas en cobertura vegetal de bosque de galería.

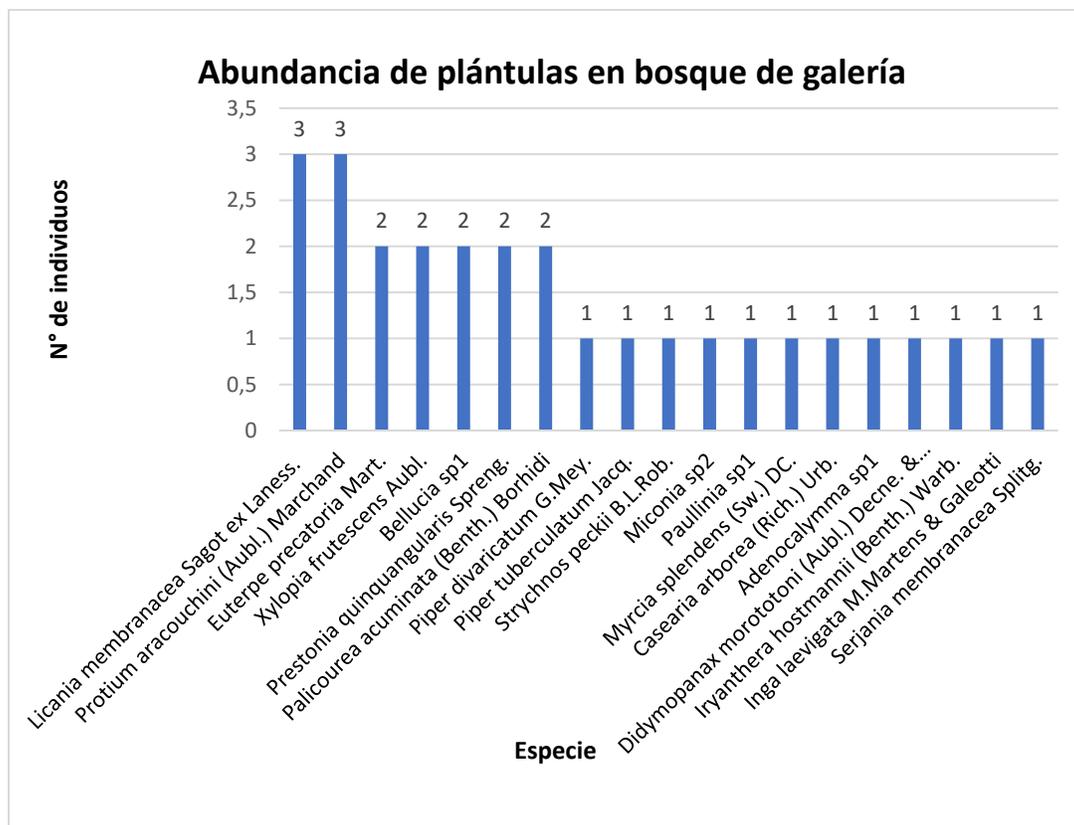


Figura 12. Continuación Abundancia de especies de plántulas en cobertura vegetal de bosque de galería.

En ese orden de ideas para plantación forestal se tuvo un total de 22 plántulas, entre las que se tienen 8 familias Apocynaceae, Fabaceae, Malvaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Piperaceae, Solanaceae y Urticaceae (figura 13), de estas representan 11 especies (q0), de las especies la más abundante fue *Piper peltatum* L. (5 individuos) y *Prestonia quinquangularis* Spreng (4 individuos) (figura 14).

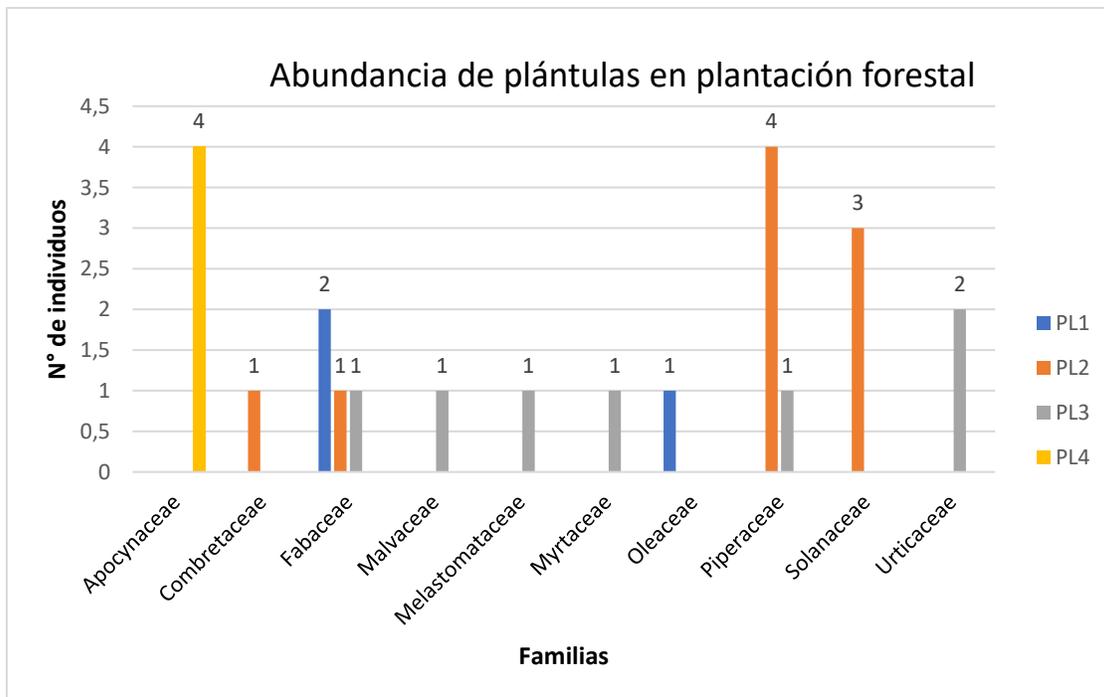


Figura 13. Abundancia de familias de plántulas en cobertura vegetal de plantación forestal. PL1: *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) Urb., PL2: *Anadenanthera peregrina* L. (yopo) y especie de la familia Combretaceae, PL3: *Pinus caribaea* Morelet (pino) y PL4: *Anadenanthera peregrina* L. (yopo).

Se tiene en cuenta que las parcelas fueron establecidas en distintos tipos de plantaciones, para las cuales se tiene: PL1: *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) Urb. (balso) En el caso de PL1 se encontró especies como: *Distemonanthus benthamianus* Baill. y Oleaceae sp1; una plantación mixta PL2: *Anadenanthera peregrina* L. (yopo) y una especie de la familia Combretaceae, para PL2: *Distemonanthus benthamianus* Baill., *Piper peltatum* L., *Solanum bicolor* Willd; luego se tiene a PL3: *Pinus caribaea* Morelet (pino) con *Cecropia metensis*, *Eucalyptus pellita*, *Mimosa polycarpa*., *Ochroma pyramidale* (Cav. ex

Lam.) y *Piper peltatum* L.; y por último la plantación PL4: *Anadenanthera peregrina* L. (yopo) con *Prestonia quinquangularis* Spreng (figura 13).

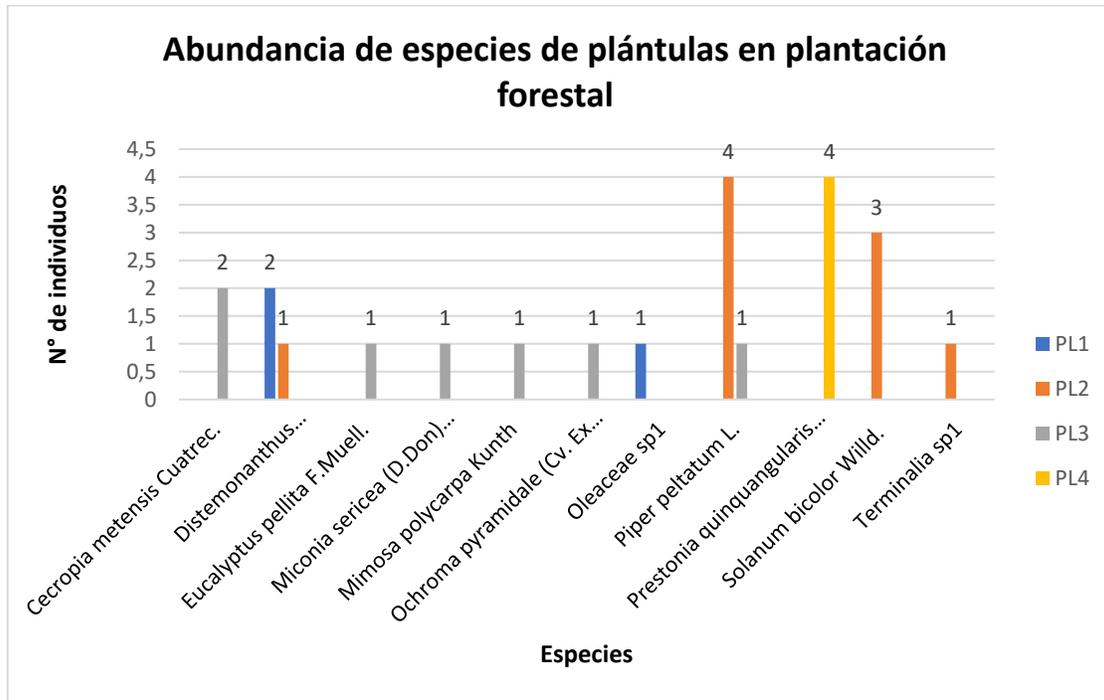


Figura 14. Abundancia de especies de plántulas en cobertura vegetal de plantación forestal. PL1: *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) Urb. PL2: *Anadenanthera peregrina* L. (yopo) y especie de la familia Combretaceae, PL3: *Pinus caribaea* Morelet (pino) y PL4: *Anadenanthera peregrina* L. (yopo).

Por último, para pastizal limpio se obtuvo 5 individuos representados por 4 especies (q0) y distribuidos en 4 familias siendo Lamiaceae (figura 15) la más abundante con la especie *Gmelina arborea* Roxb. Ex Sm. (2 individuos), además de encontrar otras como: Fabaceae, *Mimosa pigra* L., Bixaceae, *Cochlospermum orinocense* (Kunth) Steud e Hypericaceae con *Vismia baccifera* (figura 16).

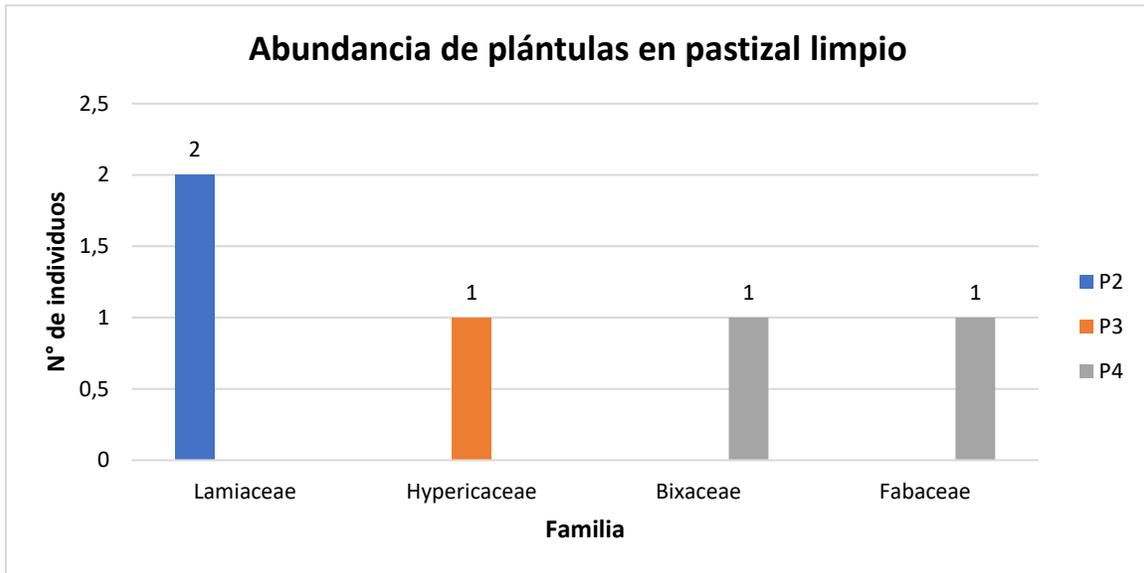


Figura 15. Abundancia de familias de plántulas en cobertura vegetal de pastizal limpio.

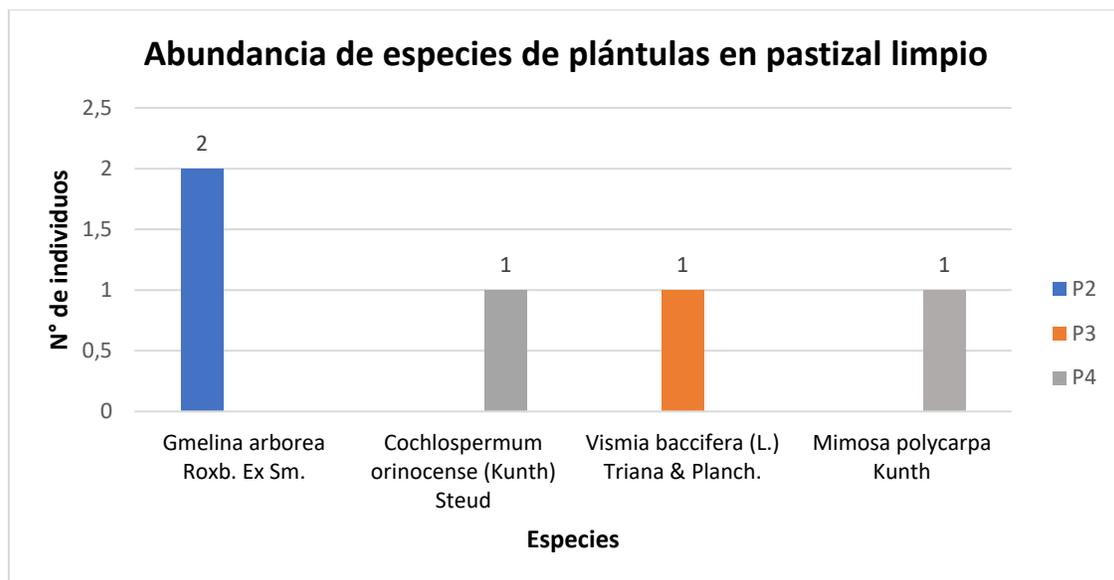


Figura 16. Abundancia de especies de plántulas en cobertura vegetal de pastizal limpio.

8.2 Potencial de regeneración natural

Ahora bien, para el potencial de regeneración se tuvieron dos criterios: cualitativa (tabla 3) y cuantitativa (tabla 4). Para la presencia puntual de regenerado se entenderá la observación de ejemplares con una categoría bueno en bosque de galería; deficiente para la plantación de *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) Urb. y moderado para las demás plantaciones; Para pastizal limpio una categoría deficiente.

Tabla 3. Categorías del potencial de regeneración cualitativa, según MADS 2018.

Cobertura vegetal	Parcela	Categoría
Bosque de galería	B1	Bueno
	B2	Bueno
	B3	Bueno
	B4	Bueno
Plantación forestal	PL1	Deficiente
	PL2	Moderado
	PL3	Moderado
	PL4	Moderado
Pastizal limpio	P1	Deficiente
	P2	Deficiente
	P3	Deficiente
	P4	Deficiente

En el caso de regeneración natural relativa de forma cuantitativa en la que se brindan desde la de mayor potencial en pastizal limpio con *Gmelina arborea* y *Cochlospermum orinocense*, la primera por su alto crecimiento; para bosque de galería con *Cupania scrobiculata* (38 individuos) y *Tapirira guianensis* (19 individuos) por su alta abundancia; en plantación forestal *Piper peltatum*, *Prestonia quinquangularis* y *P. peltatum* con hábito de arbustivo y *P. quinquangularis* como liana.

Tabla 4. Valor cuantitativo del potencial de regeneración.

Cobertura vegetal	Especie	FrRN	AaRni	CTrRN	Potencial de regeneración
Pastizal	<i>Gmelina arborea</i> Roxb. Ex Sm.	9,091	0,926	13,433	16,672
Bosque	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	3,306	17,593	6,979	13,598
Plantación	<i>Piper peltatum</i> L.	9,091	2,315	7,701	11,378
Pastizal	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud	9,091	0,463	6,758	9,851
Pastizal	<i>Mimosa polycarpa</i> Kunth	9,091	0,463	6,758	9,851
Pastizal	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	9,091	0,463	6,758	9,851
Bosque	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2,893	10,185	4,049	8,199
Plantación	<i>Prestonia quinquangularis</i> Spreng.	2,273	1,852	6,115	7,435
Plantación	<i>Solanum bicolor</i> Willd.	4,545	1,389	4,612	6,524
Plantación	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill.	2,273	1,389	4,591	5,766
Bosque	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	2,479	5,556	2,217	4,773
Plantación	<i>Cecropia metensis</i> Cuatrec.	2,273	0,926	3,068	4,097
Bosque	<i>Miconia</i> sp1	2,066	4,630	1,847	3,977
Bosque	<i>Inga edulis</i> Mart.	2,893	4,167	1,672	3,924
Bosque	<i>Piper phytolaccifolium</i> Opiz	0,413	4,630	1,832	3,426
Plantación	<i>Mimosa polycarpa</i> Kunth	4,545	0,463	1,565	3,185
Plantación	Oleaceae sp1	4,545	0,463	1,565	3,185
Bosque	<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth.) Gilg	1,240	3,704	1,474	3,044
Bosque	Bignoniaceae sp1	1,240	3,241	1,291	2,715
Bosque	<i>Piper umbellatum</i> L.	1,240	3,241	1,291	2,715
Bosque	<i>Piper peltatum</i> L.	0,413	3,241	1,284	2,440
Plantación	<i>Eucalyptus pellita</i> F.Muell.	2,273	0,463	1,544	2,427
Plantación	<i>Terminalia</i> sp1	2,273	0,463	1,544	2,427
Plantación	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cv. Ex Lam.) Urb.	2,273	0,463	1,544	2,427
Bosque	<i>Palicourea gracilenta</i> (Müll.Arg.) Delprete &	2,066	2,315	0,933	2,333
Bosque	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	2,066	2,315	0,933	2,333
Bosque	<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	0,826	2,778	1,105	2,249
Bosque	<i>Protium macrophyllum</i> (Kunth) Engl.	0,826	1,852	0,739	1,591
Bosque	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	0,826	1,852	0,739	1,591
Bosque	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	0,826	1,852	0,739	1,591
Bosque	<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez	0,413	1,852	0,735	1,453
Bosque	<i>Licania membranacea</i> Sagot ex Laness.	0,826	1,389	0,556	1,262
Bosque	<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand	0,826	1,389	0,556	1,262
Bosque	<i>Bellucia</i> sp1	0,826	0,926	0,373	0,933
Bosque	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	0,826	0,926	0,373	0,933
Bosque	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	0,826	0,926	0,373	0,933
Bosque	<i>Palicourea acuminata</i> (Benth.) Borhidi	0,413	0,926	0,369	0,795
Bosque	<i>Prestonia quinquangularis</i> Spreng.	0,413	0,926	0,369	0,795
Bosque	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. &	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Adenocalymma</i> sp1	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Inga laevigata</i> M.Martens & Galeotti	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Miconia</i> sp2	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Iryanthera hostmannii</i> (Benth.) Warb.	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Paullinia</i> sp1	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Piper divaricatum</i> G.Mey.	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Piper tuberculatum</i> Jacq.	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Serjania membranacea</i> Splitg.	0,413	0,463	0,187	0,467
Bosque	<i>Strychnos peckii</i> B.L.Rob.	0,413	0,463	0,187	0,467
Plantación	<i>Miconia sericea</i> (D.Don) Michelang.	0,413	0,463	0,187	0,467

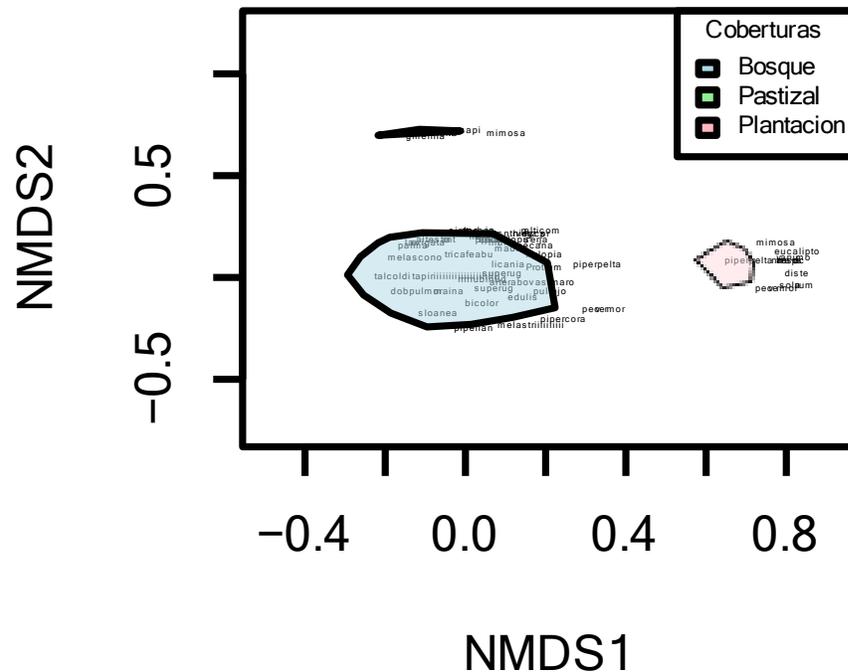


Figura 17. Gráfico de ordenación de especies de plántulas en tres tipos de coberturas vegetales (bosque de galería, plantación forestal y pastizal limpio), NMDS (Escalado Multidimensional No Métrico).

Permite ser más fáciles de observar en grupos ordenados, dicha ordenación con distintas variables ambientales para determinar de manera indirecta el efecto de éstas sobre la matriz de los espacios de las tres coberturas vegetales sobre las 49 especies determinadas. En este caso se observa que la figura de bosque galería tiende a estar más cerca al de plantación forestal, las especies que están fuera de esta figura como: *Prestonia quinquangularis* y *Piper peltatum* son propensas a estar en otras coberturas como la de plantación forestal de *Adenantha peregrina*. Ocurre algo similar para pastizal limpio con *Mimosa polycarpa* y la plantación de *Pinus caribea* (figura 17).

9 Análisis

Para la riqueza de especies comparado con otros estudios se logró obtener familias similares, en investigaciones de Aide y colaboradores (1995) en Puerto Rico encontraron a Burseraceae y Elaeocarpaceae, al igual que en otros estudios Melastomataceae, Piperaceae y Fabaceae en plantaciones forestales (Quintero, 2019; Fernández, 2012). Sin embargo, para este estudio se reportan familias más abundantes a Sapindaceae, Piperaceae y Anacardiaceae para bosque de galería. Este trabajo en cuanto a composición fue similar al encontrado por Tigrero (2019), el cual entre sus familias más abundantes tiene a Moraceae y Sapindaceae, reconocidas como familias que se logran establecer a través de la regeneración natural. Hallaron un total de 202 plántulas que es similar al reportado en este estudio con 218 plántulas, además lograron encontrar 48 especies distribuidas en 29 familias, y por medio de esta investigación se está reportando 49 especies y 30 familias. Esto hace que las comunidades de plántulas encontradas en bosque de galería hayan sido heterogéneas, estos resultados son similares a los presentados por Quintero (2019).

Sapindaceae con el género *Cupania* es una familia que ha estado registrada en inventarios de bosques secundarios que atraviesan regeneración natural y que a su vez están asociados con sistemas silvopastoriles (Clavo y Fernández, 1999). Tigrero (2019) reporta al género *Cupania* en un bosque poco

intervenido. También Barth y colaboradores (2008) menciona que Sapindaceae es una familia muy representativa en cuanto a nivel de individuos, en su estudio es equivalente al 46,2%, menciona que esta familia es típica de formaciones secundarias, König y colaboradores (2008) mencionan que varias de sus especies han sido empleadas para restaurar vegetación a las orillas de los ríos, y como atrayente a dispersores de semillas ya que su fruto atrae a la avifauna (Longui, 1995).

Adicionalmente, cabe destacar la presencia de especies esciófitas propias del bosque de galería, como *Cupania scrobiculata*, que muestra un alto potencial de regeneración en esta cobertura y se posiciona como la especie dominante y más frecuente en la mayoría de las parcelas estudiadas, perteneciente a la familia Sapindaceae. Al no encontrarse en las otras coberturas, se puede afirmar que *Cupania scrobiculata* es una especie esciófita o dependiente de sombra en su etapa de plántula-juvenil, siendo el bosque capaz de proporcionar las condiciones necesarias para su supervivencia (Figueredo et al., 2011).

Con respecto a la frecuencia, se tiene que para bosque de galería son 75 y 2 para plantación forestal, las demás tienen al menos un individuo, estos datos son más bajos que los presentados en el trabajo de Tigrero (109 plántulas) y puede deberse a que sus coberturas a comparación variaban en la gradualidad de bosques en intervención, mientras que en este estudio en cuanto a sus coberturas es un estudio pionero. Sin embargo, esta frecuencia está relacionada con la capacidad de dispersión, germinación y que éstas lleguen a un

microhábitat propicio para que la plántula logré establecerse. Con respecto a otros estudios, esta investigación se desarrolló en tres tipos de coberturas contrastantes, donde imposibilita la frecuencia de alguna especie entre estas, donde se atribuye que mayor frecuencia está correlacionada a bosques sin intervención (Tigrero, 2019), aquí se reportan dos especies como más representativas: *Cupania scrobiculata* y *Tapirira guianensis* para bosques de galería.

Para la dominancia de especies en las tres coberturas no se encontró diferencia significativa entre bosque y plantación, debido al rango de especies que presentan similitud. Pero, si existen diferencias significativas entre bosque y pastizal, debido a que no comparten rangos de riqueza de alguna especie y las tasas de baja abundancia en pastizal, es lo mismo que pasa en los estudios de Cusack y Montagnini (2004) que encontraron que en sus parcelas de control de pastizal tenían menos individuos que las coberturas a comparación.

Así mismo, comparando los tres distintos tipos de coberturas vegetales: bosque de galería, pastizal limpio y plantaciones forestales se tiene que las áreas de pastizal limpio y plantación forestal tienen una historia de uso de suelo similar que fue para ganadería semi-intensiva. Pero al encontrarse en proximidad a remanentes de bosque de galería se podría sugerir que esta cercanía y considerando las características del paisaje circundante (Westman, 1978) da la

posibilidad para que estos remanentes contribuyan a la recuperación de la estructura y función de las áreas adyacentes (Benayas et al., 2008). Es importante reconocer que, durante el proceso de sucesión vegetal, se observa un aumento en la diseminación de especies en bosques degradados y sus alrededores a lo largo del tiempo, esto influye significativamente en la regeneración natural. Este proceso debe ser comprendido para evaluar las tasas de cambio de vegetación (Hierro, 2003 y Chazdon et al., 2007) que existen aun cuando estas áreas han cesado sus actividades y se espera que se recuperen por medio de regeneración natural.

Este estudio se enfoca en el sotobosque en proceso de regeneración natural en plantaciones forestales y pastizales limpios, comparado con remanentes de bosque de galería, resulta esencial para evaluar el potencial de regeneración de los bosques en las áreas de plantación (Letelier, 2019) y potreros. A pesar de la marcada heterogeneidad de la cobertura de bosques de galería existen ciertas especies que se comparten con las plantaciones forestales, es el caso de *Prestonia quinquangularis*, y de plantaciones forestales a pastizales limpios con *Mimosa polycarpa*. Entre pastizales y bosques de galería no existe alguna especie que pudiesen compartir, posiblemente porque los bosques de galería en sus bordes cuentan con cercas que marcan un límite con plantaciones permitieron mantener zonas donde el proceso de regeneración está marcado (Laborde et al., 2008) al igual que algunos dispersores no puedan cruzar esta barrera.

Así mismo en Puerto Rico, Lugo y Helmer (2004), realizaron una revisión de trabajos sobre lo que denominan bosques emergentes, definiéndolo como un bosque que se regenera naturalmente en tierras abandonadas después de la degradación centrada en bosques nuevos post - agrícolas que se desarrollan a través de la sucesión. Desde luego, en un contexto de sucesión natural se observaría lo que ocurre bajo el dosel de la plantación si resultaría positiva para el establecimiento de especies nativas y la restauración de la comunidad y es lo que se esperase debido a que promueven condiciones de hábitat similares al bosque nativo a lo largo del tiempo (Lust *et al.* 2001, Estades *et al.* 2005, Onaindia *et al.* 2009, 2013).

En términos de composición y abundancia de las comunidades de plántulas, las diferencias principales entre las plantaciones forestales y los bosques de galería radican en el tipo de dispersión de las especies por diferentes agentes naturales (por viento “anemócora”, por animales silvestres “endozoocaria”, por el agua “hidrocoria”, por gravedad “barocoria”, Bautista, 2021), su tolerancia a la sombra y su capacidad de rebrote, según lo señalado por Letelier (2019). Estos hallazgos respaldan la idea de que, en paisajes modificados por la intervención humana, se pueden encontrar subconjuntos de especies forestales adaptadas a estas condiciones (Kabir y Webb, 2008) como las plantaciones forestales, que son áreas modificadas mientras que pastizales limpios no.

Así pues, de lo anterior, en bosque de galería se encontró la presencia de diversas especies con importancia ecológica, lo que destaca la necesidad de implementar acciones de gestión adecuadas. Por ejemplo, en el caso de la familia Chrysobalanaceae, se ha informado el mayor número de especies amenazadas en la región de la Orinoquía colombiana (Lasso et al., 2010), y en este estudio se reporta una especie del género *Licania*, subrayando la importancia de considerar medidas de conservación y manejo específicas para estas especies y sus hábitats. En particular, en los bosques húmedos, este proceso de sucesión vegetal tiende a ser más rápido debido a la presencia de agua en el suelo y altos niveles de precipitación pluvial. Además, la dispersión de semillas ocurre mediante la ayuda de aves que consumen frutos, facilitando así la regeneración de la vegetación, como detallado por Quesada (2008).

Dentro de este contexto, se ha llevado a cabo una evaluación exhaustiva de diversas coberturas, permitiendo la comparación de los componentes de la matriz según taxones específicos, centrándose en los efectos del cambio de uso de la tierra (Chazdon et al., 2009). En el caso particular de las plantaciones de *Pinus caribaea*, se ha observado que estas pueden albergar una amplia variedad de especies, expandiendo su rango de distribución. Y entre otras plantaciones para *Ochroma pyramidale* se encontró *Distemonanthus benthamianus*, también conocida como "Ayanan" en Nigeria, ha sido utilizada en la medicina tradicional africana para tratar diversas infecciones (Nguelefack et al., 2005). Aunque suele reportarse principalmente en bosques, este estudio la identifica en plantaciones

forestales de *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) (Balso), así como en una plantación mixta de *Anadenanthera peregrina* L. (Yopo) y una especie de la familia Combretaceae. Este último hallazgo es notable, ya que la familia Combretaceae ha sido informada en la sucesión vegetal, según Holdridge (1947), con especies arbustivas de las familias Piperaceae y Solanaceae. En este estudio, se reportan *Piper peltatum* y *Solanum bicolor* en esta sucesión vegetal.

Siguiendo con otras plantaciones, estudios de *P. caribea* han reportado que en la región de Vichada encontraron que en estas plantaciones se promovía el desarrollo de sotobosque de una gran variedad de especies en especial nativas (Dueñas y Cortés, 1990). *P. caribea* es un árbol siempre verde que se adapta bien a una gran variedad de sitios, incluyendo los degradados, con limitantes para otras especies forestales (Letelier, 2019). Al comparar plantaciones forestales de pinos con bosque natural, se esperaría que la diferencia entre el sotobosque de las plantaciones y los bosques naturales disminuyen durante el proceso de sucesión natural (Onaindia *et al.*, 2013). Debido a que estas plantaciones mantienen condiciones ambientales para que un razonable número de especies endémicas se establezcan permanentemente en el sotobosque (Real de Abreu *et al.*, 2011). Por lo que la composición de especies de este estudio varía respecto a plantaciones forestales de bosque de galería, esto por las diferentes condiciones ambientales presentes a lo largo de esta sucesión pueden ser vistos como filtros ambientales impuestos por las plantaciones forestales, lo que produce distintos efectos sobre las especies

nativas (Brockerhoff *et al.*, 2008; Onaindia *et al.*, 2013). Sin embargo, se encontraron familias que fueron reportadas en otros estudios como el de Aide y colaboradores.

Las probabilidades de tener un banco de semillas en monocultivos son poco probables a esto se suma el establecimiento de plántulas en este proceso (Holl, 2007), pero se tiene una diferencia entre la plantación de pino y balsa, esto puede deberse a que el pino tiene una mayor producción en materia orgánica. En comparación entre el balsa y el yopo, al ser plantaciones que se siembran con mayor regularidad en la zona, se encontró que existen mejores resultados al tener una plantación mixta (ejemplo PL2), debido a que mejora las condiciones de sotobosque, su área es más amplia en comparación con las demás y dentro de la matriz está cercana a bosques sin ninguna otra cobertura en medio, ayudan a la recuperación, actuando como lugar de propagación (Holl y Aide, 2011). A diferencia del monocultivo de yopo (PL4) que está asociado a un sistema silvopastoril y pastizal limpio, que interrumpen la conexión entre el bosque de galería.

En cuanto a pastizal limpio su potencial de regeneración y establecimiento de plántulas leñosas pioneras fue deficiente y bajo en composición, entre ellas *Gmelina arborea* y *Vismia baccifera*, se esperaría encontrar arbustos, lianas y brinzales de especies arbóreas (Quesada, 2008). En otros estudios como el de

Carnevale y Montagnini (2002) indican que se esperaría que el potencial de regeneración de áreas de pastizal (denominada como “áreas de control”) sea más bajo en comparación con plantaciones forestales y bosques naturales, puede deberse a la gestión de uso de suelo. Para la Ecoreserva ASA La Guarupaya desde el año 2015 se han reportado pastos de tipo *Brachiaria* sp. (Almansa et al., 2020) siendo estos pastos africanos invasores, que colonizan áreas degradadas (Musso et al., 2020) e inhiben la regeneración natural (Cava et al., 2018). Y esto hace imposible la recuperación de ecosistemas naturales. Por ejemplo, para el departamento del Meta se han reportado pastizales repartidos por el país. Los más importantes fueron los Llanos Orientales, la porción colombiana de las grandes sabanas del Orinoco al este de los Andes había una serie de áreas de sabanas naturales más pequeñas, pero de importancia regional (Van Ausdal, 2009). Durante los últimos 50--* , la cantidad de pastizales en Colombia probablemente se ha duplicado, con un avance significativo hacia nuevas áreas de bosque húmedo: la cuenca del Amazonas y el piedemonte de los Llanos (Van Ausdal, 2009). Además de tener una baja riqueza y abundancia, esto se debe a que los pastos invasores logran establecerse más rápidamente en comparación con especies nativas. También puede ser por la limitada colonización de semillas y un bajo reclutamiento de plántulas (Salazar et al., 2011). La ausencia o baja densidad de juveniles indicando una pobre regeneración (Zébazé et al., 2023).

Siguiendo, con el potencial de regeneración *Gmelina arborea* fue alto, el mayor en comparación a todas las especies reportadas en este estudio, fue la única especie que sobrepasó los 100 cm durante seis meses, está relacionado con su alta categoría de tamaño en regeneración natural (CTrRN), relacionada con un crecimiento rápido. En la Ecoreserva ha sido empleada como cerca viva entre zonas de plantaciones, al igual que para *Vismia baccifera*., que a su vez había adultos en bordes de camino cercano de una plantación mixta de *Anadenanthera peregrina*. Budowski (1963) señala que la composición florística de estas comunidades pioneras está limitada a unas pocas especies con una distribución natural muy amplia, siendo el caso, considerándose generalistas dentro de los factores climáticos en los que pueden desarrollarse, llegando a establecerse plántulas en coberturas cercanas, en este caso pastizal limpio.

Se esperaba que la composición de plántulas sea similar entre plantaciones forestales y bosque de galería, sin embargo, en este estudio no se mira de esa forma, puede deberse a la historia del uso del suelo que tiene el área de las plantaciones. En la Ecoreserva se tiene que en el año 2011 un estudio realizado por la Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (AGROSAVIA), reporta que la zona donde en la actualidad existen plantaciones eran pastizales donde dominaba *Brachiarum* sp., para ese entonces se desarrolló un estudio de plantaciones experimentales con el fin de evaluar aguas producto de la extracción de petróleo, verificando el crecimiento de especies por cinco años (2011 - 2015) (Almansa *et al.*, 2020). Mitschka (2002) sugiere que la

plantación forestal puede tener pequeñas mejoras en el diseño y la gestión para la conservación de la biodiversidad, pocos estudios han examinado como estos procesos ayudan o limitan a los remanentes de bosques (incluidas las reservas) (Chazdon *et al.*, 2009).

Con relación a la baja composición de especies en plantación forestal y pastizal limpio puede estar influenciada por la intensidad de los usos pasados de la tierra como el pastoreo a gran o pequeña escala, afectando factores del sitio que influyen en la tasa de recuperación (Holl, 2007). Para un espacio que está atravesando por regeneración natural es muy importante que existan pequeños parches de bosque, vegetación ribereña, cercas vivas y árboles remanentes dentro de la matriz de uso de la tierra (Chazdon *et al.*, 2009) que sirven como fuente de semillas y que a través del tiempo puedan ayudar a mejorar el área circundante. La categoría de regeneración de pastizal limpio se debe a la mala regeneración por la degradación de la tierra (Sharma *et al.*, 2018). Para esto, se puede incluir las Herramientas de Manejo del Paisaje (HMP) se refiere a elementos que constituyen o mejoran el hábitat, incrementan la conectividad funcional o cumplen simultáneamente con estas funciones en beneficio de la biodiversidad nativa (Centro Nacional de Investigaciones de Café [Cenicafé], 2012).

Tomando en cuenta el potencial de regeneración del bosque de galería que es buena, está en un proceso de recuperación al no estar en una categoría de excelente. De acuerdo a Quesada (2008) está en una etapa avanzada en donde el sotobosque tiene cambios en las condiciones micro climáticas, incorporando materia orgánica al suelo y así ayudan a la germinación de especies arbóreas más tolerantes a la sombra, estas especies esciofitas ganan altura y tamaño con el tiempo. A diferencia de la cobertura de plantación, la cobertura de bosque de galería forma un dosel más diverso, alto y durable. Es fundamental llevar a cabo un monitoreo a largo plazo de estos procesos, permitiendo la observación de las especies que se regeneran de forma natural en cada una de sus etapas de desarrollo (Nagaike et al., 2012). Este seguimiento continuo brinda valiosa información sobre el éxito de la regeneración en las distintas coberturas. Asimismo, se enfatiza la importancia de comparar estos procesos de regeneración con los que ocurren en bosques naturales (Burrascano et al., 2013). Esta comparación permite identificar diferencias y similitudes en términos de composición, estructura y dinámica de la vegetación, brindando una visión completa de cómo los distintos usos de la tierra influyen en la recuperación del ecosistema.

Sin embargo, el área de los remanentes de bosque sigue siendo muy baja en comparación a toda el área de la Ecoreserva y dado que los procesos de regeneración natural pueden conllevar mucho tiempo. Así la revisión de propuestas alternativas para aumentar el potencial de regeneración, puede

realizarse por medio de una “gestión sostenible” de las plantaciones forestales que consiste en anticipar, evaluar y gestionar los riesgos que plantean la regeneración natural y la propagación de plantas (Carnus *et al.*, 2006). En vista de querer mejorar el potencial de regeneración natural, teniendo en cuenta los usos actuales de la Ecoreserva, se describe una guía base teniendo en cuenta este estudio.

Para esto, se reconoce que la mayoría de los ecosistemas tardan decenios o años en recuperarse naturalmente de las perturbaciones. Tischew y colaboradores (2010) mencionan que la mayor parte de la financiación es necesaria en las fases iniciales del proyecto, pero es fundamental que un proyecto también tenga fondos para el seguimiento a largo plazo y las intervenciones futuras. Dentro de las propuestas existe otra posibilidad con un enfoque de restauración agrosucesional (Vieira *et al.*, 2009) e incorporar enfoques agroforestales como una fase de transición en la restauración, que puede ayudar a proporcionar simultáneamente medios de vida humanos, reducir los costos de gestión y facilitar la recuperación forestal.

Ahora bien, existen los denominados focos de regeneración, Holl y colaboradores (2000) afirman que estas zonas provistas de árboles capaces de frutificar, son una fuente de dispersión y pueden proveer condiciones microclimáticas que fomentan la regeneración natural en el área. 1. Un aumento

en la cantidad de hojarasca (20 veces mayor) que en los pastizales abiertos. 2. Propagación de hongos micorrícicos es mayor. 3. Los niveles de luz son más favorables para el establecimiento de plántulas comparado con altos niveles lumínicos en pastizales. la restauración activa se convierte en una proyección de ampliar las zonas de bosque, con resultados a un plazo de tiempo más corto a comparación de la restauración pasiva. La restauración activa implica el aumento de recursos en especial mano de obra para el re introducción de plántulas (Van Andel y Aronson, 2006).

En sitios altamente degradados o donde el objetivo es maximizar la biomasa a corto plazo, puede ser necesario plantar plántulas. También es aconsejable adaptar los esfuerzos de restauración a las diferentes condiciones dentro de un sitio. Por ejemplo, si la regeneración es más rápida cerca de parches de bosque remanentes, entonces la mejor inversión de esfuerzo será introducir propágulos en áreas distantes de las poblaciones de origen. Otra intervención de alto impacto sería restaurar la vegetación en pendientes pronunciadas con alta erosión (Holl y Aide, 2011).

Dentro de las proyecciones está la restauración ecológica, donde se prevé plantar árboles con fin de permitir la preservación de zonas boscosas fragmentadas (Gradwohl y Greenberg, 1988), por su parte se recomiendan sembrar algunas especies como *Bursera simaruba* (L.) Sarg. (nombre común,

indio desnudo en pastizales, donde producen un sistema radical óptimo para el mejoramiento de las propiedades físicas y la producción de frutos a temprana edad (Fournier, 1991). También sembrar *Cochlospermum orinocense* (Kunth) (nombre común bototo), el cual puede ser una especie nativa con buenos rendimientos al sembrarla y no se haría un posible desbalance ecológico en el área degradada (Gradwohl y Greenberg, 1988). En un contexto de restauración del paisaje, los núcleos de regeneración, al igual que los árboles remanentes en los pastos (Laborde *et al.*, 2008), inclusión de cercas vivas y cortavientos dentro de los paisajes agrícolas puede ayudar a facilitar los procesos de regeneración natural, al atraer animales nativos que dispersan semillas, como murciélagos y aves, al mejorar las condiciones microclimáticas para el establecimiento de plántulas (Harvey *et al.*, 2005).

Con respecto al deficiente potencial de regeneración presentado en áreas de pastizal limpio y plantación forestal de *Adenantha peregrina*, no sin también apoyar a las áreas de demás plantaciones se propone incluir las Herramientas de Manejo del Paisaje (HMP donde sus elementos pueden incrementar la conectividad funcional en beneficio de la biodiversidad nativa (Centro Nacional de Investigaciones de Café [Cenicafé], 2012) en referencia a los bosques de galería. Siendo estrategias que aportan a la conservación y el sustento de la biodiversidad en sistemas productivos mediante la recuperación y/o mantenimiento de la vegetación natural que interactúa con zonas con usos de suelo activo (Fedepalma, 2018). Además de ayudar a reducir la presión sobre fragmentos de bosque mediante el reordenamiento en la finca algunos de sus

principales representantes son: los sistemas silvopastoriles, sistemas agroforestales, cercas vivas, árboles dispersos en potreros; Contribuir a la protección de hábitats y la regulación hídrica, con la protección de nacimientos, los enriquecimientos de bosque con especies nativas, los cerramientos y revegetalización de áreas liberadas; Incrementar la conectividad de elementos del paisaje para aumentar los distintos componentes del ecosistema, las cercas vivas, los árboles dispersos en potreros con especies nativas (Niño, 2017).

En un estudio en Casanare descrito por Amaya y Sánchez (2022) sobre una finca productora indican algunos Herramientas del manejo de paisaje, esto en base al documento de Herramientas de manejo de conservación de la biodiversidad en paisajes rurales (Lozano, 2009) como:

Cercas vivas: permite incrementar la conectividad, mediante la separación de potreros o linderos. En primera instancia se sugiere el uso de un alambrado, teniendo una inversión inicial, luego puede sembrar árboles y arbustos de especies nativas que puedan generar servicios ecosistémicos como madera, frutos, flores, entre otros, (Lozano, 2009), bajo este estudio se recomienda la siembra de *Cochlospermum orinocense*, bajo estos mediante regeneración natural existirá un crecimiento natural de otras especies se recomienda no remover la vegetación espontánea (Amaya y Sánchez, 2022). Entre otros beneficios de su función están ser rompevientos, disminuir la erosión, albergar fauna silvestre que puede funcionar como control de plagas de los cultivos (Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional [USAID], 2018).

Corredores biológicos: permite un mayor incremento de la conectividad por medio de la reconexión de fragmentos de bosque por medio del restablecimiento de coberturas de estos en potreros, como en este caso para la cobertura de pastizal limpio. Para iniciar se recomienda algunas especies nativas de rápido crecimiento (CTrRN) (Amaya y Sánchez, 2022) reportadas en este estudio: *Cochlospermum orinocense* y *Vismia baccifera*, también se considera a *Mimosa polycarpa*, sin embargo, aún no ha sido evaluada la especie como uso potencial de restauración ecológica y a medida que el tiempo avanza implementar especies para la producción de recursos, especies amenazadas y especies endémicas de la región (Amaya y Sánchez, 2022). Este tipo de sistemas se aconseja para lugares cercanos a las fuentes hídricas pues contribuye a la regulación hídrica ya que actúan como zona de amortiguamiento por la retención de sedimentos y reduce la escorrentía (USAID, 2018) como es el caso de los bosques de galería.

Enriquecimiento vegetal: consisten en la plantación de especies vegetales en claros de bosque o en zonas abiertas, sobre todo cuando la presencia de especies valiosas o con utilidad en el mercado es escasa. Fundamentalmente, el enriquecimiento biológico es un sistema de regeneración artificial que apoya la regeneración natural del bosque (Amaya y Sánchez, 2022).

10. Conclusiones

- Se caracterizó comunidades de plántulas en tres tipos de coberturas vegetales, encontrando 49 especies distribuidas en 37 géneros y 30 familias de plantas, existe una asociación en composición entre bosque de galería y plantación forestal de *Adenantha peregrina* con *Prestonia quinquangularis* y en plantación mixta de *Adenantha peregrina* y pastizal limpio con *Vismia baccifera*.
- Se analizó el potencial de regeneración natural en las tres coberturas vegetales teniendo que las áreas cerradas con cercas como lo son los bosques de galería tienen un mayor potencial de regeneración (buena) en comparación con las otras dos coberturas (moderada plantaciones forestales y deficiente – pastizal limpio), en esto incide que tanto los pastizales limpios como las plantaciones forestales hayan tenido una historia de uso de suelo diferente.
- se realiza la observación de que es necesario realizar evaluaciones preliminares de este potencial en las áreas para diagnosticar la viabilidad y capacidad de los ecosistemas de recuperarse sin asistencia (regeneración natural) o es necesario un proceso de restauración que incluye costos.

11. Recomendaciones

- En las propuestas para aumentar el potencial de regeneración existe la restauración agrosucesional incorporar enfoques agroforestales como una fase de transición en la restauración que puede ayudar a proporcionar simultáneamente medios de vida humanos, reducir los costos de gestión y facilitar la recuperación forestal.
- Los focos de regeneración siendo áreas de árboles fructificantes como fuente de dispersión claves en la regeneración natural de esa zona, favorables para el establecimiento de plántulas donde existen altos niveles lumínicos como pastizales.
- Para el bajo potencial de regeneración para pastizal limpio se tiene algunas Herramientas de manejo de paisaje que permiten incrementar la conectividad entre los remanentes de bosque de galería, entre las que se encuentran: cercas vivas, corredores biológicos y enriquecimiento vegetal.

12. Bibliografía

Acosta, V., Araujo, P. y Iturre, M. (2006). Cátedra de sociología vegetal y fitogeografía forestal. Caracteres estructurales de las masas. Santiago del Estero, Argentina: Universidad Nacional de Santiago del Estero.

Acosta, W. y Casallas, E. (2019). Evaluación del cambio de coberturas de la tierra y efecto de la expansión de la palma de aceite en el municipio de San Carlos de Guaroa, Meta. Bogotá. Colombia: Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

<https://repository.udistrital.edu.co/bitstream/handle/11349/24604/CasallasGarzonErikaNaileth2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Acuña, A. (2013). Potencial de regeneración de rastrojos y bosques secundarios en la sabana de Bogotá. Bogotá. Colombia: Pontificia Universidad Javeriana. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10554/17925>

Adler, P., HilleRisLambers, J. y Levine, J. (2007). A niche for neutrality. *Ecol. Lett.*, 10 (2007), pp. 95-104. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00996.x>

Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional [USAID], (2018). Herramientas de Gestión y de Manejo del Paisaje en diferentes sistemas productivos sostenibles en Caquetá. Programa Conservación y Gobernanza en el piedemonte Amazónico.

Aide, T. y Cavelier, J. (1994). Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2(4), 219-229.

Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Herrera, L., Rosario, M., y Serrano, M. (1995). Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest ecology and management*, 77(1-3), 77-86.

Alcaraz, J. (2013). Sucesión (sindinámica). Universidad de Murcia. España. Recuperado de: <https://www.um.es/docencia/geobotanica/ficheros/tema13.pdf>

Amaya, G. y Sánchez J. (2022). Propuesta de implementación de herramientas de manejo del paisaje como aporte al desarrollo rural sostenible en una finca productora de piña (*Ananas comosus*) del municipio de Monterrey, Casanare. Universidad El Bosque.

Arasa, R., Arroyo, V., Ortiz, J. y Martínez, E. (2021). Regeneración de plantas leñosas en fragmentos de bosque tropical húmedo: estructura de la composición y registros nuevos para Chiapas, Tabasco y México. *Rev. Mex. De Biodiversidad* 92 (2021). Recuperado de: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3502>

Arroyo, V., Melo, F., Martínez, M., Bongers, F., Chazdon, R., Meave, J., Norden, N., Santos, B., Leal, I. y Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human – modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92, 326 – 340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>

Barth, S., Eibl, B., Palavecino, J. y Ariel, M. (2008). Composición florística y estructura del componente arbóreo de bosques remanentes de la cuenca del arroyo Elena – Eldorado – Misiones – Argentina. XIII Jornadas técnicas forestales y ambientales. UNAM. Argentina.

Barrera, J., Contreras, S., Garzón, N. & Moreno, A. (2010) Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito

Capital. 1st edn. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ), Bogotá D. C., Colombia.

Bautista, A. (2021). *Bordeando el Monte. Dispersión de las semillas.* Secretaría del Medio Ambiente. Coahuila, México.

Benayas, J., Bullock, J. y Newton, A. (2008). Crear islotes boscosos para conciliar la restauración ecológica, la conservación y el uso de la tierra agrícola. *Fronteras en ecología y medio ambiente.* págs. 329-336

Brockhoff, E., Jactel, H., Parrotta, J., Quine C. y Sayer J. (2008). Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity?. *Biodivers Conserv* (2008) 17:925–951

Budowski, G. (1963). Forest succession in tropical lowlands. *Turrialba (CR)* 13(1):42-44.1

Burrascano S., Keeton W., Sabatini F., & Blasi C. (2013). Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management*, 291, 458–479

Cano, Y., Herrera, A., Rey, J., Rincón, A., Pérez, C., y Vitar, J. (2021). Restauración ecológica de un bosque húmedo tropical en el piedemonte llanero, vereda la Unión, Villavicencio-Meta. Universidad de los Llanos.

Carnevale, N. y Montagnini, F. (2002). Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest ecology and management*, 163(1-3), 217-227.

Carnus, J., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jacctel, H., Kremer, A., Lamb, D., O' hara, K. y Walters, B. (2006). Planted forests and biodiversity. P. 31–50 in a paper presented at UNFF Intersessional Experts Meeting on the Role of Planted Forests in Sustainable Forest Management. New Zealand. Recuperado de:
https://www.fs.usda.gov/research/publications/misc/63352_2006_Carnus%20et%20al_Planted%20forests%20&%20biodiversity_JoF.pdf

Cava, M., Pilon, N., Ribeiro, M. y Durigan, G. (2018). Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *J. Appl. Ecol.* 55, 1164–1172. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13046>.

Cayola, L., Loza, I. y Jorgensen, P. (2015). Parcelas temporales. Versión 1. Pág. 115 in: P.M. Jørgensen, A.F. Fuentes, T. Miranda y L. Cayola (eds.). Manual de trabajo: Proyecto Madidi, Inventario botánico de la Región Madidi. Recuperado de: http://www.mobot.org/PDFs/research/madidi/Proyecto_Madidi_Manual_Ver1.pdf

Ceccon, E. (2013). Restauración en bosques tropicales fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Universidad Nacional Autónoma de México. Edit. D.d.s. México. Y Díaz de Santos. 1ra edición.

Centro Nacional de Investigaciones de Café [Cenicafé]. (2012). Herramientas de manejo del paisaje para la conservación de la biodiversidad. Recuperado de: <https://www.rainforestalliance.org/business/es/resource-item/herramientas-de-manejo-del-paisajepara-la-conservacion-de-la-biodiversidad/>

Chao, A., y Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-

2547. Recuperado de:

<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/11-1952.1>

Chanthorn, W., Caughlin, T., Dechkla, S. y Brockelman, W. (2013). The relative importance of fungal infection, conspecific density and environmental heterogeneity for seedling survival in a dominant tropical tree *Biotropica*, 45 (2013), pp. 587-593. Recuperado de: 10.1111/btp.12044

Chazdon, R., Letcher, S., Breugel, M., Martínez, M., Bongers, F. y Finegan, B. (2007). Rates of change in tree communities of secondary tropical forests following major disturbances. *Phil. Trans. R Soc. B* 362: 273–289

Chazdon, R., Harvey, C., Komar, O., Griffith, D., Ferguson, B., Martínez, M., ... y Philpott, S. (2009). Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41(2), 142-153. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00471.x>

Chazdon, R. (2014). *Synthesis: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. In *Second Growth* (pp. 304-316). University of Chicago Press.

Chazdon, R. y Guariguata, M. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. *Biotropica* 48: 716–730

Chazdon, R., Lindenmayer, D., Crouzeilles, R., Rey Benayas, J. M., Chaverro, E. L., & Guariguata, M. R. (2020). La regeneración natural del bosque en tierras abandonadas como estrategia de restauración (Vol. 286).

Chesson P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity *Annu. Rev. Ecol. Systemat.*, 31 (2000), pp. 343-366. Recuperado de: 10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343

Clavo, M. y Fernández, J. (1999). Regeneración natural de especies arbóreas para el establecimiento de sistemas silvopastoriles. *Rev. Int. Vet.* 10(1): 71-81. Perú.

Correa, H., Arévalo, L., y Ruiz, S. L. (2006). Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco-Colombia 2005-2015: Propuesta técnica.

Corporación de Cuencas del Tolima [CORCUENCAS]. (2014). Cobertura y Uso del Suelo. Actualización POMCA río Recio y Venadillo. Recuperado de: https://cortolima.gov.co/images/POMCA/POMCA%20R%C3%ADo%20Recio%20y%20Rio%20Venadillo%202019/II%20FASE%20DIAGNOSTICO/3.10%20Cobertura_Uso_Suelo.pdf

Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal [CONIF]. 1998. Guía para plantaciones forestales comerciales Orinoquía. Edit. Roncancio, D., Vega, E. y Herrera, G. Serie N° 38.

Cuatrecasas, J. (1958). Aspectos de la vegetación natural en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas* 10 (40):221-264.

Curtis, P., Slay, C., Harris, N., Tyukavina, A. y Hansen, M. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361: 1108–11.

Cusack, D., y Montagnini, F. (2004). The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and management*, 188(1-3), 1-15.

Díaz, G. y Ríos, T. (1993). Identificación de la regeneración natural de árboles tropicales por la morfología de sus estadios iniciales. *Revista Forestal del Forestal del Perú Lima, Perú*. 20(1): 35-61.

Didham, R. y Lawton, J. (1999). Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17-30.

Dueñas, H. y F. Cortés. (1990). Comparación de la vegetación asociada a un cultivo de *Pinus caribaea* con la existente en sabanas bien drenadas de la Orinoquia Colombiana (Gaviotas, Vichada). Centro Experimental "Las Gaviotas", Bogotá. 33 p.

Estades, E. y Escobar, M. (2005). Los ecosistemas de las plantaciones forestales de pino de la cordillera de la costa. En: Smith-Ramirez, C., Armesto, J. & Valdovinos, C. (Eds.). *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial universitaria

Etter, A., Andrade, A., Saavedra, K., Amaya, P. y Arévalo, P. (2017). Estado de los Ecosistemas Colombianos: una aplicación de la metodología de la Lista Roja de Ecosistemas (Vers2.0). Informe Final. Pontificia Universidad Javeriana y Conservación Internacional Colombia. Bogotá. Recuperado de: https://www.conservation.org.co/media/A7.LRE-Colombia_INFORME%20FINAL_%202017.pdf

Ewel, J. J. y Whitmore, J. L. (1973). Ecological life zones of Puerto Rico and the US Virgin Islands.

Ewel, J. (1980). Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12: 2-7.

Federación Nacional de Cultivadores de Palma de Aceite [Fedepalma]. (2018). Herramientas de manejo del paisaje - HMP: estrategia de conservación de biodiversidad en cultivos de palma de aceite. Colombia.
<http://repositorio.fedepalma.org/handle/123456789/107671>

Fernández, M. F., Camargo, M. Y. & Sarmiento, M. 2012. Biodiversidad Vegetal Asociada a Plantaciones Forestales de *Pinus caribaea* Morelet y *Eucalyptus pellita* F. Muell Establecidas en Villanueva, Casanare, Colombia. Facultad Nacional de Agronomía. Medellín. 65(2): 6755-6770

Figueredo, L., Ramírez, R., y Acosta, F. (2011). Estudios sucesionales en un sitio antropizado en ecótopo de bosque semideciduo micrófilo en Juticí, Santiago de Cuba. *Foresta Veracruzana*, 13(1): 15-22. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/pdf/497/49719786003.pdf>

Finegan, B. (1992). The management potencial of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47:295-321.

Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution*, 11(3), 119–124. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)81090-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)81090-1)

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (2001). State of the world's forests 2001. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 181 p

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (2006). Global forest resources assessment 2005: main report. FAO forestry paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy

Font-Quer, P. (1953). Diccionario de Botánica. Madrid: Ediciones Península.

Fournier, L. (1991). El uso de la tierra y la deforestación en Costa Rica: algunas medidas para la recuperación de tierras forestales. In El deterioro ambiental de Costa Rica: balance y perspectivas. LA. Fournier y J. García Bondía (Eds.). San José, CR, Universidad de Costa Rica. p 39-44

Frangi, J., Barrera, M.D., Puigdefábregas, J., Yapura, P.F., Arambarri, A.M. & Richter, L.L. (2004) Ecología de los bosques de Tierra del Fuego

Fuentealba, B. y Martinez, M. (2014). Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: An ecological and socio-economic analysis. *Agrofor. Syst.* 88: 221–236. Recuperado de: [10.1007/s10457-013-9669-y](https://doi.org/10.1007/s10457-013-9669-y)

Fuentes, A. (2015). Identificación de especímenes y delimitación de morfoespecies. Manual de Trabajo, Proyecto Inventario Botánico de la Región del Madidi, 181-191.

Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C., Jonson, J., Hallett, J., Eisenberg, C., Guarigata, M. y Liu, J. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1-S46.

García, D. (2020). Potencial de regeneración del bosque seco tropical a lo largo de un gradiente sucesional en el Valle del Río Magdalena. Bogotá.

Colombia: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Recuperado de:
<http://hdl.handle.net/11349/26441>

Galvis Rueda, M., Mora Parada, A. R., & Vargas Ríos, O. (2020). Sucesión y restauración ecológica en claros experimentales de plantaciones de *Cupressus lusitanica* (Mill).

Gardiner, E., Stanturf J. y Schweitzer, C. (2004). An afforestation system for restoring bottomland hardwood forests: biomass accumulation of nuttall oak seedlings interplanted beneath Eastern cottonwood. *Restoration Ecology* 12:525-532

Gentry, A. (1982). Neotropical floristic diversity: Phytogeographical connections between central and south America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the andean orogeny?. *Missouri Botanical Garden* (61): 557-593.

Gentry, A. y Dillon, M. O. (1996). a field guide to the families and genera of woody plants of Northwestern South America (Colombia, Ecuador, Peru): with supplementary notes on herbaceous taxa.

Gómez, A. y Vázquez, C. (1974). Studies on the secondary succession of tropical lowlands: The cycle of secondary species. pp. 336–342. En: W. H. Dobben and R. H. LoweMcConnell (Eds.). *Proceedings of the First International Congress of Ecology*. The Hague. International Association of Ecology

Gómez, L., Zavala, M., Bonet, F. y Zamora, R. (2009). Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along gradients of climatic conditions, stand density and distance to seed sources. *Ecological Applications*

Gonzales, L. (2021). Propuesta de implementación de la ganadería intensiva bajo el sistema de pastoreo racional en la finca Guanayas en el

municipio de San Juan de Arama, Meta. Recuperado de:

<https://repository.unimilitar.edu.co/bitstream/handle/10654/40161/GonzalezLondo%C3%B1oLauraGabriela2021.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Gradwohl, J y Greenberg, R. (1988). Tropical forest restoration. In *Saving the tropical rainforests*. Washington, USA. Island Press. p 163-172.

Guariguata, M., y Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. *For. Ecol. Manage.* 148: 185–206.

Hartley, M. J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155:81-95.

Harvey C., Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., Ibrahim, R., Taylor, J., Martínez, L., Navas, A., Sáenz, J., Sánchez, D., Medina, A., Vílchez, S., Hernández, B., Pérez, A., Ruiz, F., López, F., Lang, I., Kunth, S., y Sinclair F. (2005). Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agric.,Ecosyst. Environ.* 111: 200–230

Hawley, R. y Smith, D. (1982). *The Practice of Silviculture*. 6a. ed. New York, John Wiley & Sons, Inc., 525 p. *Silvicultura Práctica*. Trad. Terrada, J. 1a. ed. (español) 6a. ed. (inglés). Barcelona, Ediciones Omega S.A. 1972. 544 p.

Hierro, R. (2003). Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (15), 11-16. Recuperado de:
https://distritoforestal.es/images/Biblioteca/regeneraci%C3%B3n_natural.pdf

Hobbs, R. y Norton, D. (2004). Ecological Filters, Thresholds, and Gradients in Resistance to Ecosystem Reassembly. In *Assembly Rules and Restoration*

Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice. Island Press, United States, pp. 72–95

Holdridge, L. R. (1947). Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science*, 105(2727), 367-368.

Holdridge, L. R. (1978). Ecología basada en zonas de vida (No. 34). Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. Recuperado de: <https://repositorio.iica.int/bitstream/handle/11324/7936/BVE19040225e.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Holl, K. (2007). Old field vegetation succession in the neotropics. *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland*, 93-118.

Holl, K. y Aide, T. (2011). 'When and where to actively restore ecosystems?' *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>

Holl, K., Loik, M., Lin, E. y Samuels, I. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4):339-349.

Hosokawa, R. (1986). Manejo e economia de florestas. Roma, FAO. 125 p

Howe, H. y Smallwood J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 13:201-228

Instituto de Meteorología, Recursos Hídricos y Meteorológicos [IDEAM]. (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land

Cover adaptada para Colombia Escala 1: 100.000. Bogotá. Colombia. Pág. 33, 46, 47.

Instituto de Meteorología, Recursos Hídricos y Meteorológicos [IDEAM]. (2021). Boletín de Detección Temprana de Deforestación (DTD). Bogotá D.C.

Recuperado de:

<http://www.ideam.gov.co/documents/10182/113437783/26+BOLETIN+DE+AT-D.pdf/d6013291-2b7d-45bd-b004-1d41af790c05>

Instituto de Meteorología, Recursos Hídricos y Meteorológicos [IDEAM]. (2022). Actualización de cifras de monitoreo de la superficie de bosque – Año 2021. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá. Colombia.

Recuperado de:

<http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023983/023983.pdf>

Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC]. (2004). El Meta: un territorio de oportunidades. Bogotá. Colombia. Recuperado de:

<https://repository.agrosavia.co/handle/20.500.12324/12937>

Jakovac, C., Bongers, F., Kuyper, T., Mesquita, R. y Peña, M. (2016). Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. *J. Veg. Sci.*

Recuperado de: doi:10.1111/jvs.12457

Jarcuska, B. (2009). Growth, survival, density, biomass partitioning and morphological adaptations of natural regeneration in *Fagus sylvatica*. A review *Dendrobiology*, 61, pp. 3-11. Recuperado de: 10.1139/X08-179

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375. Recuperado de: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

Jurinitz, C., De Oliveira, A. y Bruna, E. (2013). Abiotic and biotic influences on early-stage survival in two shade-tolerant tree species in Brazil\'s atlantic forest *Biotropica*, 45 (2013), pp. 728-736. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/btp.12058>

Kabir, M. y Webb, E. (2008). Can homegardens conserve biodiversity in Bangladesh? *Biotropica* 40: 95–103.

Kanowski, J., Catterall, C. y Wardell, G. (2005). Consequences of broadscale timber plantations for biodiversity in cleared rainforest landscapes of tropical and subtropical Australia. *Forest Ecology and Management* 208: 359-372.

Kim, D., Sexton, J. y Townshend, J. (2015). Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s. *Geophysical Research Letters* 42: 495–3501.

König, F., Brun, E. y Longhi, S. (2008). Estoque de carbono orgânico em camboatá-branco (*Matayba elaeagnoides* radlk.) em sucessão secundária de floresta estacional decidual. XIII Jornadas técnicas forestales y ambientales. UNAM. Argentina.

Lamb, D., Erskine P. y Parrotta, J. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632

Latawiec, A., Crouzeilles, R., Brancalion, P., Rodrigues, R., Sansevero, J., Dos santos, J., Mills, M., Nave, A. y Strassburg, B. (2016). Natural regeneration and biodiversity: A global meta-analysis and implications for spatial planning. *Biotropica* 48: 844–855. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/btp.12386>

Laborde, J., Guevara, S. y Sanchez, G. (2008). Trees and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments. *Ecoscience* 15: 6–16

Lasso, C. A., J. S. Usma, F. Trujillo y A. Rial. (ed). (2010). Biodiversidad de la cuenca del Orinoco: bases científicas para la identificación de áreas prioritarias para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, WWF Colombia, Fundación Omacha, Fundación La Salle e Instituto de Estudios de la Orinoquia (Universidad Nacional de Colombia). Bogotá, D. C., Colombia. 609 pp

Letelier, P. (2019). Evaluación del potencial de restauración de bosque nativo en plantaciones forestales desde una aproximación funcional. Universidad de Concepción. Chile. Recuperado de:
<http://repositorio.udec.cl/bitstream/11594/1005/1/Tesis%20evaluacion%20del%20potencial.pdf>

Locatelli, B., Catterall, C., Imbach, P., Kumar, C., Lasco, R., Marin, E. y Uriarte, M. (2015). Tropical reforestation and climate change: Beyond carbon. *Restor. Ecol.* 23: 337–343.

Longui, R. (1995). Livro das árvores: árvores e arvoretas do sul. Porto Alegre: Editora L&PM, 176 p.

Longman, K. y Jenik, J. (1987). Tropical forest and its environment. 2nd. Ed. John Wiley and Sons. New York Longman Scientific and Technical. USA. Pp. 65-69.

Lowry, J., Lowry, J. y Jones, R. (1988). Enhanced grass growth below a canopy of *Albizia lebbek*. *Nitrogen Fixing Tree Res. Rep.*, 6: 45-46.

Lozano, F. (ed). (2009). *Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Bogotá, D.C., Colombia. 238 p.
<http://www.humboldt.org.co/es/component/k2/item/344-herramientas-de-manejo-para-la-conservacion-de-biodiversidad-en-paisajes-rurales>

Lugo, A. E., y Helmer, E. (2004). Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. *Forest Ecology and Management*, 190(2-3), 145-161.

Lust N., Kongs T., Nachtergale L. & De Keersmaecker L. 2001. Spontaneous ingrowth of tree species in poplar plantations in Flanders. *Ann. For. Sci.* 2001, 58, 861–868.

Manrique, É., Penagos, J., Gutiérrez S., Rodríguez, G., Gónzales R., y Peláez, J. (2020). *Uso de aguas de producción tratadas de la industria petrolera en sistemas agrícolas y pecuarios*. Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (AGROSAVIA). Recuperado de:
https://www.researchgate.net/profile/Gustavo-Rodriguez-Yzquierdo-2/publication/343204369_Uso_de_aguas_de_produccion_tratadas_de_la_industria_petrolera_en_sistemas_agricolas_y_agropecuarias/links/60f1f7939541032c6d462da7/Uso-de-aguas-de-produccion-tratadas-de-la-industria-petrolera-en-sistemas-agricolas-y-agropecuarias.pdf

Martins, S., Sartori, M., Raposo, F., Simoneli, M., Dadalto, G., Pereira, M., y Souza da Silva A. (2014). *Potencial de regeneração Natural de Florestas Nativas nas Diferentes Regiões do Estado Espírito Santo*. CEDAGRO, Vitória, ES, Brazil.

Maya, A., Becoche, M. y Gómez, J. (2023). Aves frugívoras de un bosque subandino en proceso de restauración del Parque Nacional Natural Munchique. *Biota Colombiana*,24(1). Recuperado de: <http://revistas.humboldt.org.co/index.php/biota/article/view/1097/1142>

McLachlan, S. y Bazely, D. (2001). Recovery patterns of understory herbs and their use as indicators of deciduous forest regeneration. *Conservation Biology*, 15(1), 98-110.

McNicol, I., Ryan, C. y Mitchard, E. (2018). Carbon losses from deforestation and widespread degradation offset by extensive growth in African woodlands. *Nature Communications* 9: 3045

Mesquita, R., Dos Santos, P., Jakovac, C., Bentos, T. y Williamson, G. (2015). Amazon rain forest succession: Stochasticity o land-use legacy? *Bioscience* 65: 849–861.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS]. (2015). Plan Nacional de Restauración Ecológica, Rehabilitación y Recuperación de Áreas Disturbadas. Bogotá. Colombia.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS]. (2018). Guía Técnica de Criterios para el Acotamiento de las Rondas Hídricas en Colombia. Bogotá. Colombia. Recuperado de: <http://docplayer.es/74156537-Guia-tecnica-de-crite-rios-para-el-acotamiento-de-las-ron-das-hidricas-en-colombia.htm>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS]. (2022). Recuperación de cobertura vegetal en áreas disturbadas. Bogotá. Colombia. Recuperado de:

<https://www.minambiente.gov.co/wpcontent/uploads/2022/03/Guia-Methodologica-PT-Cobertura-Vegetal.pdf>

Mitschka, H. (2002). Rationale and Methods for Conserving Biodiversity in Plantation Forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95.

Moreno, C., Pineda, E. y Numa, P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249-1261.

Moreno, D. y Cuartas, S. (2015). Sobrevivencia y crecimiento de plántulas de tres especies arbóreas en áreas de bosque montano andino degradadas por ganadería en Colombia. *Acta biol. Colomb.*, 20(2):85-100.

Muñoz, J., Castaño, N. y Stevenson, P. (2011). Dispersión de Semillas y Regeneración temprana bajo plantaciones maderables en un fragmento de Bosque Amazónico en Guaviare, Colombia. En la restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica (1st ed., pp. 325–334). Bogotá. Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

Musso, C., Fontenele, H.G.V., Pinto, G., Oliveira, R., Correia, C., Moutinho-Pereira, J.M., Soares, A.M.V.M. y Loureiro, S. (2020). Effects of water and nutrient availability on morphological, physiological, and biochemical traits of one invasive and one native grass of a Neotropical savanna. *Environ. Exp. Bot.* 182 <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2020.104305>.

Nguelefack, E., K., Atchade A., Dimo, T., Tsabang N. y Mbafor, J. (2005). Phytochemical composition and in vitro effects of the ethyl acetate bark extract of *Distemonanthus benthamianus* Baillon (Caesalpinaceae) on *Staphylococcus aureus* and *Streptococcus agalactiae*. *Cameroon J. Exp. Biol.*, 1: 50-53.

Niño P, L. M. L. (2017). Diagnóstico Del Estado Actual De Las Herramientas De Manejo Del Paisaje, En Marco Del Proyecto “Uso Sostenible Y Conservación De La Biodiversidad En Ecosistemas Secos Para Garantizar El Flujo De Los Servicios Ecosistémicos Y Mitigar Procesos De Deforestación Y Desertificación”, Implementado Por El Programa De La Naciones Unidas Para El Desarrollo-PNUD, Estudio De Caso Municipio San Juan Nepomuceno–Bolívar.

Norden, N., Chazdon, R., Chao, A., Jiang, Y. H., y Vélchez, B. (2009). Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters*, 12(5), 385–394. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01292.x>

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. Recuperado de: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a08>

Oliveira, J., Iwazaki, M., y Oliveira, D. (2014). Morfologia das plântulas, anatomia e venação dos cotilédones e eofilos de três espécies de *Mimosa* (Fabaceae, Mimosoideae). *Rodriguésia*, 65(3), 777-789.

Onaindia, M., y Mitxelena, A. (2009). Potential use of pine plantations to restore native forests in a highly fragmented river basin. *Ann. For. Sci.* 66 (2009) 305

Onaindia, M., Ametzagai, I., San Sebastian, M., Mitxelena, A., Rodriguez-Loinaz, G., Pena, L., Alday, J. (2013). Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession?. *Forest Ecology and Management* 308 (2013) 136–144

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2004). Global Forest Resources Assessment Update 2005. Recuperado de: <http://www.fao.org/newsroom/es/news/2004/100228/index.html>.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2015). Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2015. Compendio de datos. Global Forest Resources Assessments (FRA). Roma, Italia. pp 253. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/a-i4808s.pdf>

P. Font Quer. (1979). Diccionario de botánica. Editorial Labor, S. A. Barcelona.

Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas [IPBES]. (2018). The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pages. Recuperado de: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3237392>

Parrotta, J. A. (1992). The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, ecosystems & environment*, 41(2), 115-133

Payn, T., Carnus, J., Freer, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S. y Wingfield, M. (2015). Changes in planted forests and future global implications. *Forest Ecology and Management*. 352: 57-67. Recuperado de: [10.1016/j.foreco.2015.06.021](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.021)

Poorter, L. Bongers, F., Mitchell, T., Almeyda, A., Balvanera, P., Becknell, J., Boukili, V., Brancalion, P., Broadbent, E., Chazdon, R., Craven, D., Almeida, J.,

Cabral, G., Ben, H., Denslow, J., Dent, D., DeWalt, S., Dupuy, J., Durán, S., Espirito, M., Fandino, M., César, R., Hall, J., ... y Rozendaal, D. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530: 211–214. Recuperado de: [10.1038/nature16512](https://doi.org/10.1038/nature16512)

Przelomska N., Dodsworth S., Simões A., Malakasi P., Kahandawala I., Woods R., Fulcher T., Woudstra Y. & Grace O. (2022) Chapter 1. DNA from plant tissue. In: de Boer H, Rydmark MO, Verstraete B, Gravendeel B (Eds) *Molecular identification of plants: from sequence to species*. Advanced Books. Recuperado de: <https://doi.org/10.3897/ab.e98875>

Quesada, R. (2008). Manual para promover la regeneración natural en pastos degradados en el Pacífico Central y Norte de Costa Rica. *Rev. Forestal (Costa Rica)* vol. 4.

Quintero, M. (2003). Producción de hojarasca en tres estadios sucesionales en un bosque de montaña, chocnta, Cundinamarca. Universidad de los Andes.

Quintero, N. (2019). Caracterización florística del bosque húmedo tropical de la parroquia de Chontaduro Sector Iluve, Cantón Río Verde, Provincia De Esmeraldas. Ecuador.

Raynal, D. y Bazzaz, F. (1973). Establishment of successional plant populations on forest and prairie soil. *Ecology* 54: 1335-1341. Recuperado de: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1934196>

Real de Abreu, R., G., Bessão de Assis, Frison, S., Aguirre, A. y Durigan, G. (2011). Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Forest Ecology and Management* 262(8):1452–1459. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.013>

Rodrigues, R., Hirt, A. y Flores, A. (2012). Morfologia de plântulas das espécies de Rhynchosia (Leguminosae, Papilionoideae) de Roraima, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 26, 585-592.

Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M. y Romero, M. (2006). *Ecosistemas de los Andes colombianos*. Segunda edición. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 154p

Sagastume, H. (2011). Caracterización técnica y administrativa del proceso de producción de plántulas en pilón para pequeñas y medianas empresas productoras de hortalizas en Chimaltenango, Guatemala. Recuperado de: http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/06/06_3165.pdf

Salazar, A., Goldstein, G., Franco, A.C. y Miralles-wilhelm, F. (2011). Timing of seed dispersal and dormancy, rather than persistent soil seed-banks, control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas. *Seed Sci. Res.* 103–116 <https://doi.org/10.1017/S0960258510000413>

Sharma, C. M., Mishra, A. K., Tiwari, O. P., Krishan, R., y Rana, Y. S. (2018). Regeneration patterns of tree species along an elevational gradient in the Garhwal Himalaya. *Mountain Research and Development*, 38(3), 211-219

Sistema de Información Ambiental Territorial de la Amazonia Colombiana [SIAT-AC]. (2020). Tasa Media Anual de Degradación de Bosque (TMADB). Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI. Recuperado de: <https://experience.arcgis.com/experience/e09267f34e0d4cae85a3bb88abb41263/>

Smith, J., Sabogal, C., Jong, W. y Kaimowitz, D. (1997). Bosque secundario como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de América Tropical. In *Taller internacional sobre el estado actual y potencial de*

manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América Latina. (2000, Pucallpa. PE). Memorias. 200 p.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group [SER]. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Stephens, S., y Wagner, M. (2007). Forest plantations and biodiversity: a fresh perspective. *Journal of Forestry* 105: 307-313.

Strassburg, B., Brooks, B., Feltran, T., Iribarrem, R., Crouzeilles, A., Loyola, R. y Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution* 1: 1-3

Tigrero, A. (2019). Estado de la regeneración natural en tres áreas del bosque protector Pedro Franco Dávila del recinto "Jauneche", Provincia de Los Ríos, Cantón Palenque, año 2019. Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Ecuador.

Tischew, S., Baasch, A., Conrad, M. y Kirmer, A. (2010). Evaluating restoration success of frequently implemented compensation measures: results and demands for control procedures. *Restoration Ecology*, 18(4), 467-480. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00462.x>

Troiani, H., Prina, A., Muiño, W., Tamame, M. y Beinticinco, L. (2017). Botánica, morfología, taxonomía y fitogeografía. 1ª ed. Santa Rosa: Universidad Nacional de la Pamba. Argentina. Recuperado de: <https://repo.unlpam.edu.ar/bitstream/handle/unlpam/110/lbtrobot017.pdf?sequence=3&isAllowed=y>

Turner, I. (2001). The ecology of trees in the tropical rain forest. Cambridge University Press. Recuperado de: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542206>

Uriarte, M., Yackulic, C., Lim, Y. y Arce, J. (2011). Influence of land use on water quality in a tropical landscape: A multi-scale analysis. *Landscape Ecol.* 26: 1151–1164

Uriarte, M. y Chazdon, R. (2016). Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. *Biotropica*, 48(6), 915–924. Recuperado de: http://www.columbia.edu/~mu2126/publications_files/Uriarte_and%20Chazdon%202016-Biotropica.pdf

Vallejo, M., Londoño, A., López, R., Galeano, G., Álvarez, E. y Devia, W. (2005). Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Bio-lógicos Alexander von Humboldt. 310 p

Van Andel, J. y Aronson, J. (2006). *Restoration ecology: the new frontier*. Blackwell Publishing Malden, MA. DOI: 10.1002/9781118223130.ch16

Van Ausdal, S. (2009). Pasture, profit, and power: An environmental history of cattle ranching in Colombia, 1850–1950. *Geoforum*, 40(5), 707-719.

Vieira, D. L., Holl, K. D., & Peneireiro, F. M. (2009). Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration ecology*, 17(4), 451-459. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00570.x>

Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, M., Ospina, M. y Umaña, A. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de

Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Colombia. Recuperado de:

<http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/31419/63.pdf>

Vizoso O., Díaz I., Vila, P. y Díaz, M. (2014). Influence of the canopy in the natural regeneration of *Quercus robur* in NW Spain. *Biologia*. pp. 1678-1684.

Recuperado de: [10.2478/s11756-014-0481-6](https://doi.org/10.2478/s11756-014-0481-6)

Westman, W. E. (1978). Measuring the inertia and resilience of ecosystems. *BioScience*, 28(11), 705-710. <https://doi.org/10.2307/1307321>

Wright, J. (2005). Tropical forests in a changing Environment. *Ecology and Evolution* 20: 553-560

Xingui, L., Runguo, Z., Ding, Y. y Huang, J. (2016). Changes in biotic and abiotic drivers of seedling species composition during forest recovery following shifting cultivation on Hainan Island, China. *Biotropica* 48: 758–769. Recuperado de: <https://doi.org/10.5061/dryad.p71bv>

Yan, Y., Zhang, C., Wang, Y., Zhao, X. y Von, K. (2015). Drivers of seedling survival in a temperate forest and their relative importance at three stages of succession *Ecology and evolution*, 5, pp. 4287-4299. Recuperado de:

[10.1002/ece3.1688](https://doi.org/10.1002/ece3.1688)

Zamora, M. (2010). Caracterización de la flora y estructura de un bosque transicional húmedo a seco, Miramar, Puntarenas, Costa Rica. Instituto Tecnológico de Costa Rica. <https://core.ac.uk/download/pdf/60991546.pdf>

Zébazé, D., Gorel, A., Gillet, J. F., Hounbégnon, F., Barbier, N., Ligot, G., ... y Doucet, J. L. (2023). Natural regeneration in tropical forests along a

disturbance gradient in South-East Cameroon. *Forest Ecology and Management*, 547, 121402.

Zerbe, S. (2002). Restoration of natural broad-leaved Woodland in central European sites whit coniferous forest plantations. *Forest Ecology and Management* 167 (2002) 27-42

Zevallos, P. y Flores, Y. (2003). Caracterización morfológica de plántulas de “uña de gato” *Uncaria tomentosa* (Willd. ex Roemer & Schultes) D. C. y *U. guianensis* (Aublet) Gmelin del Bosque Nacional Alexander Humboldt. *Ecología Aplicada*, 2, 41-46.

13. ANEXO

Listado de especies.

Cobertura vegetal	Familia	Especie
Bosque de galería	Achariaceae	<i>Mayna odorata</i> Aubl.
Bosque de galería	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.
Bosque de galería	Annonaceae	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.
Bosque de galería	Apocynaceae	<i>Prestonia quinquangularis</i> Spreng.
Bosque de galería	Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.
Bosque de galería	Arecaceae	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.
Bosque de galería	Bignoniaceae	Bignoniaceae sp2
Bosque de galería	Bignoniaceae	<i>Adenocalymma</i> sp1
Bosque de galería	Boraginaceae	<i>Cordia nodosa</i> Lam.
Bosque de galería	Burseraceae	<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand
Bosque de galería	Burseraceae	<i>Protium macrophyllum</i> (Kunth) Engl.
Bosque de galería	Chrysobalanaceae	<i>Licania</i> sp1
Bosque de galería	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.
Bosque de galería	Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.
Bosque de galería	Fabaceae	<i>Inga laevigata</i> M.Martens & Galeotti
Bosque de galería	Lauraceae	<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez
Bosque de galería	Loganiaceae	<i>Strychnos</i> sp1

Bosque de galería	Melastomataceae	<i>Bellucia</i> sp1
Bosque de galería	Melastomataceae	<i>Miconia lepidota</i> DC.
Bosque de galería	Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp1
Bosque de galería	Myristicaceae	<i>Iryanthera hostmannii</i> (Benth.) Warb.
Bosque de galería	Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.
Bosque de galería	Piperaceae	<i>Piper divaricatum</i> G.Mey.
Bosque de galería	Piperaceae	<i>Piper peltatum</i> L.
Bosque de galería	Piperaceae	<i>Piper phytolaccifolium</i> Opiz
Bosque de galería	Piperaceae	<i>Piper tuberculatum</i> Jacq.
Bosque de galería	Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.
Bosque de galería	Rubiaceae	<i>Palicourea acuminata</i> (Benth.) Borhidi
Bosque de galería	Rubiaceae	<i>Palicourea gracilentata</i> (Müll.Arg.) Delprete & J.H.Kirkbr.
Bosque de galería	Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.
Bosque de galería	Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.
Bosque de galería	Sapindaceae	<i>Paullinia</i> sp1
Bosque de galería	Sapindaceae	<i>Serjania membranacea</i> Splitg.
Bosque de galería	Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.
Bosque de galería	Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.
Bosque de galería	Urticaceae	<i>Pourouma bicolor</i> Mart.
Pastizal limpio	Bixaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud
Pastizal limpio	Fabaceae	<i>Mimosa pigra</i> L.
Pastizal limpio	Hypericaceae	<i>Vismia gracilis</i> Hieron.

Pastizal limpio	Lamiaceae	<i>Gmelina arborea</i> Roxb. Ex Sm.
Plantación forestal	Apocynaceae	<i>Prestonia quinquangularis</i> Spreng.
Plantación forestal	Combretaceae	<i>Terminalia</i> sp1
Plantación forestal	Fabaceae	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill.
Plantación forestal	Fabaceae	<i>Mimosa pigra</i> L.
Plantación forestal	Malvaceae	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cv. Ex Lam.) Urb.
Plantación forestal	Melastomataceae	<i>Clidemia sericea</i> (D.Don) Michelang.
Plantación forestal	Myrtaceae	<i>Eucalyptus pellita</i> F.Muell.
Plantación forestal	Myrtaceae	<i>Myrtaceae</i> sp1
Plantación forestal	Piperaceae	<i>Piper peltatum</i> L.
Plantación forestal	Solanaceae	<i>Solanum bicolor</i> Willd.
Plantación forestal	Urticaceae	<i>Cecropia metensis</i> Cuatrec.
Plantación forestal	Oleaceae	Oleaceae sp1