



**UNIVERSIDAD
DE ANTIOQUIA**
1 8 0 3



**EFFECTOS DE LA ACTIVIDAD MINERA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO
SOBRE LOS BOSQUES DE TERRAZAS Y COLINAS BAJAS EN CONDOTÓ-CHOCÓ**

ZULMARY VALOYES CARDOZO

**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
CORPORACIÓN ACADÉMICA AMBIENTAL
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

MEDELLÍN 2017

**EFFECTOS DE LA ACTIVIDAD MINERA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO
SOBRE LOS BOSQUES DE TERRAZAS Y COLINAS BAJAS EN CONDOTÓ-CHOCÓ**

ZULMARY VALOYES CARDOZO

**Tesis presentada como requisito para optar al título de:
Magister en Ciencias Ambientales**

DIRECTOR

Ph.D © GIOVANNY RAMÍREZ MORENO

CODIRECTORA

Ph.D © MARY LEE BERDUGO LATTKE

**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
CORPORACIÓN ACADÉMICA AMBIENTAL
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

MEDELLÍN 2017

AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme la oportunidad de materializar sueños y en ese trasegar conocer personas que han redireccionado mi vida, por permitirme vivir esta experiencia y terminarla con éxito. A mi familia por su apoyo incondicional y en especial a mi madre Mary Gladys Cardozo Villada por ser un referente y mostrarme que nunca es tarde para lograr metas en la vida, por incluirme en sus incansables oraciones. A mi hijo David Felipe Ramos Valoyes por ser el motor de mi vida y por expresarme su amor incondicional. A mi amigo, compadre y director de tesis Giovanni Ramírez Moreno por su cariño, sus múltiples consejos, por haber sido el propulsor y cómplice para que cursara mis estudios de posgrado, por su acompañamiento y asesoría durante todo el proceso que hoy se materializa en este significativo producto. A mi hoy amiga Mary Lee Berdugo Latke por darme su voto de confianza, por el tiempo dedicado a este proceso en parte de la fase de campo, procesamiento de las muestras en laboratorio y análisis estadístico y por trasmitirme parte de sus conocimientos en una temática especial y desconocida para mí. A mi jefe el ingeniero William Klinger Brahan quien en cabeza del Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico puso su voto de confianza en mí y tuvo a bien financiar logística y económicamente este trabajo. A mis compañeros de trabajo Robinson Mosquera, Daniel Robledo Murillo y Ronny Romaña, quienes siempre estuvieron dispuestos a acompañarme a campo a pesar de las inclemencias del clima. A mis compañeros de maestría Lady Vargas, Eric Cuesta, Nelsy Bonilla y Fairy Medina por compartir conmigo diferentes espacios de discusiones que permitieron tener una mirada holística de un tema tan controversial como es la minería y sus impactos en los ecosistemas del Chocó Biogeográfico. Al proyecto Biochocó en cabeza del profesor Alex Mauricio Jiménez y mi gran amigo Jhon Jairo Cuesta Sánchez por la acogida y financiación de la investigación al interior del proyecto. A todos los que de una u otra forma contribuyeron mil gracias, porque sin cada uno de ustedes esto hoy no sería posible y por último y no menos importante al Consejo Mayor de Río Íro y Condoto-COCOMACOIRO y en especial a los habitantes del corregimiento de Jigualito porque sin su apoyo y conocimiento de la historia de la zona, no hubiera sido posible obtener los resultados de la temática de este proyecto de investigación.

RESUMEN

El presente estudio hace un análisis comparativo entre un bosque en estado natural sin intervención minera presente el corregimiento de Jigualito, municipio de Condoto y tres áreas con diferentes estados de sucesión después del desarrollo de la actividad minera de oro y platino a cielo abierto, donde se eliminó la cobertura vegetal, se alteró la topografía y la estructura física y química del suelo. Para ello, se determinaron los cambios en la composición, la estructura y los rasgos funcionales de la vegetación en minas abandonadas con diferentes temporalidades 5, 15 y 30 años aproximadamente. El objetivo de ésta investigación fue determinar los cambios en la estructura, la composición y la expresión de rasgos funcionales de la vegetación a través de la sucesión natural de áreas degradadas por la minería en el municipio de Condoto (Chocó, Colombia). En cada una de las áreas o minas abandonadas se establecieron 20 parcelas de 5 x 20 para un total de 2.000 m² (0.2 ha) (5 parcelas = 500m² por área, 0.05 ha), en las que se registró y midió la vegetación, tomando todos los estratos definiéndolos según la altura que alcanzaron los individuos; para determinar la estructura de la comunidad vegetal, se cuantificó la densidad (D); la densidad relativa (DR); la frecuencia (F); la frecuencia relativa (FR) y para analizar la importancia ecológica de cada una de las especies se aplicó el Índice de valor de importancia (IVI). La diversidad, la equidad y la dominancia fueron analizadas con los Índices de Margalef, Pielou y Simpson, respectivamente.

Para determinar la función de la vegetación se midieron rasgos funcionales en hojas, tallo y contenido de nutrientes (P y N), siguiendo la metodología propuesta por Berdugo-L y Rangel (2012), Pérez-Harguindeguy et al. (2013). Se hicieron análisis exploratorios de las correlaciones existentes entre rasgos, usando la matriz de correlación de Rs' Spearman's, con su coeficiente de correlación y su significancia estadística ($p \leq 0.05$). Mediante Análisis de Varianza Multivariado (MANOVA), se determinó como se agrupan las especies estudiadas según los rasgos medidos, empleando un análisis de conglomerados utilizando el método de Ward y distancia Euclídea con variables estandarizadas. Los grupos resultantes fueron sometidos a un análisis de componentes principales PCA y una prueba de comparación de vectores medios de Hotelling ($\alpha = 0.05$).

Se encontró que tanto la distribución de la riqueza, como la composición y la estructura de la comunidad vegetal está condicionada por la cronología del abandono minero y la evolución de los niveles sucesionales, evidenciado en un comportamiento de aumento de la riqueza específica a medida que se incrementa la temporalidad de cese de la actividad. Al contrario, fue notable que con el tiempo hay disminución de las abundancias que favorece el incremento de la diversidad y la aparición de una estructura más compleja que pasa de 3 estratos en los con 5 primeros años a 5 estratos claramente definidos después de 30 años de regeneración natural del bosque, manteniendo diferencias en la composición. A nivel funcional, se evidenció que en las áreas mineras con 5 años, 15 años y 30 años de sucesión las especies

presentan diferentes estrategias funcionales como la rápida regeneración, la capacidad de captar altos contenidos de nutrientes, lo que a su vez las convierte en formadoras de suelo para especies con requerimientos más específicos. La baja representatividad de grupos leñosos en las áreas de regeneración recientes pone de manifiesto que la pérdida de riqueza específica es proporcional a la pérdida de funciones en el área estudiada. Por lo anterior, el tiempo de cese y la intensidad de la actividad minera, condicionan la recuperación de los atributos de la vegetación de las áreas disturbadas por minería a cielo abierto en Jigualito; después de 30 años de sucesión, la composición taxonómica registra el 55% de las 47 familias y el 40% de los 102 géneros del bosque testigo sin historia minera; así como de una estructura más compleja con 5 estratos claramente definidos. Lo que permite inferir que después de 3 décadas, la comunidad vegetal se encuentra aproximadamente en un 50% de sus condiciones iniciales en términos numéricos de la composición, evidenciando que la actividad minera ocasiona una serie de áreas con arreglos a nivel específico diferentes.

Palabras claves: Áreas afectadas por minería de oro y platino a cielo abierto, rasgos funcionales de la vegetación, sucesión vegetal en áreas con actividad minera en Condoto. Afectación de la vegetación por minería en Jigualito, tipos funcionales de plantas

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|---|-----------|
| LISTA DE FIGURAS..... | 8 |
| LISTA DE TABLAS..... | 9 |
| LISTA DE ANEXOS | 10 |
| INTRODUCCIÓN | 11 |
| 1. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA | 13 |
| 1.1. ANTECEDENTES..... | 13 |
| 1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA | 15 |
| 1.3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN | 17 |
| 1.4. HIPÓTESIS..... | 17 |
| 2. JUSTIFICACIÓN..... | 17 |
| 3. OBJETIVOS | 19 |
| 3.1. OBJETIVO GENERAL..... | 19 |
| 3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... | 19 |
| 4. MARCO TEÓRICO..... | 19 |
| 4.1. Historia de la Minería en el Chocó..... | 19 |
| 4.2. La Minería y sus consecuencias sobre la diversidad, la composición, la estructura y la funcionalidad ecológica de la vegetación | 20 |
| 4.3. Capacidad de recuperación de la vegetación ante diferentes disturbios | 21 |
| 4.4 La sucesión como proceso de desarrollo de la vegetación en los ecosistemas intervenidos. | 22 |
| 4.5. Diversidad, composición, estructura y función de la vegetación de los bosques húmedos..... | 22 |
| 5. METODOLOGÍA..... | 26 |
| 5.1. ÁREA DE ESTUDIO | 26 |
| 5.2 MÉTODOS..... | 29 |
| 6. RESULTADOS | 37 |
| 6.1. COMUNIDAD DE VEGETAL | 37 |

| | |
|--|-----------|
| Diversidad, riqueza y densidades | 39 |
| 6.1.3 Curva de acumulación de especies teniendo en cuenta intervalos de confianza inferior y superior y Chao 1..... | 40 |
| 6.1.5 Importancia ecológica de las especies | 41 |
| 6.2 FUNCIONALIDAD DE LA VEGETACIÓN | 43 |
| 6.2.1 Variabilidad de rasgos funcionales a través de la sucesión | 43 |
| 6.2.1. Correlación entre Rasgos..... | 44 |
| 6.3 Grupos Funcionales..... | 47 |
| 6.3.1 Grupos funcionales con especies sin densidad de madera. | 47 |
| 6.4 Representatividad de los grupos funcionales en los levantamientos de vegetación de cada área de muestreo..... | 54 |
| 7. DISCUSIÓN | 56 |
| 8. CONCLUSIONES | 67 |
| 9. RECOMENDACIONES | 69 |
| 10. BIBLIOGRAFÍA | 70 |
| 11. ANEXOS..... | 86 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|-----------|
| Figura 1. Ubicación geográfica del corregimiento de Jigualito, Municipio de Condoto. | 26 |
| Figura 2. Ubicación geográfica de sitios de muestreo | 29 |
| Figura 3. Socialización y concertación del proyecto con los consejos comunitarios locales de Jigualito y Condoto. | 30 |
| Figura 4. Curvas de acumulación de especies en función de la abundancia por número de transectos para cada una de las cuatro áreas de muestreo..... | 41 |
| Figura 5. Dendrograma basado en el método de Ward, distancia Eucñídea, con 11 especies a partir de rasgos foliares (AF, LMA, Grosor, P.N) y Altura | 48 |
| Figura 6. Resultados del análisis de componentes principales para las especies y grupos funcionales de las especies sin densidad de madera. Se muestra un biplot con los vectores de los rasgos empleados para identificar los grupos | 50 |
| Figura 7. Dendrograma basado en el método de Ward, distancia Euclídea, con 34 especies a partir de rasgos foliares (AF, LMA, CFMS, Grosor, Esclerofilia, O.N), Altura y de tallo (DMB)..... | 51 |
| Figura 8. Resultados del análisis de componentes principales para las especies y grupos funcionales de las especies con densidad de madera. Se muestra un biplot con los vectores de los rasgos empleados para identificar los grupos. | 54 |
| Figura 9. Importancia en porcentaje de los grupos funcionales. 1: Área minera con 5 años, 2: Área minera con 15 años, 3: Área minera con más de 30 años de sucesión, 4: Bosque testigo..... | 55 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|---|-----------|
| Tabla 1. Rasgos foliares..... | 33 |
| Tabla 2. Composición florística por área de muestreo..... | 37 |
| Tabla 3. Formas de crecimiento de la comunidad vegetal presentes en áreas afectadas por minería en Jigualito. | 39 |
| Tabla 4. Índices ecológicos de la comunidad vegetal de las áreas degradadas por minería en Jigualito – Condoto..... | 39 |
| Tabla 5. Correlación de Rs' Spearman' para los rasgos funcionales sin Densidad de Madera medido en el bosque testigo y las zonas intervenidas por minería. | 45 |
| Tabla 6. Correlación de Rs' Spearman's para los rasgos funcionales con Densidad de Madera medido en el bosque testigo y zonas intervenidas por minería..... | 46 |
| Tabla 7. Especies agrupadas dentro de cada TFP..... | 48 |
| Tabla 8. Valores mínimo y máximo de los rasgos calculados de acuerdo a los valores mostrados por las especies de cada grupo y MANOVA de Análisis de la Varianza (Hotelling Alfa=0.05). | 48 |
| Tabla 9. Autovalores y proporción de la variabilidad total explicada por cada componente..... | 50 |
| Tabla 10. Autovectores y dirección de la variabilidad. | 50 |
| Tabla 11. Especies agrupadas dentro de cada TFP..... | 51 |
| Tabla 12. Valores mínimo y máximo de los rasgos calculados de acuerdo a los valores mostrados por las especies dentro de cada grupo y MANOVA de Análisis de la Varianza (Hotelling Alfa=0.05. | 52 |

LISTA DE ANEXOS

| | |
|---|------------|
| Anexo A. Composición taxonómica de las áreas de muestreo | 86 |
| Anexo B. Índice de valor de Importancia de las especies..... | 94 |
| Anexo C. Medidas de posición y dispersión para rasgos funcionales calculados para los cuatro áreas de muestreo | 102 |
| Anexo D. Test de Mann-Whitney para analizar diferencias entre las áreas de estudio, se muestra el valor de p para cada par contrastado con la corrección de Bonferroni | 103 |

INTRODUCCIÓN

La sucesión natural en ecosistemas forestales se refleja en el cambio producido en la composición de especies y estructura biológica a través del tiempo; este cambio resulta de la ocurrencia estocástica de perturbaciones y respuestas individuales de las especies (dispersión, establecimiento, supervivencia, reproducción) a lo largo de un paisaje e implican un reemplazo gradual y sucesivo de especies, incluyendo las del dosel (Walker 2005). En los bosques húmedos tropicales, los individuos que crecen después de una perturbación, generalmente están presentes en el momento del disturbio como plántulas o como semillas en el suelo. Al respecto, es la severidad de la perturbación la que determina cuál de esas estrategias tendrá mayor éxito (White y Pickett 1985), algunos autores plantean que si la alteración ambiental es extrema, el proceso de sucesión puede detenerse, dar lugar a un ecosistema totalmente distinto del original, o puede no ocurrir (Aide y Cavelier 1994; Holl 1999).

Las condiciones de nutrientes e intensidad lumínica entre otras se encuentran regulando la regeneración del ecosistema, por ésta razón la colonización de una especie dependerá en gran medida de su dispersión y de las condiciones ambientales (Tilman 1993). Los estudios sobre sucesión vegetal en bosques húmedos tropicales muestran que la compactación del suelo puede afectar la germinación de semillas, el estrés hídrico, la baja disponibilidad de nutrientes (P y N), el tipo de suelo, la historia de uso del suelo y la falta de dispersión de semillas son factores que limitan la regeneración de los bosques húmedos (Holl 1999).

Guariguata y Ostertag (2001) plantean que la regeneración de la vegetación de los bosques neotropicales es alta, siempre y cuando las fuentes de propágulos se mantengan y el uso e intensidad del suelo antes del abandono no hayan sido severos. No obstante, la recuperación de las propiedades biofísicas del suelo y la vegetación depende en gran medida de las interacciones entre los factores específicos del sitio y uso de la tierra, los cuales hace que sea extremadamente difícil predecir las trayectorias de sucesión en la configuración antropogénicas, en este sentido el banco de semillas y la disponibilidad de microhábitats son los aspectos más significativos para el surgimiento de la vegetación secundaria en un bosque afectado por diferentes tipos de disturbio.

La ecología funcional analiza aspectos como el desempeño de especies, la dinámica del ensamblaje de comunidades y la medición de diferentes servicios ecosistémicos (Poorter et al., 2006; Chazdon et al., 2010; Lavorel et al., 2007). Mientras que, la diversidad funcional se encarga de comprender la relación entre los cambios ambientales, la composición comunitaria y los procesos ecosistémicos (Díaz y Cabido 2001; Hooper et al. 2005; Grime

2006). Los tipos funcionales de plantas se constituyen en una adecuada herramienta para el diagnóstico de procesos asociados a las perturbaciones (Venancio y Ribeiro 2002; Gondard et al. 2003). En este sentido, el estudio de procesos de ensamblaje basado en rasgos funcionales nos permite entender el cambio de las especies en el tiempo, y el papel de diferentes filtros que determinan el proceso sucesional. Si los rasgos funcionales son una expresión de la respuesta de las especies a un gradiente ambiental (disponibilidad de recursos lumínicos), el valor de estos rasgos cambiará con la edad sucesional. Es decir que en las etapas tempranas se asocian a estrategias de adquisición rápida de recursos, mientras que en las etapas avanzadas se asocian a estrategias de adquisición de nutrientes (Lavorel y Garnier 2002; Vile et al. 2006; Grime 2006).

La minería es una de las actividades que produce efectos nocivos transformando el paisaje y provocando la pérdida de servicios ecosistémicos importantes para el bienestar humano, de acuerdo con Fonseca (2004) esta actividad transforma los suelos, destruye la cobertura vegetal, causa la pérdida del banco de semillas, altera los procesos biológicos como la polinización, la dispersión y la regeneración natural (Ramírez et al. 2016; MINIJUSTICIA y UNODC 2016).

La minería conjuntamente con la exploración de petróleo, amenaza el 38% de las últimas extensiones de bosques primarios del mundo (Fonseca 2004), en algunos casos, los daños ocasionados al ecosistema son tan severos, prolongados e intensos que pueden afectar el proceso de auto regeneración, en consecuencia, se disminuye la capacidad de restablecer los ciclos naturales que integran un ecosistema (Bradshaw 1983). En estos casos, para la recuperación de éstos ambientes no es suficiente suspender el disturbio ya que las propiedades del ecosistema pueden haberse perdido irreversiblemente, causando deficiencias crónicas en la disponibilidad de agua y las propiedades sostenibles del suelo (nutrientes, textura, materia orgánica etc.) (Whisenant et al. 1995).

A causa de este tipo de actividades muchos ecosistemas valiosos se han degradado y fragmentado, perdiendo su biodiversidad y su capacidad de generar importantes procesos biológicos y servicios ecosistémicos, (Andrade y Castro 2012). En este sentido la fragmentación de ecosistemas a causas de actividades como la minería podría ser considerada, como una de las principales causantes de grandes cambios en el ambiente físico-biótico, en donde la composición, estructura y función original de un ecosistema se han alterado (por ejemplo la pérdida en la conectividad, la creación de bordes sobre el hábitat, o el aislamiento de fragmentos de bosque), provocando dinámicas muy diferentes sobre las poblaciones biológicas que allí se sustentan (Rudas et al. 2007).

En Colombia el sector minero ha mostrado un auge importante en la última década, convertido la actividad minera en un atractivo para la inversión tanto nacional como

extranjera, lo que ha aumentado los procesos tanto de exploración como de explotación en zonas de importancia forestal (García 2014).

En este sentido, la actividad minera ha causado daños irreversibles sobre los ecosistemas en donde se ha venido desarrollando, el suelo y subsuelo son alterados en su estructura física y química por la remoción que sufre, eliminando la cobertura vegetal, alterando la topografía y el paisaje en general, lo que genera afectaciones en la biota asociada, en su función y por consiguiente en los servicios ecosistémicos vitales.

El presente estudio hace un análisis comparativo de tres áreas mineras a cielo abierto con diferentes edades tras el cesé de la actividad y un bosque testigo para evaluar los cambios sucesionales de los ecosistemas selváticos y lluviosos del Chocó afectados por la minería.

1. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

1.1. ANTECEDENTES

La diversidad y sus atributos en los bosques húmedos tropicales en Colombia han sido estimados en diferentes estudios a través del tiempo (Rangel 1995, Balcazar et al. 2000, Giraldo-C 2000, Rangel y Rivera 2004, Rivera y Rangel 2012); por su parte, autores como Bonilla et al. (2011), Gonzales (2013), Restrepo et al. (2016), han descrito los impactos más evidentes que causan actividades antrópicas como la agricultura, la tala selectiva de árboles, la ganadería y la fragmentación del bosque, sobre la estructura y composición de la vegetación, obteniendo que la intensidad de la actividad condicionan la recuperación del bosque, cada actividad descrita fragmenta la matriz original del bosque, alterando la composición, la estructura y los servicios ecosistémicos.

Los rasgos funcionales como datos fenotípicos de la hoja, la densidad de la madera y la asimilación de N y P han sido claves en la producción de estrategias adaptativas de la vegetación como respuesta a diferentes disturbios, ya sean naturales o antrópicos; en este sentido, se pueden referenciar algunas investigaciones realizadas en bosques húmedos, las cuales han centrado su atención en describir el patrón biotipológico en donde algunos rasgos fenotípicos de la hoja dan respuesta a factores ambientales en diferentes gradientes altitudinales. McLaren (2006), Fernández (2007), Martín-López et al. (2007), Aquenio (2009), Castellano-Castro y Bonilla (2011), Sánchez (2011), Ruíz (2013), Rangel-Ch et al. (1986), Rangel (1991), Tafur & Rangel-Ch (2005), Berdugo-L (2008), Berdugo-L y Rangel-Ch (2012), Los estudios sobre ecología funcional que se conocen para Colombia, se han aplicado para la selección de especies útiles en la restauración ecológica a partir de la

estimación de rasgos funcionales que pueden esclarecer las estrategias ideales para superar las barreras ecológicas producidas por el cambio antrópico y climático, con el objetivo de sostener la biodiversidad (Montenegro & Vargas 2007; Rodríguez et al., 2007; Gómez & Vargas 2011; Pinzón, 2013).

En cuanto a los efectos que causa la actividad minera sobre la vegetación, los estudios se centran en diagnósticos y descripciones de distritos mineros: CRC (2003) distrito minero de Fondas-Cuaca; MME (2006), diagnóstico la situación actual de la minería a pequeña escala de los metales preciosos en las provincias de Nariño, Santander, Chocó, Sur de Bolívar y Antioquia. Escobar y Barrera (2007), caracterizaron la vegetación de áreas degradadas por minería, con diferente condición de abandono y fragmentos de bosque en la cantera Soratama; se logró evidenciar áreas con diferente estado sucesional, con alto porcentaje de suelo desnudo, poca cobertura vegetal y baja riqueza de especies, además de la proliferación de especies exóticas. Mientras que, los relictos de bosque presentaron ejemplares florísticos nativos y de gran porte. Guerrero (2008) hace un análisis de la situación que enfrentan ecosistemas estratégicos como los páramos por la inclusión de la actividad minera en estos ambientes, situación que afecta los servicios ecosistémicos como provisión de agua y regulación de caudales entre otros, para una mayor comprensión se presentan estudios de caso, mostrando de una forma más detallada el impacto según el tipo de minería y ambiente donde se ejerza la actividad. En el estudio de Vargas et al. (2010), se presenta un diagnóstico ambiental de áreas degradadas por minería en el municipio de Atrato Chocó, con el fin de proponer alternativas de restauración, los resultados obtenidos en las variables físicas y químicas del agua, en la vegetación y la fauna presente en estas áreas, ponen en evidencia los daños que la minería causa a los diferentes recursos que integran el ambiente donde se realiza esta actividad, como la remoción de la capa superficial o sobrecarga de la tierra para hacer accesibles los extensos yacimientos de mineral. Los equipos de excavación, la gran maquinaria, el uso de nuevos insumos y las tuberías de distribución permiten remover montañas enteras en cuestión de horas, haciendo rentable la extracción de menos de un gramo de oro por tonelada de material removido.

El IIAP y el MADS (2012) en un diagnóstico realizado en la región del San Juan, reporta que los bosques húmedos tropicales presentes en el municipio de Condoto, han sido transformados a través del tiempo, a causa de la intensidad con que se ha practicado la minería en la zona, causando la fragmentación del bosque, la pérdida de los suelos y por consiguiente la eliminación de la vegetación y de muchas especies de fauna, transformando el paisaje en grandes cráteres, montículos de grava de suelos estériles, en los cuales después de varios años aparece a una vegetación dominada por especies colonizadoras, dominadas principalmente por helechos, gramíneas y plantas de hábito herbáceo. Quinto et al. (2013), en un estudio realizado en bosques afectados por la actividad minera en los municipios de Cértegui y Unión Panamericana-Chocó, con el objeto de determinar los cambios de la

biomasa vegetal en una sucesión primaria, manifiestan que debido a las extensiones de bosque y suelo degradados, en donde una vez acabado el proceso de extracción de minerales solo quedan arena, piedras y suelos desnudos desprovistos de nutrientes, la recuperación de la vegetación podría llegar a tardar más de 1.000 años en alcanzar una biomasa aérea promedio similar a la registrada en bosques primarios de la región. González (2013), realizó un análisis de la problemática asociada a la actividad minera y las implicaciones sociales que esta ha tenido en la región del Pacífico, sin embargo a la hora de analizar los daños ambientales, hace falta profundizar en los efectos que causa la actividad sobre los ecosistemas boscosos y los recursos asociados a este. Más recientemente, el MINJUSTICIA y UNODC (2016), realizaron una línea base de evidencias de explotación de oro de aluvión con maquinaria en el País, los resultados de este estudio ponen en evidencia la pérdida de cobertura boscosa en regiones como el Pacífico, en donde el departamento del Chocó es uno de los más afectados de la región, con 2.300 ha de bosque degradadas para el año 2014, en este sentido los principales municipios afectados por esta actividad son Nóvita, Ístimina y Condoto; otro aspecto reportado en este trabajo, es el número de hectáreas degradadas por mes (192 ha), donde el 55% de la cobertura afectada es de alto valor ambiental (bosque natural y otros tipos de Coberturas de la Tierra como vegetación secundaria)

1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los bosques húmedos del departamento del Chocó son la principal fuente de producción de recursos, se constituyen en una importante fuente de ingresos y de materias primas para los pobladores locales, de este se obtienen productos maderables y no maderables, una gran parte de la proteína animal que sustentan las familias campesinas, además brindan una infinidad de servicios ambientales, desde la regulación del ciclo hidrológico y el microclima, hasta fenómenos globales como la biodiversidad, la producción de oxígeno y la captura de carbono, lo que hace que los bosques húmedos estén ligados al acervo cultural (IIAP 2013).

A pesar de la importancia que representan los bosques húmedos para la economía local y para el bienestar social, en la últimas décadas han sido transformados a causa de actividades antrópicas como la extracción de oro y platino a cielo abierto realizada ilegalmente, la cual genera el deterioro de extensas hectáreas de bosque ocasionando con ello la modificación del paisaje a causa de la pérdida de la cobertura vegetal y de los organismos que integran todos los ciclos naturales para el sostenimiento del ecosistema, además de la pérdida del cauce y contaminación de fuentes hídricas, así como la atracción de otras actividades ilegales, lo que ha venido generando grandes pasivos desencadenando problemáticas ambientales y sociales (SPDA 2014, Ramírez et al.2016).

La información presente sobre el problema en aumento acerca de la fragmentación del bosque y pérdida de la biodiversidad en el territorio como resultado de la degradación ambiental causada por la explotación no ordenada, ni planificada de actividades como la minería que alteran el ecosistema donde se practica a un nivel que se desconoce el tiempo que puede tardar en auto recuperarse, situación que confirma la necesidad apremiante de generar información de las dinámicas de estas áreas después del disturbio con el propósito de establecer medidas efectivas de restauración, rehabilitación o reconversión de las áreas afectadas para reducir el problema y con ello contribuir con los entes encargados de la preservación de los recursos naturales renovables.

Aunque existen avances en estudios de mantenimiento de los recursos naturales en el proceso de extracción de otros tipos de minería (carbón, cobre, aluminio etc.), así como estrategias de manejo ambiental durante el proceso e inclusión algunas iniciativas viables de recuperación en ciertos ecosistemas determinados en diferentes tipos de disturbio, aún falta información acerca de los efectos causados por la actividad minera en la estructura, composición y función de la vegetación en bosques húmedos tropicales de áreas de importancia biológica como el departamento del Chocó, adicionalmente no se conocen evidencias tangibles sobre la recuperación de éstos ambientes.

Los estudios realizados sobre la problemática minera en el País, se concentraban en líneas bases, diagnósticos, aplicación de metodologías de calificación de impacto ambiental y ensayos de reforestación con especies foráneas (Aguilar y Vanegas 2009). Sin embargo, en los últimos años dada la magnitud del impacto que deja esta actividad en regiones sensibles como el Chocó Biogeográfico se han realizado diferentes investigaciones encaminadas a entender la dinámica de los bosques afectados por esta actividad, con el propósito de sentar las bases ecológicas para diseñar estrategias de restauración en áreas afectadas, en este sentido estudios como los de IIAP y MADS (2012) Quinto et al (2013), Valois y Martínez (2016) y Valois (2016), sientan las primeras bases para entender la problemática minera en la región y sentar las primeras bases para su entendimiento; información fundamental pero que aún resulta insuficiente para responder los interrogantes sobre la implementación de estrategias de recuperación de áreas específicas y la elaboración de lineamientos de manejo para el aprovechamiento minero en la región . En este sentido, el propósito fundamental de ésta investigación es generar información base sobre los cambios ocasionados en la diversidad, la composición, la estructura y la función de la vegetación que permita conocer la dinámica en la recuperación natural e integral en áreas degradadas por la minería de diferentes edades de sucesión en bosques intervenidos. Se espera que los resultados y análisis permitan obtener el conocimiento fundamental para trazar pautas eficaces que redirijan las estrategias de restauración más eficaces en las áreas que quedan después de la intervención.

1.3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cómo cambia la estructura, la composición y los rasgos funcionales de las especies a través de la sucesión natural de áreas de bosque afectadas por la actividad minera en zonas de terrazas y colinas bajas en el municipio de Condoto, Chocó?

1.4. HIPÓTESIS

El tiempo de cese de la actividad minera determina los cambios sucesionales en la estructura, la composición y la función de la vegetación en los bosques de terrazas y colinas bajas en Condoto.

2. JUSTIFICACIÓN

En Colombia, en la última década, se ha registrado un crecimiento significativo tanto en el volumen como en el valor de la producción de los bienes primarios y en particular en el sector minero y de hidrocarburos, afectando positivamente y de manera importante el producto interno bruto (PIB) del país (Fedesarrollo 2012). Desde la época de la colonia el departamento del Chocó se posesionó como una de las principales zonas productoras de oro y platino del país (Minjusticia-UNODC 2016). Durante largos períodos de tiempo municipios como Condoto que hace parte del distrito minero del San Juan, han perdido hectáreas de bosque con altos índices de diversidad biológica, la inclusión de maquinaria tecnificada como retroexcavadoras, dragas y dragones han ocasionado la pérdida exponencial de los recursos naturales de la zona, originando con ello cambios en los modos de vida de la población asentada en esta parte del territorio, desencadenando una gran problemática de tipo político, social y ambiental (Valois y Martínez 2016).

A pesar del deterioro ambiental y social que la minería ocasiona, el Plan Nacional de Desarrollo (2014-2018), ha impulsado la minería como la actividad que estimulará la economía del País, denominándola la locomotora minero-energética, la cual generará empleos, mejorará la institucionalidad que regula su explotación, pasando de un 51% de cobertura geológica a un 80%. Este panorama, pone en riesgo la heterogeneidad ecosistémica, alta diversidad de especies y endemismos, característica de la región del Chocó (Valois y Martínez 2016). En la actualidad, se hace necesario entender los efectos producidos por esta actividad en el ambiente, como los cambios que ocurren en la diversidad, la

estructura y como se ve afectada la función natural de los ecosistemas, con el fin de proponer herramientas sólidas y eficaces que permitan establecer lineamientos y estrategias efectivas para contrarrestar el deterioro y promover una rápida recuperación con vegetación nativa.

El alcance de ésta investigación se concentra en generar información que permita entender la eficiencia de recuperación natural del bosque y la capacidad de restablecer la integralidad con el entorno una vez ocurrido el disturbio. Con respecto a los lineamientos de restauración, se requiere obtener información sobre el estado del ecosistema antes, durante y después del disturbio. Incluyendo aspectos abióticos que caracterizan este ambiente (hidrología, geomorfología, suelos) de igual forma es necesario, incluir información sobre la relación entre factores ecológicos, culturales, socioeconómicos e históricos para tener una visión temporal del funcionamiento integral del ecosistema.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

Determinar cambios en la estructura, composición y la expresión de rasgos funcionales de la vegetación a través de la sucesión natural de áreas degradadas por la minería en el municipio de Condoto (Chocó, Colombia).

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

-Determinar los cambios en la composición y la estructura de la vegetación de diferentes estados sucesionales en bosques intervenidos por la actividad minera en Condoto.

-Analizar los cambios ocurridos en los rasgos funcionales de la vegetación en los diferentes estados sucesionales del bosque intervenido por la actividad minera en Condoto

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Historia de la Minería en el Chocó

En 1887, el gobierno colombiano adoptó el código minero de Antioquia para toda la nación, el cual facilitaba la adquisición de minas; el estadounidense Henry Granger y su esposa adquirieron 113 títulos mineros en el Chocó. Situación que conllevó años más tarde a la unión de dos grandes compañías mineras Anglo Colombian Development Company (ACDC), subsidiaria de la conocida Consolidated Gold Fields of South Africa Ltd y la General Development Company (GDC) de Nueva York, las cuales crearon “la Compañía Minera Chocó Pacífico”; entre 1916-1925 la Chocó Pacífico dragó los últimos 10 kilómetros del río Condoto. Entre 1916-1930 esta compañía dragó el lecho más rico en platino de Colombia. Para lo cual utilizó tres dragas: una comprada por la ACDC y dos más que llegaron en 1920 y en 1923, convirtiéndose así en la mayor empresa exportadora de platino colombiano. En 1925 la Chocó Pacífico terminó de dragar las minas René y Lincoln y comenzó a explotar los últimos cinco kilómetros dragables del río, sección que requirió el pago de regalías al

Estado, pues durante nueve años (1916 y 1925), la compañía no pagó regalías al gobierno colombiano (Leal 2009). Después de la salida de la “Chocó Pacífico”, el municipio de Condoto ha sido explotado por infinidad de mineros locales, nacionales y extranjeros, en los últimos años la minería de oro y platino a cielo abierto ha venido cobrando fuerzas como actividad productiva pasando de una forma de minería más rudimentaria a una minería tecnificada, con equipos de alto cilindraje causando grandes impactos a los ecosistemas donde se practica (Etter et al. 2006).

4.2. La Minería y sus consecuencias sobre la diversidad, la composición, la estructura y la funcionalidad ecológica de la vegetación

La minería en la actualidad es considerada como una de las principales causas de la deforestación de los bosques húmedos tropicales, ya que promueve la eliminación del bosque para la apertura de caminos, consumo ilimitado de recursos hídricos, aumento de agentes contaminantes y el corte de madera para construcción campamentos temporales (Sánchez y Giraldo 2013). Actualmente, más del 60% de los materiales extraídos en el mundo, se obtienen mediante la minería de superficie o a cielo abierto, situación que provoca la devastación del ecosistema en el cual se instala, éste uso indiscriminado causa la pérdida del ecosistema y sus funciones vitales para el sostenimiento de todos los entes bióticos que habitan un área determinada. El impacto en la dinámica natural de la vegetación y la pérdida del suelo se refleja en la limitación de procesos como germinación, desarrollo y supervivencia de las plantas. A pesar que se ha tratado que la actividad minera sea menos impactante en el área donde se practica, las nuevas tecnologías que permiten mejores rendimientos en la velocidad de extracción y procesamiento de la minera la aumentan los problemas ambientales, ya que los materiales de desecho no revierten normalmente en la recuperación del lugar (Fonseca 2004, Ceccon 2013).

El IIAP (2012) reporta que los bosques húmedos tropicales presentes en el municipio de Condoto, han sido transformados a través del tiempo, a raíz de la intensidad con que se ha practicado la minería en la zona; el aumento de la actividad minera, ha provocado la degradación de los suelos, la pérdida de vegetación y fauna, la transformación del paisaje, suelos sin horizontes, sustratos escabrosos con montículos de piedras (grava) que semejan a un terreno con diferentes grados de pendiente. Este a su vez sustenta una vegetación dominada por especies colonizadoras, generalmente dispersadas por el viento, estructuralmente solo se presentan el estrato herbáceo y rasante. Esta vegetación se encuentra dominada por helechos y plantas vasculares de hasta un metro de altura. En el estrato arbóreo escaso se evidencia una fisionomía variable, alturas que oscilan entre 15-20 m y una

composición florística de aproximadamente 45 a 70 especies, la cual varía de acuerdo a la intensidad del disturbio.

Cuando se destruye un área por minería a cielo abierto son muchos los años que tienen que pasar para que por lo menos se logre un sistema similar al inicial. En este sentido, es fundamental que tanto los mineros como las autoridades ambientales puedan identificar además de los componentes o elementos que conforman el sistema a ser degradado, su organización, sus interacciones, sus funciones, su estado de desarrollo y los bienes y servicios que pueden prestar a las comunidades humanas adyacentes (Becerra et al. 2010). La recuperación de la vegetación y el suelo por el efecto de la minería tarda más de 1.000 años para alcanzar una biomasa aérea promedio similar a la registrada en bosques primarios de la región; los impactos de la deforestación alteran el contenido de humedad interrumpiendo los ciclos de precipitación, transpiración y en consecuencia provoca la desecación del área afectada (Kocian et al. 2011, Quinto et al. 2013).

4.3. Capacidad de recuperación de la vegetación ante diferentes disturbios

El éxito en la recuperación de áreas degradadas por minería depende de varios eventos circunstanciales que son a menudo impredecibles, tales como las condiciones iniciales (clima, topografía, tipo y abundancia de la capa superficial del suelo), los eventos naturales (sequías, lluvias torrenciales, plagas), la influencia del paisaje y las poblaciones circundantes (escorrentía y los flujos de sedimentos, las fuentes de propágulos, los herbívoros, la caza y los usos del suelo) y, por último, las contingencias humanas, como la modificación o intermitencia de las operaciones mineras; las fallas en el desempeño de los proyectos de recuperación, los cambios en las normas legales, entre otras (Ibarra y Moreno de las Heras, 2005)

En este sentido es probable que las áreas grandes afectadas por la minería no se recuperen con rapidez y puedan transformarse ecológicamente en hábitats diferentes al original. Por otro lado, las minas de superficie, profundas e inactivas pueden llenarse de agua con el tiempo y finalmente dan lugar a la formación de lagos artificiales. Muchos de estos espacios pueden contener colas de desperdicios o depósitos de contaminantes que alteran la bioquímica del agua, impidiendo procesos naturales en un largo plazo (Hammond et al. 2013). En general las condiciones de nutrientes e intensidad lumínica, la disponibilidad de propágulos se encuentran regulando la regeneración del ecosistema, así mismo la colonización de una especie en un ecosistema depende de la cercanía de la especie al sitio, las condiciones ambientales (Tilman 1993).

4.4 La sucesión como proceso de desarrollo de la vegetación en los ecosistemas intervenidos.

La sucesión conocida como hipótesis mono clímax, plantea que el proceso sucesional inicia con la llegada de especies pioneras que modifican condiciones tanto bióticas como abióticas que facilitan el poblamiento posterior de nuevas especies, que van cambiando hasta alcanzar el clímax de la comunidad determinado por las condiciones climáticas definidas (Martínez 1996, Elías y Días 2004, Boccanelli y Lewis 2006). La sucesión es el cambio producido en la composición y estructura de la vegetación de una comunidad ecológica, a través del tiempo y el espacio; el cual resulta de la mezcla estocástica de perturbaciones y respuestas individuales de las especies (dispersión, establecimiento, supervivencia, reproducción) a lo largo de un paisaje espacialmente dinámico, normalmente implican un reemplazo gradual y sucesivo de especies, incluyendo las del dosel (Walker 2005).

Los ecosistemas, dependiendo de la intensidad y duración de los disturbios, pueden responder con la activación de la sucesión ecológica, lo que induce un proceso auto regenerativo para reestablecer estructura y funciones. Las propiedades del ecosistema que están directamente relacionadas con su respuesta ante las perturbaciones son la resiliencia, resistencia, elasticidad y fragilidad, aunque estas propiedades varían dependiendo de las características particulares de cada ecosistema (Barrera-Castaño et al. 2010).

En algunos casos, los ecosistemas sufren daños severos y soportan disturbios de manera prolongada, en consecuencia se afectan los procesos sucesionales y es más difícil recuperar los ciclos naturales (Bradshaw 1983, Whisenant et al. 1995). La sucesión ecológica de acuerdo a las características iniciales del sitio puede ser definida como primaria o secundaria, las minas a cielo abierto después de su abandono son un buen ejemplo de sucesión primaria, debido entre otras cosas, a las drásticas condiciones micro climáticas, la ausencia de nutrientes, el lavado de semillas por el agua de escorrentía superficial y la baja oferta de propágulos desde las áreas adyacentes (Barreto-Castaño et al. 2010)

4.5. Diversidad, composición, estructura y función de la vegetación de los bosques húmedos

Los bosques húmedos tropicales, son considerados como lo ecosistemas más extensos y diversos de los trópicos. Aunque estos ecosistemas, no son estáticos, mantienen una composición de especies clímax fija durante un período de tiempo, por lo cual, la pérdida o fragmentación de estas es la principal amenaza a esta diversidad (Gentry 1990, MMA 2002, Villareal et al. 2006).

Los bosques húmedos se caracterizan por tener una estructura definida, la cual depende de los diferentes elementos que la componen y de la abundancia de cada uno de ellos, esta estructura consiste en varias capas verticales: dosel, sotobosque, estrato arbustivo y estrato del suelo o herbáceo. Se espera que en un bosque sin intervención presente una continuidad entre los mismos, por otra parte, la ordenación horizontal se determina con parámetros de abundancia, dominancia y/o frecuencia (Mueller y Ellenberg, 1974, Rangel y Velázquez 1997, Louman et al. 2001, Ferrer 2007). La fisionomía de la vegetación está sujeta a los tipos de crecimiento, estrategias de multiplicación entre otros, lo que permite definir concretamente el paisaje.

La función de un ecosistema puede ser medida con la vegetación, a partir de rasgos morfológicos, fisiológicos y/o fenológicos, lo que permite medir su crecimiento, producción y supervivencia en el ecosistema (Lavorel y Garnier 2002, Cornelissen et al. 2003, Violle et al. 2007). La función de un bosque exhibe la producción por parte de las plantas, el almacenamiento de carbono y el ciclo de nutrientes (Naeem et al. 1999). De Groot et al. (2002) clasifica las funciones de los ecosistemas en cuatro categorías, de las cuales la mayoría refieren a regulación: Funciones de regulación: Regular los procesos ecológicos esenciales en: Clima, ciclo de nutrientes, ciclo hidrológico, etc.

- Funciones de sustrato o de hábitat: Condiciones espaciales para el mantenimiento de la biodiversidad.
- Funciones de producción: Capacidad de los ecosistemas para mantener la biomasa que tenga algún uso (alimentos, tejidos, medicina, cosméticos, maderables y no maderables).
- Funciones de información: Capacidad de los ecosistemas de contribuir al bienestar humano a través del conocimiento, la experiencia, y las relaciones culturales con la naturaleza (experiencias espirituales, estéticas, de placer, recreativas, paisajística.).

Los valores particulares de un carácter funcional en un lugar y tiempo determinado, son denominados atributos, los cuales a su vez, son las características de un organismo, relevantes en relación con su respuesta al ambiente y/o su efecto en el funcionamiento del ecosistema (Lavorel et al. 1997, Díaz y Cabido 2001, Violle et al. 2007). Las especies que comparten el estado o nivel de varios atributos pueden conformar un grupo funcional y pueden ser clasificados de acuerdo a la contribución en procesos ecosistémicos (Lavorel et al. 1997). Para la selección de los rasgos funcionales se deben tener en cuenta aquellos que puedan ser medidos de manera fácil y rápida para un número representativo de individuos dentro de una población de acuerdo a los objetivos de cada investigación (Cornelissen et al. 2003). La hoja es uno de los órganos de las plantas que proporciona respuestas morfológicas, bioquímicas y fisiológicas frente a variaciones en su entorno abiótico. Givnish (1988), Silva et al. (2001); Wright et al. (2007), afirman que, las hojas de una misma especie en condiciones de alta luminosidad, tienden a ser más gruesas, mientras que las hojas de las plantas tolerantes a la

sombra tienden a ser delgadas, es decir, poseen valores altos de área foliar específica para facilitar la llegada de luz al parénquima fotosintético y reducir el área de transpiración.

En las últimas décadas este enfoque se ha usado para estudiar cambios en la abundancia de rasgos o grupos funcionales en ambientes contrastantes y evaluar el efecto de diferentes factores en el ensamblaje de las comunidades vegetales, incluyendo la respuesta a disturbios y a la pérdida de los servicios ecosistémicos como producción de agua, fijación de CO₂, ciclos de materia, productividad del suelo, biodiversidad, coberturas que previenen erosión, reciclaje de nutrientes etc. (Vargas-Ríos 1997, 2011, Lavorel et al. 1997). En este sentido Westoby et al. (2002) manifiestan que las hojas gruesas y longevas son indicadoras de especies que habitan en lugares limitados en recursos, con condiciones físicas severas o con fuertes presiones de herbivoría. Las hojas delgadas son indicadoras de especies que habitan lugares donde los recursos no se encuentran limitados o que están abiertos a la colonización.

Las características sucesionales de las especies de árboles tropicales están ligadas a la densidad de madera (DM), existe un modelo generalizado de crecimiento en el cual hay un cambio en la asignación de los recursos del crecimiento en la altura asociada con la producción de madera de baja densidad para las especies pioneras, en contraste las especies tolerantes se caracterizan por incrementos lentos y alta densidad para sostener su estructura por más tiempo (Woodcock y Shier 2002). De la misma manera las especies de madera dura se desarrollan en hábitats con limitaciones de recursos, condiciones físicas severas o bajo presiones fuertes de enemigos naturales, mientras que las especies con madera blanda (de baja densidad) tienen semillas pequeñas y altas tasas de crecimiento, aunque sufren una tasa de mortalidad mayor, las especies de madera dura (de elevada densidad). Las especies de madera blanda tienden a presentar estrategias de colonización de hábitats perturbados (Wright et al. 2007).

Los valores particulares de un carácter funcional en un lugar y tiempo determinado, son denominados atributos, los cuales a su vez, son las características de un organismo, relevantes en relación con su respuesta al ambiente y/o su efecto en el funcionamiento del ecosistema (Lavorel et al. 1997, Díaz y Cabido 2001, Violle et al. 2007). Las especies que comparten el estado o nivel de varios atributos pueden conformar un grupo funcional y pueden ser clasificados de acuerdo a la contribución en procesos ecosistémicos (Lavorel et al. 1997). Para la selección de los rasgos funcionales se deben tener en cuenta aquellos que puedan ser medidos de manera fácil y rápida para un número representativo de individuos dentro de una población de acuerdo a los objetivos de cada investigación (Cornelissen et al. 2003). La hoja es uno de los órganos de las plantas que proporciona respuestas morfológicas, bioquímicas y fisiológicas frente a variaciones en su entorno abiótico. Givnish (1988), Silva et al. (2001), Wright et al. (2007), afirman que, las hojas de una misma especie en condiciones de alta luminosidad, tienden a ser más gruesas, mientras que las hojas de las plantas tolerantes a la

sombra tienden a ser delgadas, es decir, poseen valores altos de área foliar específica para facilitar la llegada de luz al parénquima fotosintético y reducir el área de transpiración.

En las últimas décadas este enfoque se ha usado para estudiar cambios en la abundancia de rasgos o grupos funcionales en ambientes contrastantes y evaluar el efecto de diferentes factores en el ensamblaje de las comunidades vegetales, incluyendo la respuesta a disturbios y a la pérdida de los servicios ecosistémicos como producción de agua, fijación de CO₂, ciclos de materia, productividad del suelo, biodiversidad, coberturas que previenen erosión, reciclaje de nutrientes etc. (Vargas-Ríos 1997, 2011, Lavorel et al. 1997). En este sentido Westoby et al. (2002) manifiestan que las hojas gruesas y longevas son indicadoras de especies que habitan en lugares limitados en recursos, con condiciones físicas severas o con fuertes presiones de herbivoría. Las hojas delgadas son indicadoras de especies que habitan lugares donde los recursos no se encuentran limitados o que están abiertos a la colonización.

Las características sucesionales de las especies de árboles tropicales están ligadas a la densidad de madera (DM), existe un modelo generalizado de crecimiento en el cual hay un cambio en la asignación de los recursos del crecimiento en la altura asociada con la producción de madera de baja densidad para las especies pioneras, en contraste las especies tolerantes se caracterizan por incrementos lentos y alta densidad para sostener su estructura por más tiempo (Woodcock y Shier 2002). De la misma manera las especies de madera dura se desarrollan en hábitats con limitaciones de recursos, condiciones físicas severas o bajo presiones fuertes de enemigos naturales, mientras que las especies con madera blanda (de baja densidad) tienen semillas pequeñas y altas tasas de crecimiento, aunque sufren una tasa de mortalidad mayor, las especies de madera dura (de elevada densidad). Las especies de madera blanda tienden a presentar estrategias de colonización de hábitats perturbados (Wright et al. 2007).

La alta diversidad que sustentan los bosques húmedos tropicales y la complejidad de sus procesos dinámicos, les permite responder ante diferentes disturbios sean estos naturales o antrópicos; varios autores a través del tiempo han demostrado que los disturbios ocurridos en los bosques tropicales, producen cambios en la diversidad, estructura y función. Sin embargo, dependiendo del tamaño del fragmento y el tipo de actividad, el ecosistema tiene la capacidad de reestablecerse.

5. METODOLOGÍA

5.1. ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo de campo se realizó en el distrito minero del San Juan, en el corregimiento Jigualito, perteneciente al municipio de Condoto, Chocó, Colombia (Figura 1). Jigualito se encuentra a una altura de 74 msnm; limita al Norte con Guarapito por la carretera que conduce a Chiquichoqui, al Sur con Novita por la divisoria de aguas entre los ríos Tamaná y Opogodó, al Oriente con Opogodó, al Oeste con el Tigre por las quebradas El Tigre y Luis (Alcaldía Municipal de Condoto 2004).

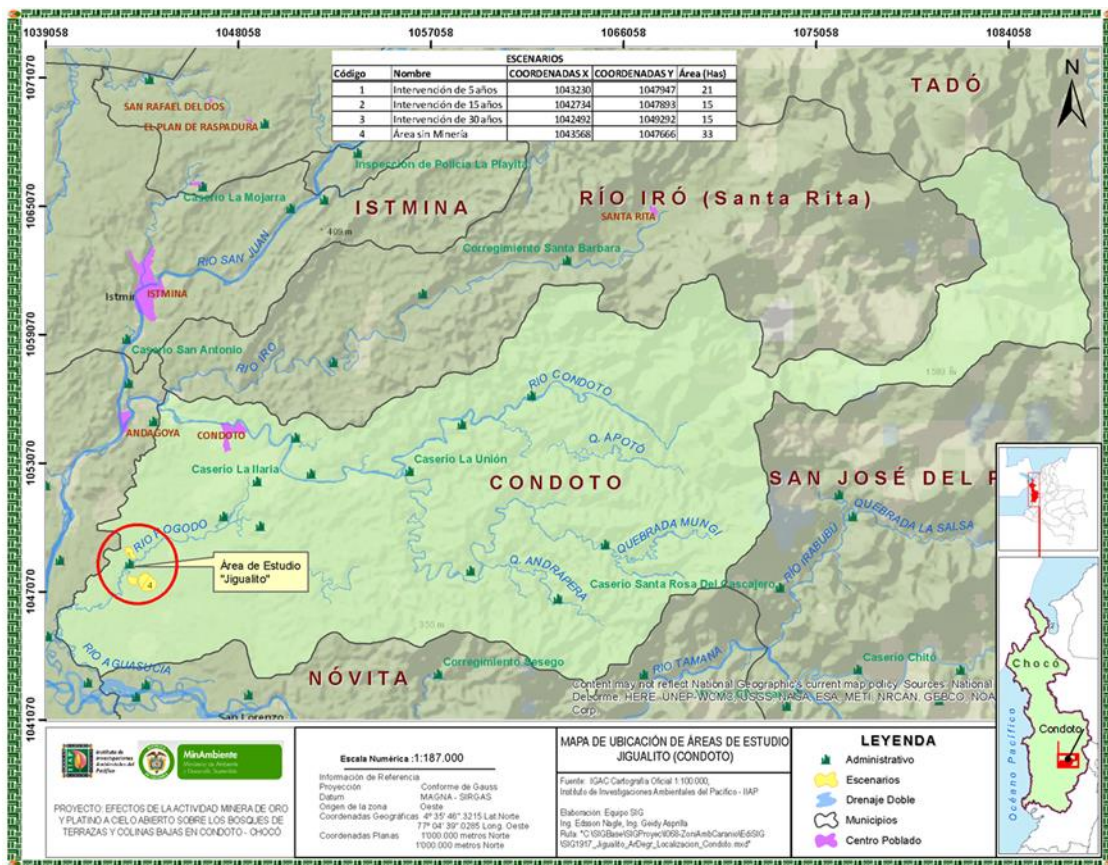


Figura 1. Ubicación geográfica del corregimiento de Jigualito, Municipio de Condoto.

La zona presenta un contraste paisajístico debido a que aún contiene áreas con una densa cobertura vegetal sin intervención antrópica, donde confluyen variables como la topografía y el clima, las cuales modelan el paisaje; predominan ambientes con alturas que oscilan entre 100-250 m de altitud, con una vegetación que comprende elementos arbóreos con alturas máximas de 30-35 m, al interior del bosque se observan estratos bien definidos con especies que determinan el estado de conservación en el que se encuentra el ambiente. En las laderas bien drenadas se presentan asociaciones de especies con alto valor comercial como *Brosimum*

utile (H. B. K.) Pittier, *Huberodendron patinoi* Cuatrec, *Camptosperma panamensis* Standl, *Oenocarpus minor* Mart, *Mauritiella macroclada* (Burret) Burret, *Carapa guianensis* Aubl., *Pouteria* Aubl., spp., *Cespedesia spathulata* (Ruiz & Pav.) Planch., *Euterpe precatória* Mart., *Vismia macrophylla* Kunth., *Saccoglotis procera* (Little) Cuatrec, *Iriartea deltoidea* Ruiz & Pav, palmarres de *Wettinia quinaria* (O.F.Cook & Doyle) Burret, mezclados con *Welfia regia* H.Wendl., *Socratea exorrhiza* (Mart.) H. Wendl., y *Oenocarpus bataua* (Mart.) a nivel del estrato arbóreo, y a *Geonoma cuneata* H. Wendl. ex Spruce, a nivel del estrato arbustivo entre otras especies. (Ramírez 2010).

5.1.1. Áreas de Muestreo

Se seleccionaron cuatro áreas correspondientes a un área con unos cinco años de sucesión rodeada por cuerpos de agua, la cual presenta una composición totalmente distinta al bosque testigo, un área con 15 años de sucesión la cual se encuentra rodeada por pozos de agua producto de la actividad minera, un bosque de más de 30 años de sucesión, el cual presenta una composición diferente a la original y un bosque testigo en estado de sucesión avanzada, donde no hay evidencias de haberse practicado la actividad minera, y las áreas estudiadas se describen a continuación

5.1.1.1. Área minera con 5 años de abandono: herbazales de *Andropogon bicornis*

Fisionomía: Vegetación pionera dominada por *Pityrogramma calomelanos*, *Lycopodiella cernua*, *Borreria latifolia*, *Scleria mitis*. El área se encuentra recientemente intervenida por la actividad minera, con un suelo desprovisto de materia orgánica, sin horizontes definidos, compuesto principalmente por grava, con una micro topografía con ondulaciones intermedias, rodeado de lagunas artificiales (canales resultantes de la actividad minera). El área presenta poca vegetación, se observó un proceso de sucesión primaria en el cual la flora dominante la constituyen especies de porte herbáceo *Aciotis* sp, *Nepsera aquatica* entre otras y algunas especies de plantas leñosas en estado plántula y juvenil, las cuales están dispersas y cercanas a la matriz. El área se encuentra localizada en la localidad de Jigualito 1043965 N, 1047797 W

5.1.1.2. Área minera con 15 años de abandono: herbazales de *Scleria mitis*.

Fisionomía: Vegetación pionera dominada por *Pityrogramma calomelanos*, *Tonina fluviatilis*, *Ischaemum latifolium*, *Andropogon bicornis*, *Clidemia sericea* y *Borreria latifolia*. El área presenta una micro topografía con ondulaciones, suelos sin una estructura definida conformados principalmente por gravas producto de la actividad minera, el área esta bordeada por varias lagunas producto de esta actividad; predominan dos estratos, en el arbustivo predominan especies como *Cespedesia spathulata*, *Cecropia peltata*, *Vismia macrophylla*, *Vismia baccifera* entre otros elementos vegetales. El área se encuentra localizada en la localidad de Jigualito (1043951 N, 1047903 W).

5.1.1.3. Área minera con >30 años de abandono. Corresponde a un área dominada por *Cespedesia spathulata*. Con una fisionomía de la vegetación ralo que integra elementos de bosque que con un estrato arborescente con individuos de 12-20 m de altura, donde dominan especies como *Cecropia peltata*, *Cosmibuena macrocarpa*, *Conostegia micrantha*, *Inga spectabilis*, *Conostegia* sp y *Miconia* sp. El estrato arbustivo es dominado por juveniles de las especies citadas y el estrato herbáceo es dominado por especies como *Anthurium formosum*, *Trichilia poeppigii*, Infantes de las palmas *Socratea exorrhiza*, *Wettinia quinaria*. El área presenta una micro topografía moderada con ondulaciones en el terreno las cuales modelan el paisaje, el suelo carece de una estructura definida, está compuesto por grava dejada por la actividad minera, la cual es nutrida por la hojarasca producto de la biomasa que contienen los árboles presentes en el área. El área se encuentra localizada en la localidad de Jigualito (07641582 N y 0502416 W)

5.1.1.4. Bosque Testigo

Esta muestra está constituida por una matriz de bosque original perteneciente a los ambientes de terrazas y colinas bajas (>100-250 m), que según Rangel y otros (2004), lo definen como selvas de *Eschweilera pittieri* (guasca). Con una fisionomía de la vegetación que integra elementos de 30 a 35m de altura, donde se asocian especies como: *Licania* sp. (carbonero), *Pouteria* sp. (caimito) y *Brosimum utile* (lechero). Otras especies acompañantes de importancia ecológica por sus valores de abundancia-dominancia son *Eugenia* sp. (guayabo) *Castilla tunu* (cauchillo), *Sloanea* sp. (taparo), *Chrysochlamys clusiifolia* (zanca de araña) y *Virola sebifera* (nuanamo). Los sitios han sido intervenidos y en algunos casos las maderas finas de especies de *Quararibea* (pastran), *Matisia* (berraquillo), o *Scleroderma* sp. (castaño blanco) y de lauráceas (*Nectandra*, *Ocotea*) han sido diezmadas, pero se notan procesos de recuperación (Rangel y otros 2004). Además de incorporar los elementos antes mencionados la matriz de vegetación remanente de Jigualito, posee elementos de la asociación *Guatteria* aff. *amplifolia*, *Cespedesia spathulata* y *Wettinia quinaria*. Con elementos de 25 m de altura; en el sotobosque predominan las palmeras. Entre las especies dominantes del arbolado pueden aparecer *Guatteria* aff. *amplifolia* (cargadero), *Cespedesia spathulata* (pacó) y *Licania* sp. (guacharaco). En el sotobosque dominan *Wettinia quinaria* (memé), *Oenocarpus bataua* (mil pesos) y otras especies de palmeras. Entre las especies asociadas aparecen: *Apeiba membranacea* (guácimo), *Marila dolychandra* (puntalanza), *Cedrela odorata* (cedrón) y *Brosimum utile* (lechoso), el área se encuentra localizado en las coordenadas 7641063 N, 0501424W (Figura 2).

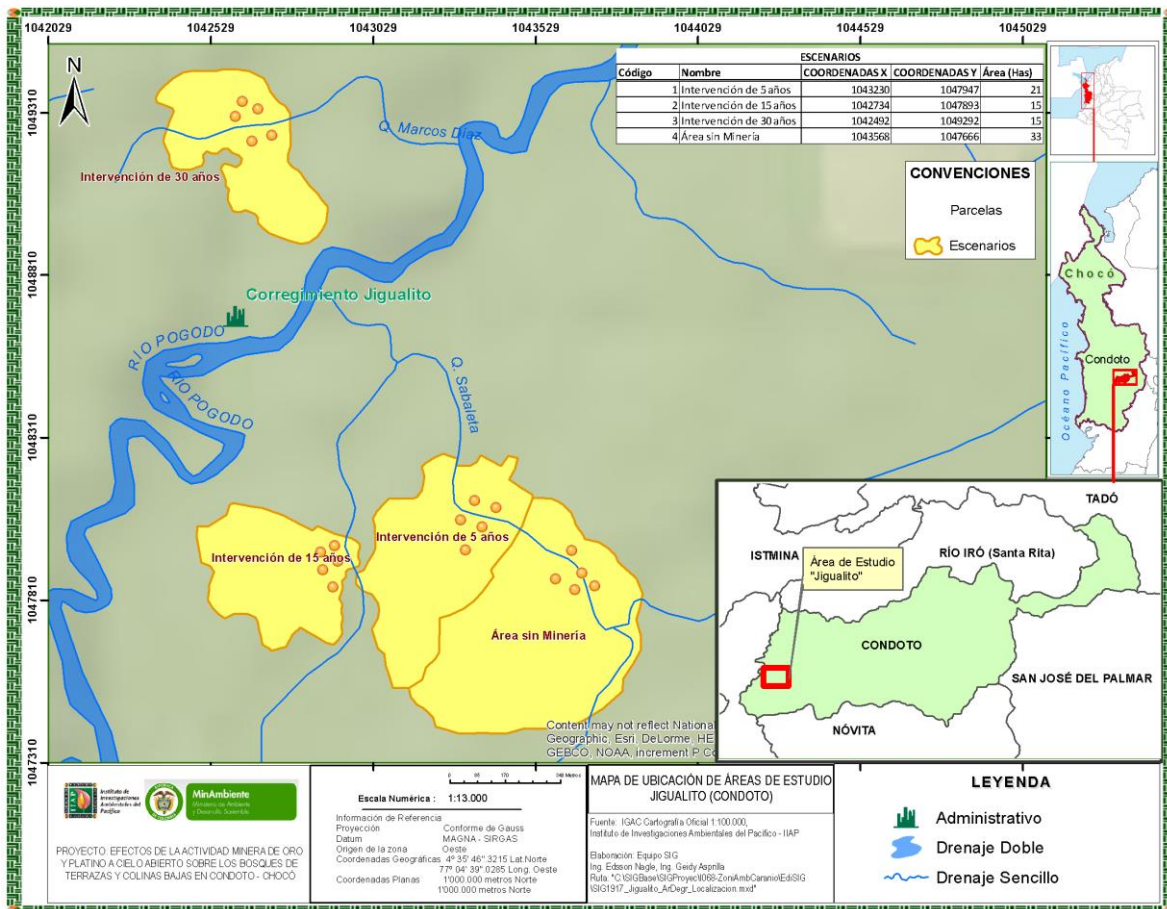


Figura 2. Ubicación geográfica de sitios de muestreo

5.2 MÉTODOS

Concertación con la comunidad

Se realizó esta etapa con varios propósitos, en primer lugar informar sobre las pretensiones del proyecto, la metodología propuesta, sus resultados esperados, y los impactos que eventualmente se generarían con la aplicación de la información aportada. En segundo lugar, para lograr acuerdos en cuanto a los mecanismos de participación de la comunidad, definir los sitios precisos de muestreo, permisos de ingreso, acuerdos de no uso de las zonas seleccionadas para el estudio, las rutas, costos necesarios para su acceso, y avanzar en la identificación del personal de la zona que podría vincularse para tal efecto, se canalizaron los esfuerzos a través de los Representantes Legales del Consejo Comunitario Mayor de Condoto y el Río Iró (COCOMACOIRO) y del Consejo Comunitario Local de Jigualito. Una vez identificadas las comunidades en cuyo territorio se adelantaría el proyecto, se realizó una convocatoria amplia a los miembros del Consejo Comunitario para llevar a cabo los talleres

de concertación, donde se lograron los acuerdos previstos y se dispuso de los mecanismos para enfrentar la fase de campo (Figura 3).



Figura 3. Socialización y concertación del proyecto con los consejos comunitarios locales de Jigualito y Condoto.

Muestreo de la vegetación

Se establecieron 20 parcelas de 5 x 20 para un total de 2.000 m² (0.2 ha) (5 parcelas = 500m² por sitio de muestreo, 0.05 ha). Las parcelas se construyeron con la ayuda de una brújula y se delimitaron con estacas de madera y cinta flaying. En cada una de las parcela se registró y midió la vegetación, tomando todos los estratos definiéndolos según la altura que alcanzaron los individuos (Rangel y Lozano 1986), así: Arbóreo superior (As) > 25 m, Arbóreo inferior (Ai) 25 – 12 m, Subarbóreo (Ar) 12 - 5 m, Arbustivo (Arb) 5 – 1,5 m, Herbáceo (H) 1.5 – 0.25 m, Rasante (R) < 0.25 m. También se tuvo en cuenta la altura de muestreo de los órganos foliares de cada individuo.

Se hicieron colecciones completas de toda la vegetación en las parcelas y colecciones adicionales en los sectores aledaños a las parcelas, para documentar la riqueza total en cada sitio. Se recolectaron tres ejemplares por especie cuando fue posible, preferiblemente en estado reproductivo, los que sirvieron de base para asegurar la adecuada identificación; los especímenes con órganos de gran tamaño como hojas o inflorescencias, fueron divididos en tres zonas (base, media y ápice), con el objeto de facilitar el normal manejo de las muestras, información complementada con registros fotográficos. Para documentar la morfología de las especies se tuvieron en cuenta las estructuras vegetativas y reproductivas (forma, color, longitud y estructura de raíces, tallos, hojas, flores y frutos); además se documentó la

morfología de las plántulas (individuos con las primeras hojas, en su mayoría indivisas, y a veces adheridas aún a la semilla).

Trabajo de herbario

El material colectado fue secado, prensado y etiquetado, y las muestras fueron determinadas con la ayuda de claves taxonómicas especializadas (Gentry 1993a, Maecha 1997), se comparó con algunos herbarios virtuales como el New York Botanicals Garden (NY), Neotropical Herbarium Specimens <http://fm.fieldmuseum.org/vrrc>, algunas especies fueron identificadas por expertos del Herbario CHOCÓ y el Herbario Nacional Colombiano (COL), del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, en Bogotá. Las colecciones fueron depositadas en el Herbario Chocó de la Universidad Tecnológica del Chocó y en el Herbario Nacional Colombiano-COL de la Universidad Nacional.

Análisis de datos

Para evaluar si el muestreo fue representativo se estimaron las curvas de acumulación de especies, se realizaron curvas especies-área comparando las especies observadas con las esperadas, para ello se utilizaron los siguientes estimadores no paramétricos utilizando los estimadores de riqueza Uniques y Cole Rarefaction, Chao 1 (Colwell 2004) y se aplicaron intervalos de confianza (IC) del 95%, con el fin de comparar las curvas y concluir la representatividad de los muestreos. La diversidad, la equidad y la dominancia fueron analizadas con los Índices de Margalef, Pielou y Simpson, respectivamente (Rangel y Velázquez 1997, Moreno 2001). Para la realización de los anteriores análisis se usaron los programas estadísticos Estimates 9.0 (Colwell 2017) y PAST 1.94b (Hammer et al. 2001). Para la determinación de la estructura de la comunidad vegetal, se cuantificaron los siguientes parámetros: densidad (D): Número de individuos de una especie/número total de individuos; densidad relativa (DR): D de una especie/ Sumatoria de todas las densidades de todas las especies $\times 100$; frecuencia (F): Número de transectos en los que se encuentra la especie / número de transectos totales; frecuencia relativa (FR): F de la especie / Sumatoria de todas las frecuencias de todas las especies por 100 (Rangel y Velásquez 1997) y para analizar la importancia ecológica de cada una de las especies de palmas se obtuvo el Índice de valor de importancia (IVI), el cual está dado por la sumatoria de los valores relativos de la densidad, la frecuencia, y la dominancia relativa, que es expresada usualmente en términos de área basal (Villareal et al. 2004). Sin embargo, en este estudio el IVI para cada especie se obtuvo solo con la sumatoria de la densidad relativa y la frecuencia relativa.

Metodología para el análisis de la ecología funcional.

Para determinar la función de la vegetación en los bosques de Condoto, se realizaron evaluaciones en campo, para ello se eligieron de cinco a diez individuos al azar por especie procurando que estuvieran debidamente identificados. A los cuales se midieron rasgos funcionales en hojas, tallo y contenido de nutrientes (P y N), siguiendo la metodología propuesta por Berdugo-L y Rangel (2012), Pérez-Harguindeguy et al. (2013). Para lo anterior, se siguieron los siguientes pasos: a). Selección de las especies. La selección de las especies estuvo determinada por el acumulado del 80% del IVI para las especies del componente arbóreo, y el 68% del acumulado de la cobertura para la vegetación arbustiva y herbácea de las áreas intervenidas. Para entender el papel de cada una de las especies en el funcionamiento ecológico del ecosistema, se seleccionaron y evaluaron algunos rasgos funcionales en las especies más dominantes, entre 70-80% del área basal en pie de cada parcela de estudio en cada área de muestreo (Grime 1998, Díaz et al. 2006). b). Selección de los rasgos. Para la selección de rasgos se tuvo en cuenta la literatura consultada, la cual indicara los que brinden adecuada información para estimar el impacto de las perturbaciones ocasionadas por la actividad minera a cielo abierto en la provisión de los Servicios ecosistémicos como fijación-almacenamiento de carbono, para la toma de estos datos, se tuvo en cuenta los protocolos diseñados por Cornelissen et al. (2003), Díaz et al. (2007), Berdugo-L y Rangel (2012) y Pérez-Harguindeguy et al. (2013). Los cuales sugieren rasgos foliares considerados como: peso específico foliar (LMA), área foliar (AF), contenido de materia seca foliar (CMSF), contenido de nitrógeno (N), contenido de fósforo (P) y textura de la hoja. De los rasgos mencionados; para el servicio ecosistémico fijación de carbono se utilizaron N, P, LMA, DMB, AF (Tabla 1).

Tabla 1. Rasgos foliares.

| Rasgos | | Unidad | Fuente del dato |
|------------------------|---|--------------------|---------------------|
| Rasgos foliares | Área Foliar (AF) | mm ² | Campo y Laboratorio |
| | Altura máxima | M | Campo |
| | Contenido Foliar de Materia Seca (CFMS) | mg g ⁻¹ | Campo y Laboratorio |
| | Contenido de N y P Foliar | mg g ⁻¹ | Campo y Laboratorio |
| | Peso Específico Foliar (LMA) | gr/dm ² | Laboratorio |
| | Grosor Promedio (GP) | Mm | Laboratorio |
| | Esclerófilia (% Biomasa Seca) | | Laboratorio |
| | Suculencia (Contenido Hídrico Foliar) | gr/dm ² | Laboratorio |
| | Contenidos foliares de N y P (N y P) | mg g ⁻¹ | Campo y Laboratorio |
| Rasgo del Tallo | Densidad de Madera Básica (DMB) | g cm ⁻³ | Campo y Laboratorio |

Fuente: Cornelissen et al. (2003) y Villar et al. (2004); * variables cualitativas, rasgos relacionados con el servicio de reserva de carbono.

Los rasgos evaluados fueron los siguientes.

Rasgos foliares. Los rasgos foliares se evaluaron colectando de cinco a doce hojas por individuos de cada especie; las muestras foliares se obtuvieron siguiendo el protocolo propuesto por Berdugo-L y Rangel (2012).

Área Foliar. Para calcular el área de foliolo y área foliar específica. Se tomaron de 5-12 hojas por individuo de cada especie en toda la zona de estudio, de los cuales se seleccionaron hojas maduras, totalmente expandidas, bien iluminadas y preferiblemente sin daños de herbívoros o patógenos. Para los árboles, las muestras se tomaron en la parte alta de las copas donde los individuos tienen su máxima exposición a la luz, con extensiones telescópicas y tijera podadora. El material se tomó 2-3 horas después de la salida del sol y 3-4 horas antes de la puesta del sol. Posteriormente se almacenaron las hojas en bolsas plásticas, selladas y codificadas. Para las hojas compuestas se almacenaron los tallos cortados en un cuarto oscuro con ambiente fresco y húmedo, manteniéndolas en estas condiciones un máximo de 48 horas antes de llevar al laboratorio, el valor de Área Foliar y FOL (Unidad Mínima Foliar) se

obtuvo mediante el procesamiento de las imágenes digitales de las hojas con herramientas digitales (Berdugo-L y Rangel 2012, Pérez-Harguindeguy et al. 2013).

Contenido foliar de materia seca. Después del secado del material vegetal se pesaron las hojas recolectadas de cada individuo, en una balanza electrónica con un error de +/- 0.01 gr. Con el promedio del peso (gr) fresco, seco y el área (dm²) de la lámina por hoja se calculó el LMA (Peso específico foliar), el grado de succulencia y el porcentaje de esclerofilia, se calcularon índices fisiológicos.

Densidad de Madera Básica. En campo se tomó una muestra de la rama o el tallo de cada una de las especies evaluadas, y se realizó la siguiente estimación para densidad de madera:

Densidad Básica: Se estimó la densidad de madera en ramas en su punto de saturación, para esto se utilizó la siguiente fórmula:

$$Db=Po/Vv$$

Donde Db: Densidad básica

Po: Peso anhidro seco

Vv: Volumen verde

El volumen verde se calculó por medio del método indirecto “inmersión en agua” de acuerdo con Chave (2006).

Densidad anhidra: El peso anhidro corresponde al peso seco de la rama, teniendo en cuenta que el peso seco se estima cuando se estabiliza después de 48 o 72 horas de secado a 60°C - 65° C (Viscarra, 1998; Chave, 2006). Con las ramas secas se calculó este rasgo de densidad con la siguiente formula: $Do=Po/Vo$

Donde Db: Densidad anhidra

Po: Peso anhidro

Va: Volumen anhidro

Altura máxima. Según Cornelissen et al., (2003) es la distancia, en metros, entre el suelo y los principales tejidos fotosintéticos de un individuo puede alcanzar en la edad madura. La altura puede asociarse con un factor principal que dirige la tasa de crecimiento vertical de las plantas y la capacidad de almacenamiento en biomasa (Falster y Westoby, 2003).

Peso específico foliar (LMA o SLW). El peso específico foliar relaciona la materia seca por unidad de área en la hoja, es un rasgo de importancia para la comprensión de captura de luz de la planta y la ganancia de carbono (Cheng et al., 2005). En Pérez-Harguindeguy et al., (2013) utilizan un rasgo equivalente, el área foliar específica (SLA) que es la expresión inversa del LMA; con los datos promedio de peso fresco, peso seco y área foliar, se estimó el peso específico de acuerdo con lo propuesto en Veneklaas (1985). Se empleó la siguiente fórmula: $LMA= \text{Peso seco foliar promedio} / \text{Área foliar promedio}$

Grosor-espesor foliar (EF). Es un rasgo comúnmente asociado a especies de crecimiento lento, alta capacidad fotosintética y longevidad foliar (Reich et al., 1991; Loranger y Shipley 2010; Kitajima et al., 2012). El grosor foliar se estimó con un calibrador, la medición se realizó en varias hojas en la parte media, se procuró tener cuidado de no medir el grosor incluyendo la venación primaria y secundaria. Se tuvo en cuenta el dato promedio por muestra de aproximadamente ocho hojas (Berdugo-L & Rangel, 2012).

Nitrógeno y fósforo. Se tomó una muestra compuesta de los cinco a diez individuos muestreados por especie de aproximadamente 1 kg de materia fresca sin pecíolo y raquis (Cornelissen et al. 2003; Pérez-Harguindeguy et al. 2013). Posteriormente se secó al horno a 65 °C durante 48 horas, la materia seca resultante se molió con molino de cuchillas con malla de 1 mm. El análisis de nitrógeno se realizó por el método de combustión total, en equipo autoanalizador (Thermo Finnigan, Flash EA 1112). El fósforo total se analizó por el método de digestión seca (incineración del material a 550° C por 8 horas, luego se digirieron las cenizas con HCl 1+1) y la determinación del P fue por método colorimétrico con molibdato de amonio y cloruro estannoso, se leyó el valor en espectrofotómetro ultravioleta visible (Thermo Spectronic Helios α). Todo el procesamiento se llevó a cabo en el laboratorio certificado Tecniaanálisis S. A. S.

Análisis Estadístico de Datos

Una vez procesado los datos de campo y laboratorio para realizar los respectivos análisis estadísticos, se evaluaron parámetros paramétricos y no paramétricos según la naturaleza de los datos (Normalidad, homocedasticidad, estandarización y varianza). Posteriormente, se llevó a cabo un análisis exploratorio de las correlaciones existentes entre rasgos, esto se hizo por medio de la obtención de una matriz de correlación de Rs' Spearman's, con su coeficiente de correlación y su significancia estadística ($p \leq 0.05$). Se estimaron medidas de tendencia central para cada especie (media o mediana). Mediante análisis multivariado se determinó como se agrupan las especies estudiadas según los rasgos medidos. Para ello se empleó un análisis de conglomerados utilizando el método de Ward y distancia Euclídea con variables estandarizadas. Seguidamente, los grupos resultantes fueron sometidos a un Análisis de Varianza Multivariado (MANOVA), para darle solidez a los grupos, también realizó un análisis de componentes principales PCA para observar los rasgo, se realizó una prueba de comparación de vectores medios de Hotelling ($\alpha=0.05$), para validar la significancia estadística de los grupos propuestos mediante los dos métodos anteriores. En un primer paso se separaron las palmas del resto de las especies arbóreas y se repitió el proceso solamente con las especies arbóreas para ver cuales TFP resultaban de las 34 especies exceptuando palmas. Todo el procesamiento se llevó a cabo con el software estadístico InfoStat Profesional (2007). A partir del análisis del dendrograma obtenido mediante el análisis de clúster, se diferenciaron grupos de especies que se asocian a tipos funcionales y se les denominan: cobertoras, colonizadoras y estabilizadoras.

Para evaluar la representatividad de los datos para las áreas con 5 y 15 años de sucesión se tomaron los datos de cobertura total por especie, se extrajeron las especies trabajadas en los grupos funcionales (sin densidad de madera y con densidad de madera) y se les asignó el grupo funcional al que pertenecen. Seguidamente se tomó la cobertura relativa para ese subconjunto de especies. El 100% fue la suma total de la cobertura de todas las especies representativas en cada zona. A partir del porcentaje de cada especie se obtuvo el dato de porcentaje de cobertura para cada grupo funcional presente en el área de muestreo.

Para el área minera con más de 30 años de sucesión y el bosque testigo se tomaron los datos de Área Basal total por especie, se extrajeron las especies trabajadas en los grupos funcionales (sin densidad de madera y con densidad de madera) y se les asignó el grupo funcional al que pertenecen. Seguidamente se tomó el área basal relativa para ese subconjunto de especies. El 100% fue la suma total del área basal de todas las especies representativas en cada área estudiada. A partir del porcentaje de cada especie se obtuvo el dato de porcentaje de área basal para cada grupo funcional presente en el área de muestreo.

6. RESULTADOS

6.1. COMUNIDAD DE VEGETAL

6.1.1. Diversidad y riqueza a nivel taxonómico

Se censó un total de 6958 individuos distribuidos en las tres áreas mineras con diferentes edades de abandono y el bosque testigo, que corresponden a 179 especies, distribuidas en 127 géneros y 46 familias, de las cuales 51 especies son monocotiledóneas, 126 especies son dicotiledóneas y 2 helechos y 1 lycopodium. En la Tabla 2 se presenta información sobre el número de individuos, especies, géneros y familias de cada área de muestreo.

Tabla 2. Composición florística por área de muestreo.

| Áreas de muestreo | Variables | | | | |
|---------------------|-------------------|------------|----------|---------|----------|
| | Área muestreada | Individuos | Especies | Géneros | Familias |
| Área minera 5 años | 500m ² | 3666 | 28 | 27 | 16 |
| Área minera 15 años | 500m ² | 2405 | 37 | 35 | 20 |
| Área minera 30 años | 500m ² | 413 | 52 | 40 | 24 |
| Bosque testigo | 500m ² | 474 | 130 | 102 | 37 |

Las áreas mineras con 5 y 15 años presentaron la menor riqueza y las mayores abundancias con un porcentaje de 52% y 35%, es decir que contienen el 87% de los individuos de la comunidad vegetal de las áreas disturbadas por minería. Mientras que el área minera con más de 30 años y el bosque testigo, presentaron el mayor número de especies alcanzando el 28 % y 72% (52 y 130 especies) del valor total de riqueza del estudio.

A nivel específico de las zonas de muestreo, se observa una disminución de la composición taxonómica, a medida que disminuye el tiempo de abandono minero; siendo las áreas mineras con 5 y 15 años ambas con las temporalidades más recientes, las que registran la menor riqueza y las más altas abundancias en el estudio con 28 especies y 3.610 individuos y 33 especies y 2.501 individuos respectivamente. Las especies que presentaron mayores abundancias corresponden a *Andropogon bicornis* con 1.708 individuos, *Pityrogramma calomelanos* con 1.212 y *Lycopodiella cernua* con 616 individuos, siendo estas tres especies las más dominantes con el 51% de los individuos.

Con base en las 20 parcelas de muestreo, las familias con mayor riqueza de especies fueron Melastomataceae con 24 especies, Fabaceae 17 especies, Araceae 17 especies, Arecaceae con 16 especies, Rubiaceae 14 especies que concentran el 51% de la riqueza del estudio, el 49% se encuentra distribuido en las 40 familias restantes.

Los sitios de muestreo de forma individual muestran diferencias en las composiciones de acuerdo a la temporalidad del disturbio, haciéndose más heterogénea a medida que se aumenta el tiempo de abandono o de sucesión (Anexo A).

6.1.2 Diversidad y riqueza según formas de crecimiento.

Se identificaron cinco formas de crecimiento para la vegetación de las áreas mineras en proceso de sucesión y el bosque testigo. Las áreas mineras de 5 y 15 años presentaron 3 formas de crecimiento, siendo las plantas herbáceas de estas dos áreas, las que albergaron el mayor número de individuos de la comunidad, con 4,985 individuos, que corresponde al 72% de todos los individuos registrados en el estudio, mientras el área minera de más de 30 años y el bosque testigo tienen representatividad florística en 5 formas de crecimiento. Los hábitos rasante con 491, herbáceo con 5626 y arbustivo con 470 individuos fueron comunes para las 4 áreas de muestreo. Mientras que las plantas arbóreas que alcanzaron los 18 m, tuvieron la más baja representatividad con 41 individuos y solo se registran para el área minera con más de 30 años de sucesión y el bosque testigo (Tabla 3). En este sentido, el área que presenta la mayor diversidad formas de crecimiento y especies en cada uno de los estratos estudiados corresponde al bosque testigo, seguido del área minera con más de 30 años.

Tabla 3. Formas de crecimiento de la comunidad vegetal presentes en áreas afectadas por minería en Jigualito.

| Áreas de muestreo | Epifitas | Rasante < 0.25 m | Herbáceo 1.5 – 0.25 m | Arbustivo 5 – 1,5 m | Sub Arbóreo 12 - 5 m | Arbóreo Inferior 25 – 12 m |
|-------------------|----------|------------------|-----------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|
| 5 años | 0,0 | 202,0 | 3324,0 | 84,0 | 0,0 | 0,0 |
| 15 años | 0,0 | 247,0 | 2074,0 | 180,0 | 0,0 | 0,0 |
| 30 años | 73,0 | 39,0 | 141,0 | 82,0 | 52,0 | 10,0 |
| B.Testigo | 135,0 | 3,0 | 87,0 | 124,0 | 76,0 | 31,0 |

Diversidad, riqueza y densidades

En la Tabla 4 se resumen los índices ecológicos, los cuales muestra que la diversidad fue baja en las áreas con 5 y 15 años de sucesión de acuerdo a los resultados arrojados por el índice de Shannon (1,89 y 2,52), lo que estuvo fuertemente condicionado por los valores de riqueza de estas áreas (28 y 33 especies); al mismo tiempo se vio influenciada por el alto número de individuos (6.111) y la alta representatividad de especies como *Andropogon bicornis*, *Pityrogramma calomelanos*, *Lycopodiella cernua*, *Scleria mitis* y *Borreria latifolia*, las cuales representaron más del 66% del total de los individuos encontrados, situación que se reflejó en el alto valor de la dominancia de Simpson (0,7 y 0,8), indicando que un 89% de la comunidad es influenciada por unas pocas especies con alto número de individuos, valor inversamente proporcional que afectó la equidad Pielou (0.4 y 0.5).

En el área minera con más de 30 años y el bosque testigo se muestran valores de diversidad altos con un índice de Shannon de (3,23 y 4,20), la alta diversidad de estas áreas también estuvo condicionada por los valores de riqueza representada por 46 y 128 especies (Tabla 4)

Tabla 4. Índices ecológicos de la comunidad vegetal de las áreas degradadas por minería en Jigualito – Condoto.

| Índices de diversidad | Áreas de muestreo | | | | Total |
|-----------------------|-------------------|-------------|-------------|----------------|-------|
| | AM. 5 años | AM. 15 años | AM. 30 años | Bosque testigo | |
| Número de especies | 28 | 37 | 52 | 130 | 180 |
| Número de individuos | 3666 | 2405 | 413 | 474 | 6958 |
| Diversidad de Shannon | 1,86 | 2,57 | 3,29 | 4,26 | 2,93 |
| Dominancia de Simpson | 0,7595 | 0,8928 | 0,9403 | 0,9704 | 0,88 |
| Equidad de Pielou | 0.4 | 0.5 | 0.6 | 0.8 | 0.56 |

La densidad entre las áreas mineras y el bosque testigo osciló en 397 y 3610 ind/0.05 ha. Los valores más altos se presentaron en las parcelas ubicadas en las áreas mineras con 5 y 15 años, las cuales obtuvieron un rango más amplio de variación (360 y 1580 ind/0.05 ha). Aunque la densidad tuvo su máximo pico (1.580 ind/0.05 ha) en el transecto 1 del área minera con 5 años, que corresponde a la mina abandonada más reciente, en ella se registraron los valores más bajos de riqueza y diversidad (28 especies, 1,9 Shannon H). Mientras que en el área minera con más de 30 años y bosque testigo presentaron una mejor distribución de sus abundancias y a la vez una mayor estabilidad en los valores de densidad (Simpson 0,94 y 0,97) entre sus cinco parcelas (73 y 129 ind/0.05 ha).

6.1.3 Curva de acumulación de especies teniendo en cuenta intervalos de confianza inferior y superior y Chao 1

Las áreas mineras con 5 y 15 años registraron 28 y 33 especies de las 28 y 36 especies esperadas alcanzando un 97 y 90% según el estimador Chao 1, el área minera con más de 30 años, registró 46 especies de las 50 esperadas, para un porcentaje del 91%, mientras que, el bosque testigo albergó en 0.05 ha 128 especies que corresponde al 71% de las 178 especies que ocurrieron en las 0.2 ha del estudio. Chao 1 demuestra que el bosque testigo sin minería fue el más rico en términos florísticos, presentando 128 especies de las 173 estimadas para un porcentaje de ocurrencia de 73% (Figura 4).

La curva de acumulación de las especies raras (Uniques) presentó un máximo de 27 especies para las áreas afectadas por la actividad minera y 73 especies para el bosque testigo, las cuales fueron aumentando durante en los diferentes muestreos, la buena representatividad de especies raras se puede aducir a la modificación de los ambientes que genera espacios diferentes y la probabilidad de ser ocupados por especies distintas aumentando la riqueza

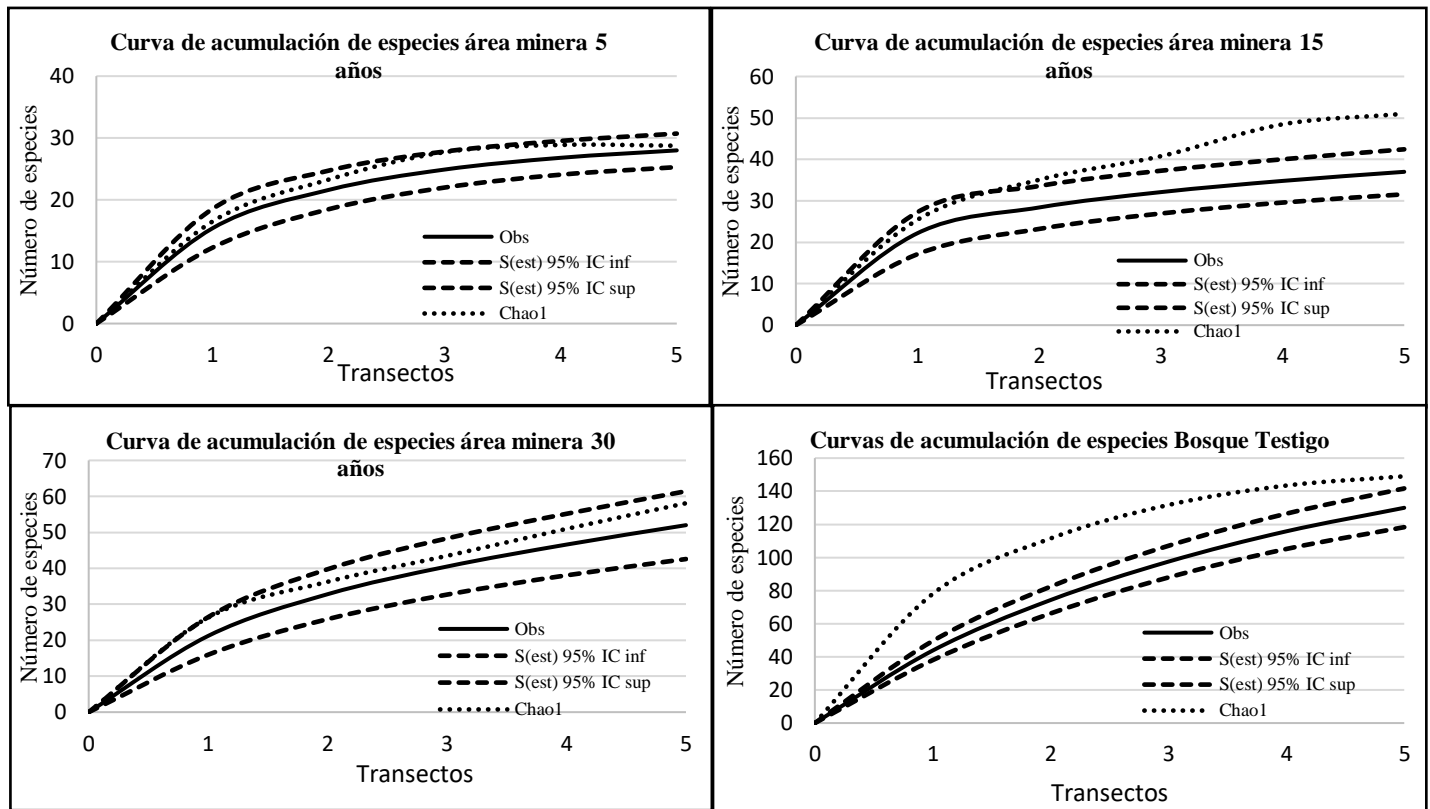


Figura 4. Curvas de acumulación de especies en función de la abundancia por número de transectos para cada una de las cuatro áreas de muestreo

6.1.5 Importancia ecológica de las especies

Los valores de importancia ecológica de la vegetación (Anexo B) en los diferentes áreas de muestreo afectadas por la minería, muestran que el 76% de la densidad estuvo concentrada en sólo seis especies *A. bicornis* (25.3), *P. calomelanos* (19), *L. cernua* (9.67), *S. mitis* (8.8), *B. latifolia* (8.4) y *I. latifolium* (4.7). La frecuencia de especies de la comunidad vegetal por área muestreada fue muy baja, encontrando 135 especies (75 %) de las 180, ocurriendo en una sola área; 30 especies (16.6%) en dos áreas, 8 especies (4.4%) en tres áreas y 7 especies (4%) comunes a los cuatro áreas de muestreo.

Las especies con mayor valor de importancia para las cuatro zonas, fueron *A. bicornis* (25.3), *P. calomelanos* (19), *Ulothrix sp* (8.88) y *L. cernua* (9.67), *S. mitis* (8.8) y *B. latifolia* (8.4); estas cinco especies se caracterizaron por presentar frecuencias intermedias, apareciendo en 2 de las zonas de muestreo, a excepción de *B. latifolia* y *P. calomelanos* que ocurre en tres y los cuatro sitios de muestreo respectivamente. Vale la pena destacar que más que la frecuencia de aparición, fueron sus altos valores de densidad que condicionaron la concentración del 36% del total del IVI en el 3% de las especies registradas para el estudio. Es de resaltar que a este grupo de especies importantes, se suman otras 5 especies (*I.*

latifolium, *T. fluviatilis*, *C. seríceea*, *Mimosa púdica* y *C. luzulae*) que por sus densidades intermedias y ocurrencia en 2 o 3 áreas de muestreo tiene un valor de importancia (8%) que resulta relevante mencionar, pues sumados con las 5 especies anteriores contienen el 44% del IVI de los sitios de estudio. La distribución de los valores de importancia está fuertemente influenciada por las áreas mineras con 5 y 15 años (3666 y 2405), quienes hacen el mayor aporte de individuos a la comunidad vegetal, guardando una estrecha relación con el temprano tiempo de abandono minero de estas. (Anexo B).

6.2 FUNCIONALIDAD DE LA VEGETACIÓN

6.2.1 Variabilidad de rasgos funcionales a través de la sucesión

Se recolecto un total de 59 muestras para estimar los rasgos evaluados, se observaron datos extremos en la distribución de los rasgos seleccionados por especie. El análisis cuantitativo mostró una gran variación en todos los rasgos (Anexo C). El Test de Mann-Whitney confirma que hay diferencias significativas ($P < 0.05$) entre el bosque testigo y las áreas sucesionales con historia minera para cada uno de los rasgos cuantitativos evaluados (Anexo D). Los valores extremos observados pueden estar relacionados con la edad de los individuos, el tiempo de sucesión que incide en el grado de exposición a la luz y en las estrategias funcionales de los individuos que están expuestos a una mayor radiación solar o mayor cantidad de sombra lo que puede modificar el valor de sus rasgos.

Las variables con mayor Coeficiente de Variación fueron AF, CFMS, con valores que superan el 100% (Anexo D), resultado que refleja la gran diferencia entre tamaños de las hoja que van desde *Borreria latifolia* (Aubl.) K. Schum., *Clidemia sericea* D. Don, con un área foliar promedio de 2.16 cm² y 22,42 cm² respectivamente, hasta especies de hojas grandes o megafilas como *Cecropia peltata* L. Dom., *Socratea exorrhiza* (Mart.) H.Wendl., 3461,93cm² y 22021,22 cm² respectivamente.

La Altura, presento un CV entre 22 a 46%, los mayores valores del CV se presentaron en las áreas mineras con 5 y 15 años de abandono, lo cual se debe a la varibilidad de tamaños de las especies seleccionadas las cuales corresponden a hábitos herbáceos y arbustivos, mientras que en el área minera con más de 30 años y el bosque testigo las especies seleccionadas fueron de hábito arbóreo. Se observo una variación de plantas con diferentes alturas de acuerdo al área de establecimiento con promedios entre 1,76 cm a 11,25 m en especies como *Borreria latifolia* (Aubl.) K. Schum y *Swartzia cf simplex* (Sw.) Spreng respectivamente.

El LMA presento un CV entre 36% y 51%, siendo más variable en las áreas mineras más recientes con mayor exposición de las especies presentes a la radiación solar, se obtuvieron promedios entre 0,75 gr/cm² y 0,91 gr/cm²; la Suculencia presentó valores de CV cercanos y superiores al 50%, lo cual refleja variabilidad en ese rasgo, el promedio vario entre 1,57 gr/cm² y 2,24 gr/cm². Las cinco variables restantes Grosor, DMB, Esclerófilia, P y N tuvieron CV menores a 38% (Anexo D), lo que indica una menor dispersión en sus valores.

6.2.1. Correlación entre Rasgos

Correlaciones entre las especies sin densidad de madera en las áreas intervenidas por la actividad minera y el bosque testigo.

Para visualizar las tendencias entre los rasgos funcionales sin la variable DMB de las áreas intervenidas por la minería y el bosque testigo, se presentan los resultados de los análisis de correlación rs' Spearman's con valores de ($p < 0.05$).

En el área minera de 5 años la variable altura se relacionó positivamente con el área foliar ($p = 0.50$), y el contenido foliar de materia seca ($p = 0.50$); la variable área foliar se relacionó positivamente con el contenido foliar de materia seca ($p = 0.94$) y el Nitrógeno ($p = 0.62$). Lo anterior supone la presencia de especies adquisitivas con áreas foliares grandes, de rápido crecimiento, demandantes de luz y capacidad de acumular biomasa de manera más rápida, lo que las faculta para actuar como facilitadoras para el establecimiento de otras especies que requieren determinados microclimas para adaptarse adecuadamente a este tipo de perturbación (Tabla 5). Correlaciones negativas y significativas se dan en el área foliar y la relación fosforo nitrógeno ($p = -0,63$), la succulencia y el nitrógeno también se correlacionaron negativamente ($p = -0,50$), así como el contenido foliar de materia seca y la relación fosforo nitrógeno ($p = -0,54$), indicando que a mayor área foliar y contenido de materia seca, se reduce la asimilación de los nutrientes Fosforo y Nitrógeno para algunas especies de esta área, (Tabla 5).

En el área minera con 15 años, la variable área foliar se relacionó positivamente con el contenido foliar de materia seca ($p = 0.90$) y la altura ($p = 0.70$), entre la altura y el contenido foliar de materia seca ($p = 0.58$), lo que sugiere la presencia de especies con hojas de gran tamaño para una mayor captura luz, más longevas y resistentes a daños físicos. Se presentaron correlaciones negativas entre el peso específico y el fosforo foliar ($p = -0.60$), es decir, que el 60% de los datos mantienen una relación inversa, lo que indica que a mayor peso específico se reduce la cantidad de fosforo en la hoja; la succulencia y el nitrógeno, ($p = -0.69$); también presentó una correlación negativa entre la esclerofilia y la relación fosforo nitrógeno ($p = -0,50$), al igual que en el área minera de 5 años se observa una relación inversa entre el tamaño de la hoja (Tabla 5).

Para el área minera con más de 30 años, no se presentaron correlaciones significativas.

En el bosque de testigo se encontraron correlaciones positivas significativas entre los rasgos AF y CFMS ($r_s = 0,92$ $p < 0.05$), es decir, que el 92% de los datos mantienen una relación positiva, lo que indica, que a mayor área foliar hay mayor cantidad de contenido foliar de materia seca en las hojas,

La correlación de todas las variables de las tres áreas mineras y el bosque testigo analizadas en conjunto muestran correlaciones muy débiles, la única correlación directa entre todos los rasgos funcionales fue de 0,93 ($p < 0.05$) y se presentó entre el AF y el CFMS, lo que sugiere que el 93% de los datos se relacionan directamente, lo cual indica que a mayor área foliar aumenta el contenido foliar de materia seca.

Tabla 5. Correlación de Rs' Spearman' para los rasgos funcionales sin Densidad de Madera medido en el bosque testigo y las zonas intervenidas por minería.

| Áreas de muestreo | Rasgos Funcionales | P | R |
|-------------------|--------------------|--------------|------------|
| A. Minera 5 años | A-AF | 0,50 | 2,20E-05 |
| A. Minera 5 años | A-CFMS | 0,50 | 2,09E-05 |
| A. Minera 5 años | AF-A | 0,50 | 2,20E-05 |
| A. Minera 5 años | AF-CFMS | 0,94 | 2,20E-05 |
| A. Minera 5 años | AF-N | 0,62 | 2,20E-05 |
| A. Minera 5 años | AF-P: N | -0,63 | 1,90E-17 |
| A. Minera 5 años | S-N | -0,50 | 1,81E-05 |
| A. Minera 5 años | CFMS-P: N | -0,54 | 2,64E-06 |
| A. Minera 15 años | A-AF | 0,70 | 1,90E-17 |
| A. Minera 15 años | A-CFMS | 0,58 | 2,56E-11 |
| A. Minera 15 años | AF-CFMS | 0,90 | 2,36E-41 |
| A. Minera 15 años | LMA-P | -0,60 | 4,18E-12 |
| A. Minera 15 años | S-N | -0,69 | 1,43E-16 |
| A. Minera 15 años | E-P: N | -0,50 | 2,84E-08 |
| B. Referencia | AF-CFMS | 0,92 | 1,2617E-57 |
| B. Referencia | AF-P: N | 0,49 | 6,999E-10 |
| B. Referencia | S-GF | 0,55 | 8,3905E-13 |
| B. Referencia | CFMS-P | 0,51 | 1,4181E-10 |
| B. Referencia | CFMS-P: N | 0,53 | 1,8456E-11 |
| Todos | AF-CFMS | 0,93 | 5,773E-169 |
| Todos | A-P: N | -0,59 | 5,2227E-36 |

Rs: coeficientes de Spearman's; p: significancia estadística (0.05). Valores en negrita superan rs de 0.60.

Correlaciones entre las especies con densidad de madera. Para visualizar las tendencias entre los rasgos funcionales con la variable DMB en cada estado sucesional de las 3 áreas con diferentes tiempos de intervención minera y el bosque testigo, se presentan los resultados de los análisis de correlación Rs' Spearman's con valores de ($p < 0.05$).

En el área minera con 5 años se presentó correlación positiva de 0,9 ($p < 0.05$) entre el AF y CFMS, el 90% de los datos mantienen una relación positiva, el N y el P, se relacionaron en un 60%. Mientras que el AF y la DMB se relacionaron negativamente -0,60 ($p < 0.05$), del mismo modo la DMB y el CFMS con valores de -0,59, lo que indican que el 60% y el 59% de los datos mantienen una correlación inversa, es decir que, a mayor área foliar y contenido foliar de materia seca menor densidad de madera básica (Tabla 6).

En el área minera con 15 años de cese de la minería al igual que en el área minera de 5 años, los rasgos AF y CFMS mantiene una relación del 91% y del 60% (Tabla 6).

En el área minera con más 30 años de cese de la minería se presentaron correlaciones significativas del 94% entre el AF y el CMS, así como del 74% entre N y P, del 77% entre P: N y la altura, del 71% y 70% entre el P, AF y el P-LMA. De la misma forma el N-AF y N-LMA presentaron correlaciones del 66%. Relaciones negativas del 68% se observaron entre los rasgos N y DMB, en este sentido las especies como *C. peltata*, *O. pyramidale* poseen densidad de madera básica muy baja y áreas foliares bastante grandes.

En el bosque testigo se presentaron correlaciones positivas entre el AF y el CFMS de 85% y entre el GF y S del 61%; mientras que el GF y la E se relacionaron negativamente en un 54%, es decir que a medida que aumenta la esclerofilia disminuye el grosor promedio.

La correlación de todas las variables de las tres áreas mineras y el bosque testigo analizadas en conjunto muestran correlaciones muy débiles, la única correlación directa entre todos los rasgos funcionales fue de 0,92 ($p < 0.05$), AF-CFMS, es decir que el 92% de los datos se relacionan positivamente, indicando que a mayor área foliar mayor contenido foliar de materia seca.

Tabla 6. Correlación de Rs' Spearman's para los rasgos funcionales con Densidad de Madera medido en el bosque testigo y zonas intervenidas por minería.

| Áreas de muestreo | Rasgos Funcionales | P | R |
|-------------------|--------------------|---------------|------------|
| A. Minera 5 años | AF-CFMS | 0,92 | 1,13E-15 |
| A. Minera 5 años | A-E | -0,510 | 0,0015322 |
| A. Minera 5 años | DMB-LMA | -0,59 | 0,00017099 |
| A. Minera 5 años | P-N | 0,60 | 0,00013199 |
| A. Minera 5 años | E-A | -0,51 | 0,0015322 |
| A. Minera 5 años | P-GF | -0,51 | 0,0017297 |
| A. Minera 5 años | P: N-GF | -0,51 | 0,0017297 |
| A. Minera 15 años | AF-A | 0,53 | 1,05E-06 |
| A. Minera 15 años | A-CFMS | 0,91 | 5,57E-29 |
| A. Minera 15 años | P-N | 0,91 | 4,80E-30 |
| A. Minera 15 años | N-LMA | -0,57 | 1,30E-07 |
| A. Minera 15 años | P-LMA | -0,57 | 1,65E-07 |
| A. Minera 15 años | P: N-ES | -0,58 | 8,73E-08 |
| A. Minera 30 años | P: N-A | 0,77 | 1,53E-12 |
| A. Minera 30 años | AF-CFMS | 0,94 | 1,55E-28 |
| A. Minera 30 años | N-AF | 0,66 | 1,70E-08 |

| | | | |
|--------------------------|---------|--------------|-----------|
| A. Minera 30 años | P-AF | 0,71 | 4,20E-10 |
| A. Minera 30 años | AF-DMB | -0,65 | 2,66E-08 |
| A. Minera 30 años | P: N-S | 0,52 | 2,81E-05 |
| A. Minera 30 años | DMB-LMA | -0,61 | 0,0011681 |
| A. Minera 30 años | N-LMA | 0,66 | 0,023366 |
| A. Minera 30 años | P-LMA | 0,70 | 0,068505 |
| A. Minera 30 años | N-DMB | -0,68 | 3,37E-09 |
| A. Minera 30 años | P-DMB | -0,58 | 1,65E-06 |
| A. Minera 30 años | P-N | 0,74 | 4,33E-11 |
| B. Testigo | AF-CFMS | 0,85 | 1,35E-30 |
| B. Testigo | G-S | 0,61 | 2,02E-12 |
| B. Testigo | GP-ES | -0,54 | 2,47E-09 |
| Todos | AF-CFMS | 0,92 | 2,41E-116 |

rs: coeficientes de Spearman's; p: significancia estadística (0.05). Valores en negrita superan un rs de 0. Para visualizar las tendencias entre los rasgos funcionales sin la variable DMB de las áreas intervenidas por la minería y el bosque testigo, se presentan los resultados de los análisis de correlación rs' Spearman's con valores de ($p < 0.05$).

6.3 Grupos Funcionales

6.3.1 Grupos funcionales con especies sin densidad de madera.

El análisis de conglomerados permitió identificar cinco TFPs para 11 especies que muestran la similitud entre las especies y diferencias significativas entre grupos (Tabla 7 y Figura 5). Rasgos como AF, LMA, G, P, N y AI, son los que más consistentemente explican la separación de los TFPs. Cabe resaltar que los dos TFPs que se formaron en este estudio están constituidos por especies que son típicas de áreas disturbadas y bosques secundarios.

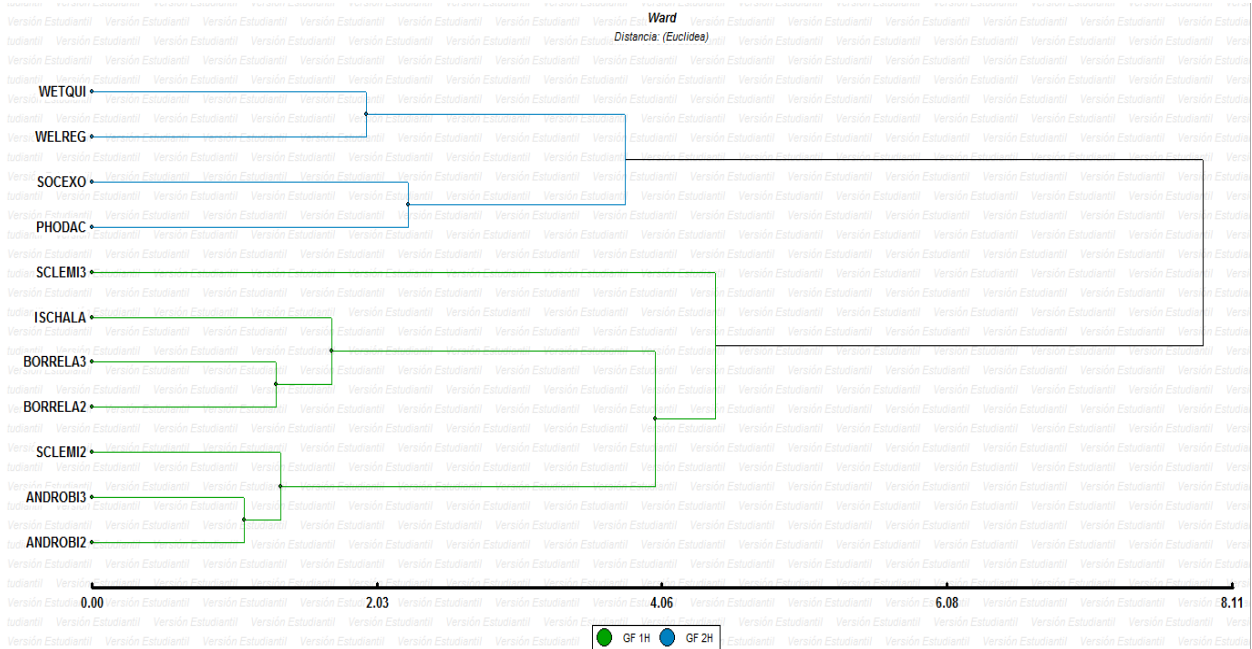


Figura 5. Dendrograma basado en el método de Ward, distancia Euclídea, con 11 especies a partir de rasgos foliares (AF, LMA, Grosor, P.N) y Altura

Tabla 7. Especies agrupadas dentro de cada TFP.

| TFP | Especies que conforman los grupos |
|-------------|---|
| 1 | <i>Andropogon bicornis</i> (2), <i>Scleria mitis</i> (2), <i>Borreria latifolia</i> (2), |
| *Cobertoras | <i>Ischaemum latifolium</i> (3), <i>Andropogon bicornis</i> (3), <i>Scleria mitis</i> (3), <i>Borreria latifolia</i> (3) |
| 2 | <i>Wettinia quinaria</i> (1), <i>Welfia regia</i> (1), <i>Pholidostachys dactyloides</i> |
| *Palmas | (1), <i>Socratea exorrhiza</i> (1) |

*:Estrategias de las plantas (1,2,3,4): tipo de bosque en el que estaba presente la especie 1. Área con 5 años de sucesión., 2 Área minera con 5 años de sucesión., 2. Área minera con 15 años de sucesión., 3. Área minera con más de 30 años de sucesión., 4. Bosque testigo.

El análisis de varianza multivariado (MANOVA) como la comparación de medias multivariadas (Tabla 8) muestran diferencias estadísticas significativas ($p < 0,0001$) entre los cinco tipos funcionales de plantas encontrados con la prueba de conglomerados. La prueba de comparación de vectores medios de Hotelling confirma este resultado.

Tabla 8. Valores mínimo y máximo de los rasgos calculados de acuerdo a los valores mostrados por las especies de cada grupo y MANOVA de Análisis de la Varianza (Hotelling Alfa=0.05).

| TFP | N | Alt | AF | LMA | Grosor | P.N | p<0,0001 |
|-----|---|---------|------------|------------|------------|-------------------|----------|
| 1 | 4 | 1.525 | 75.09078 | 1.08485779 | 0.24276031 | 0.20421457 | A |
| 2 | 4 | 9.31875 | 19995.9668 | 0.5517611 | 0.25408333 | 0.08983972 | B |

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). TFP = Tipo funcional de plantas; n = número especies; ALT = Altura; AF = área foliar; LMA = Peso Especifico; G = Grosor; P.N = contenido foliar de Fósforo-Nitrógeno

En el orden del dendrograma, el primer grupo está conformado por las especies *Andropogon bicornis* L, *Scleria mitis* P.J. Bergius, *Borreria latifolia* (Aubl.) K. Schum., caracterizadas por ser hierbas de rápido crecimiento, con valores de área foliar bajos, mayores valores de peso específico y menores contenidos de P y N foliar, podría definirse este grupo como especies cobertoras o pioneras, las cuales son propicias para generar ambientes apropiados para la germinación y establecimiento de muchas especies de estados sucesionales intermedios.

El segundo grupo conformado por las especies *Pholidostachys dactyloides* H.E.Moore, *Socratea exorrhiza* (Mart) H.Wendl., *Wettinia quinaria* (O.F.Cook & Doyle) Burret y *Welfia regia* H.Wendl todas pertenecientes a la familia Arecaceae, se caracterizan por presentar los mayores valores de área foliar, menor peso específico, mayores valores de grosor en la lámina, y bajos contenidos de P y N. Las especies de este grupo hacen parte del dosel intermedio del bosque testigo, frutos tipo drupa utilizados como unidad de dispersión, las cuales se diseminan solo por mamalocoría.

En la Figura 6 se observa el biplot del análisis de componentes principales (ACP), el cual muestra que la variabilidad explicada por los dos primeros componentes es del el 77% (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Tabla 9, Tabla 10 y Figura 6). En el primer componente las variables que explican un mayor porcentaje de variabilidad fueron la Altura y el área foliar, mientras que en el segundo componente fue el grosor foliar y el LMA. Respecto a las relaciones entre rasgos, el ACP muestra que los rasgos altura, área foliar están relacionados positivamente, igual que el LMA y el grosor foliar, aunque muestran cierta independencia entre ellos; también muestra la independencia de la relación fosforo nitrógeno. También muestra la relación inversa que existe entre la relación fosforo nitrógeno y el área foliar.

Respecto a las relaciones entre rasgos y tipos funcionales de este particular grupo de especies, la Figura 6 muestra que el TFP 1 conformado por especies pioneras, está relacionado con los rasgos LMA y con los nutrientes Nitrógeno y Fosforo. Mientras que el tipo funcional 2 conformado por el grupo de palmas, está relacionado con los rasgos Grosor foliar, altura y área foliar.

Tabla 9. Autovalores y proporción de la variabilidad total explicada por cada componente.

| CP | Valor | Proporción | Prop. Acum |
|----|-------|------------|------------|
| 1 | 2.56 | 0.51 | 0.51 |
| 2 | 1.31 | 0.26 | 0.77 |
| 3 | 0.70 | 0.14 | 0.91 |
| 4 | 0.29 | 0.06 | 0.97 |
| 5 | 0.14 | 0.03 | 1.00 |

CP: componente principal. *Variabilidad total explicada para los dos primeros ejes CP1, CP2.

Tabla 10. Autovectores y dirección de la variabilidad.

| Variables/Rasgos | e1(51.1) | e2 (26.2) |
|------------------|----------|-----------|
| Alt | 0.43 | 0.49 |
| AF | 0.10 | 0.55 |
| LMA | - 0.45 | 0.40 |
| Grosor | 0.80 | - 0.16 |
| P. N | 0.09 | - 0.48 |

El ACP sugieren que los rasgos Grosor foliar, LMA y Altura son los rasgos que mayor influyen en la definición de los TFPs, junto a otros dos rasgos con menor peso

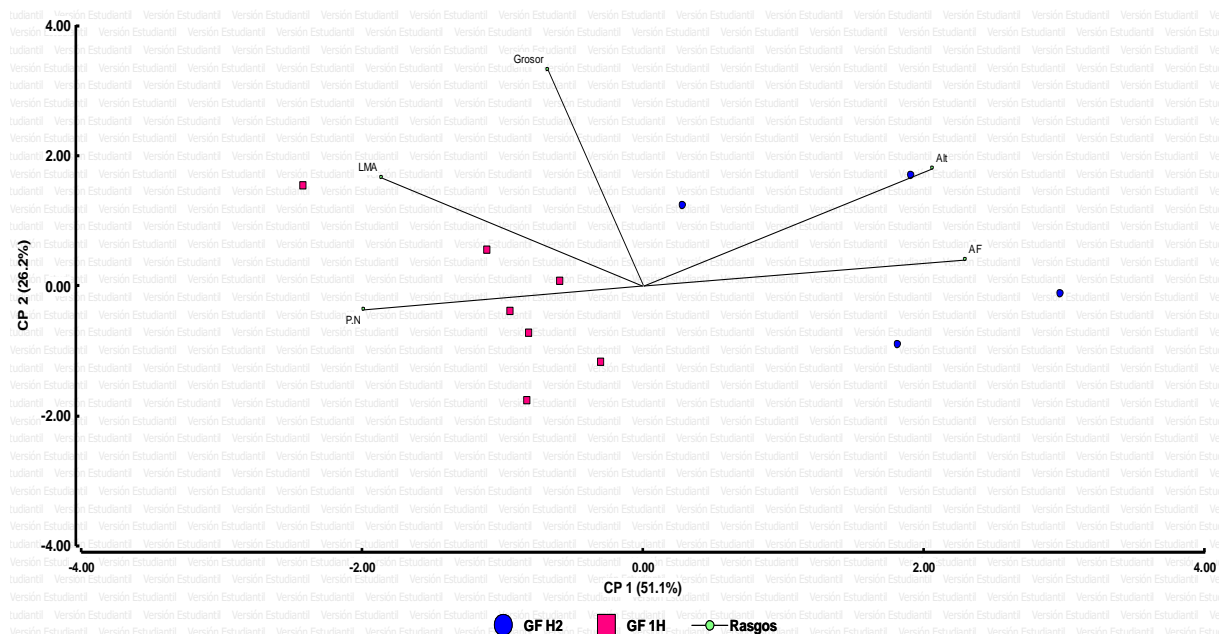
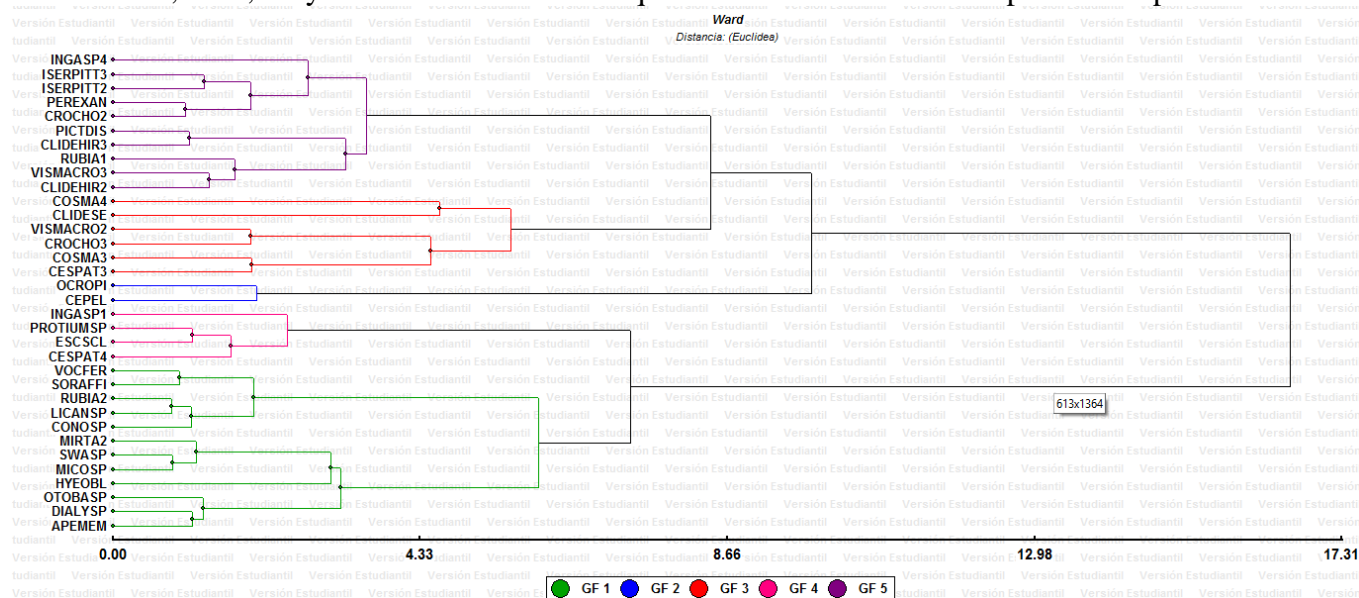


Figura 6. Resultados del análisis de componentes principales para las especies y grupos funcionales de las especies sin densidad de madera. Se muestra un biplot con los vectores de los rasgos empleados para identificar los grupos

Identificación de los Tipos Funcionales especies leñosas. El análisis de conglomerados permitió identificar cinco TFPs en 34 especies que muestran similitud entre ellas y diferencias significativas entre grupos (Figura 7 y Tabla 11). Producto de un conjunto multivariado de rasgos funcionales foliares y del tallo, considerados como de importancia ecológica por su capacidad de expresar cambios en el ambiente. Los rasgos como AF, LMA, CFMS, P. N, Al y del tallo DMB son los que más consistentemente explican la separación



de los TFPs. Cabe resaltar que los cinco TFPs están constituidos por especies que son típicas de áreas abiertas y de bosques secundarios.

Figura 7. Dendrograma basado en el método de Ward, distancia Euclídea, con 34 especies a partir de rasgos foliares (AF, LMA, CFMS, Grosor, Esclerofilia, O.N), Altura y de tallo (DMB).

Tabla 11. Especies agrupadas dentro de cada TFP.

| TFPs | Especies que conforman los grupos |
|--------------------------------|--|
| 1 *Estabilizadoras | <i>Apeiba membranacea</i> (1); <i>Dalyanthera sp</i> (1); <i>Otoba sp</i> (1); <i>Hyeronima oblonga</i> (1); <i>Miconia sp</i> (1); <i>Swartzia sp</i> (1); <i>Mirtacea sp</i> (1); <i>Conostegia sp</i> (4); <i>Licania sp</i> (1); <i>Rubiaceae</i> 2 (1); <i>Sorocea affinis</i> (1); <i>Vochisia feruginea</i> (1) |
| 2 *Cobertoras | <i>Ochroma pyramidale</i> (4); <i>Cecropia peltata</i> (4) |
| 3 *Colonizadoras- iniciales | <i>Cosmibuena macrocarpa</i> (4); <i>Clidemia sericea</i> (3); <i>Clidemia hirta</i> ; <i>Croton chocoanus</i> (3); <i>Vismia macrophylla</i> (2); <i>Cespedesia spathulata</i> (3); <i>Cosmibuena macrocarpa</i> (3) |
| 4 | <i>Cespedesia spathulata</i> (4); <i>Inga sp</i> (1); <i>Protium sp</i> (1); <i>Eschweilera sclerophylla</i> (1) |

| TFPs | Especies que conforman los grupos |
|---------------------------------|--|
| *Colonizadoras-longevas | |
| 5 *Colonizadoras-intermedias | <i>Inga</i> sp (4); <i>Isertia pittieri</i> (2); <i>Isertia pittieri</i> (3); <i>Perebea xanthochyma</i> (4); <i>Croton chocoanus</i> (2); <i>Piptocoma discolor</i> (3); <i>Clidemia hirta</i> (3); Rubiaceae (1); <i>Vismia macrophylla</i> (2); <i>Clidemia hirta</i> (2) |

*:Estrategias de las plantas. (1,2,3,4): tipo de bosque en el que estaba presente la especie

1. Bosque testigo., 2 Área minera con 5 años de sucesión., 2. Área minera con 15 años de sucesión., 3. Área minera con más de 30 años de sucesión., 4. Bosque testigo.

El análisis de varianza multivariado (MANOVA) como la comparación de medias multivariada (Tabla 12) muestran diferencias estadísticas significativas ($p < 0,0001$) entre los cinco tipos funcionales de plantas encontrados con la prueba de conglomerados. La prueba de comparación de vectores medios de Hotelling confirma este resultado.

Tabla 12. Valores mínimo y máximo de los rasgos calculados de acuerdo a los valores mostrados por las especies dentro de cada grupo y MANOVA de Análisis de la Varianza (Hotelling Alfa=0.05.

| TFP | N | Alt | AF mm ² | LMA gr/dm ² | Grosor mm | DMB g cm-3 | P.N mgg-1 | p<0,0001 |
|-----|----|-------------------|--------------------|------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------|
| 5 | 10 | 3.8102186 | 305.979011 | 0.73524366 | 0.26559781 | 0.36683219 | 0.08581162 | A |
| 4 | 4 | 12.15 | 207.5934 | 1.10408833 | 0.198376 | 0.66783325 | 0.0815204 | B |
| 3 | 6 | 3.41506483 | 131.01483 | 0.97442002 | 0.32100335 | 0.58430638 | 0.16850335 | C |
| 2 | 2 | 9 | 1940.231 | 0.7089322 | 0.2232052 | 0.27337095 | 0.10850908 | D |
| 1 | 12 | 11.8314813 | 99.5858475 | 0.67386183 | 0.21739816 | 0.52524403 | 0.05109175 | E |

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). TFP = Tipo funcional de plantas; n = número especies; ALT = Altura; AF = área foliar; LMA = Peso Especifico; G = Grosor; DMB = densidad de madera basica; P.N = contenido de Fósforo-Nitrógeno foliar

En el orden del dendograma, el primer grupo está conformado por 12 especies, las cuales se caracterizan principalmente por ser casi en su totalidad árboles de dosel, con bajos niveles de P y N, madera de baja densidad, semillas pequeñas y mediana que responden a pequeños disturbios.

El segundo grupo conformado por las especies *O. pyramidale* y *C. peltata*, caracterizadas por presentar alturas intermedias, las áreas foliares más grandes, las densidades de madera más bajas, altos contenidos de N y P, ser de rápido crecimiento, prefieren áreas abiertas, son de vida corta y aprovechan con rapidez los claros generados por cualquier tipo de disturbio (Valois 2016; Valois et al, 2016).

El tercer grupo está conformado por 6 especies caracterizadas por presentar menores valores de altura, valores altos de densidad de madera básica y valores altos de contenido de P y N, con maderas semiduras, rápido crecimiento, prefieren áreas abiertas, permanecen por largos períodos de tiempo en los bosques y aprovechan con rapidez los claros generados por cualquier tipo de disturbio.

El cuarto grupo está conformado por 4 especies caracterizadas por presentar árboles con mayor altura, hojas de tamaño intermedio, valores bajos de P y N, madera de densidades altas, semillas pequeñas, que responden a pequeños disturbios mayormente por reclutamiento de sus individuos juveniles y germinación de sus semillas en estado de latencia, comportamiento típico de bosques húmedos intervenidos por actividades antrópicas diferentes a la minería.

Finalmente el quinto grupo conformado por 10 especies con promedios de baja altura, exhiben bajos valores de P y N, son generalmente arbustos con frutos de variados tipos de semillas pequeñas, destacando bayas, legumbres y capsulas, las cuales responden a diferentes tipos de disturbios, tiene dispersión anemócora y por aves generalistas que contribuyen a la restauración de estas áreas.

En la Figura 8 se observa el biplot de análisis de componentes principales (ACP) el cual muestra que la variabilidad explicada por los dos primeros componentes es del 55% (Anexo C Anexo D). En el primer componente las variables que explican un mayor porcentaje de variabilidad son el Grosor y la relación Pf. Nf. Mientras que en el segundo componente, la mayor variabilidad se asocia positivamente con DMB y la Alt. Las relaciones entre rasgos, el ACP muestra que los rasgos Grosor, fosforo y nitrógeno y, se relacionan positivamente, al igual que la DBM y la Alt, también se destaca la relación independencia que hay entre estos dos rasgos y el área foliar; La altura también presenta cierta independencia con el Grosor foliar y los nutrientes nitrógeno y fosforo (Figura 8, Anexo C).

Respecto a las relaciones entre rasgos y los tipos funcionales, la Figura 8 muestra que el tipo 1 está muy relacionado con el rasgo Altura; el tipo funcional 2 se relaciona con el AF, y se encuentra constituido solo por las especies *O. pyramidale* y *C. peltata* indicando que estas dos especies son las que presentan hojas con de gran tamaño. Por su parte el tipo funcional 3 se relaciona con el Grosor y la relación P.N; el tipo funcional 4 se relaciona con la DMB y el tipo 5 está estrechamente relacionado con los rasgos área foliar, grosor foliar y la relación Fosforo: Nitrógeno.

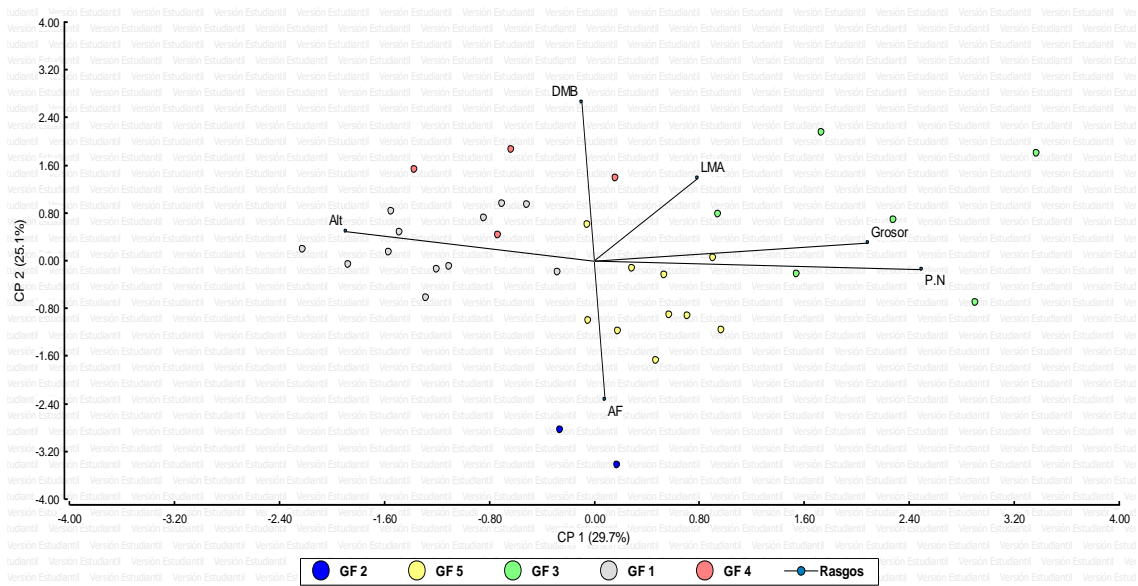


Figura 8. Resultados del análisis de componentes principales para las especies y grupos funcionales de las especies con densidad de madera. Se muestra un biplot con los vectores de los rasgos empleados para identificar los grupos.

6.4 Representatividad de los grupos funcionales en los levantamientos de vegetación de cada área de muestreo

El área de estudio correspondiente al Área minera con con 5 años de abandono, Área minera con con 15 años de abandono, Área minera con más de 30 años de abandono y bosque de testigo, poseen cada uno cinco tipos funcionales, con diferente composición y proporción (Figura 9).

El área minera con 5 años, está conformado por los cinco grupos funcionales, de los cuales el que presento un mayor pocentaje de cobertura fue el grupo 5DM representado por 4 especies de hábito arbustivo, seguido del grupo 1H representado por 4 especies herbáceas principalmente gramíneas. Por su parte los grupos 2DM y el 3DM son relativamente menos representativos en términos de porcentaje de cobertura, presentaron 2 y 3 especies respectivamente de hábito arbustivo, el grupo 1DM solo presento 1 especie y el grupo 2H estuvo ausente (Figura 9).

El área minera con 15 años al igual que el área anterior, está conformado por cinco grupos funcionales, de los cuales el que tiene un mayor porcentaje de cobertura es el grupo 3DM, representado por 4 especies de hábito arbustivo; seguido por los grupos 5DM y 1H representados por 4 especies cada uno de hábito arbustivo principalmente. Por su parte los

grupos 1DM y 2DM presentaron los porcentajes más bajos de cobertura, representados por 2 y 1 especie respectivamente de hábito arbustivo y el grupo 2H estuvo ausente (Figura 9).

El área minera con más de 30 años, conformado por cinco grupos funcionales, de los cuales el que tiene una mayor porcentaje de área basal es el grupo 4DM, representado por una sola especie (*Cespedesia spathulata*), seguido del grupo 3DM representado por la especie *Cosmibuena macrocarpa*. Los grupos 2DM, 1DM y 5DM presentaron porcentajes de área basal relativamente bajos, representados por 2 especies cada uno, los grupos 1H y 2H estuvieron ausentes (Figura 9).

Por último, el Bosque testigo conformado también por cinco grupos funcionales, de los cuales el que presentó un mayor porcentaje de área basal fue el grupo 1DM, caracterizado por tener 11 especies de hábito arbóreo, seguido de los grupos 4DM y 2H caracterizados por presentar 4 especies arbóreas y 4 palmas. Por su parte los grupos 2DM y 5DM presentaron los porcentajes de área basal más bajos y estuvieron representados por 2 y 1 especie respectivamente y el grupo 1H está ausente (Figura 9).

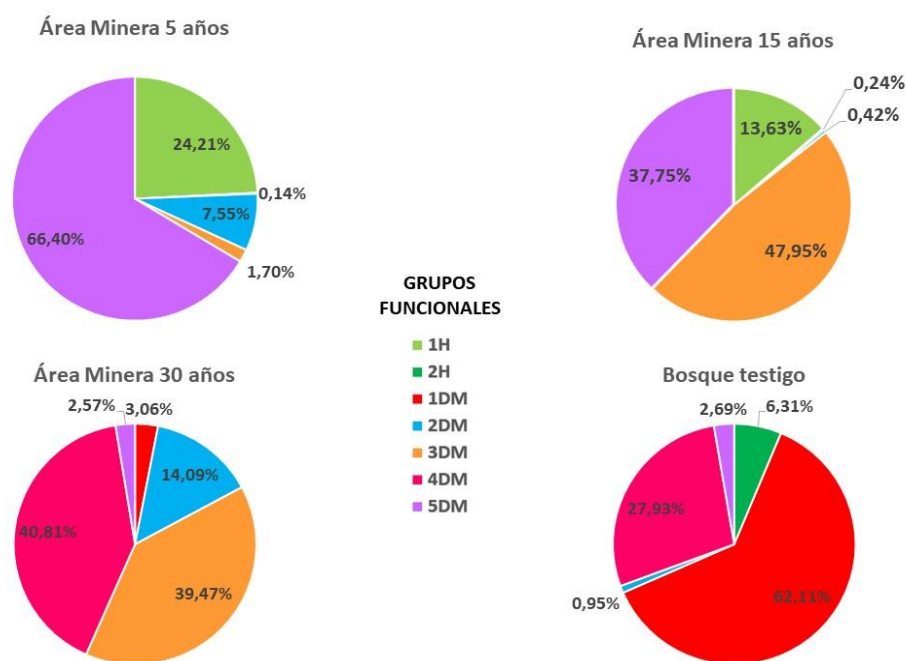


Figura 9. Importancia en porcentaje de los grupos funcionales. 1: Área minera con 5 años, 2: Área minera con 15 años, 3: Área minera con más de 30 años de sucesión, 4: Bosque testigo.

7. DISCUSIÓN

Riqueza

Los resultados obtenidos nos permitieron comprobar que el tiempo de cese de la actividad minera determina los cambios en la comunidad vegetal presente en los bosques afectados por la actividad minera en la localidad de Jigualito; evidenciados por valores de riqueza muy bajos en los primeros años de sucesión (área minera con 5 años con 27 especies y área minera con 15 años con 36 especies), conformadas por especies pioneras que no hacen parte de la matriz, las cuales exhiben un incremento con el tiempo de abandono del área afectada (área minera con más de 30 años con 56 especies). Díaz-Perea y Equihua (2015) y Valois (2016), sugieren que las especies que se establecen después de disturbios severos como la minería no hacen parte del bosque adyacente, lo que hace suponer que su procedencia son zonas degradadas circundantes.

Los índices de diversidad específica sugieren que los sitios estudiados presentan diversidades y dominancias distintas; en los primeros estadios sucesionales dominan especies herbáceas (*A. bicornis*, *P. calomelanos*, *L. cernua*, *S. mitis* y *B. latifolia*, las cuales representaron más del 66% del total de los individuos encontrados), mientras que a medida que aumenta el tiempo de sucesión estas especies son reemplazadas por otras con estrategias y formas de vida diferentes (*C. spathulata*, *P. poeppigiana*, *C. pertata* y en menores proporciones *C. macrocarpa*), las cuales dominan el estrato arbóreo de áreas con procesos de sucesión avanzada. En este sentido, Asquith (2002) sugiere que el grado de perturbación de un bosque influye fuertemente en la recuperación de la diversidad florística y es normal encontrar diferencias específicas entre bosques secundarios con edades de sucesión distintas.

El índice Shannon_H muestra valores de diversidad relativamente bajos (1.8 para área minera con 5 años y 2.5 para área minera con 15 años de sucesión). Después de más de 30 años la diversidad aumentó significativamente (3,29), con respecto a los valores anteriormente mencionados; sin embargo al comparar estos valores con los encontrados en el bosque testigo sin historia minera (4,26), la respuesta de la vegetación ante este tipo de disturbio aún se observa afectada, exhibiendo pérdidas de riqueza y diversidad específica después de esta perturbación. Lo anterior concuerda con lo expresado por Denslow (1980), quien afirma que la diversidad específica de un área tiende a disminuir luego de una perturbación severa, pero aumenta en el transcurso del tiempo. Así mismo Valois (2016) sugiere que aunque las áreas afectadas por minería tienden a revegetarse naturalmente con el tiempo, 15 años son insuficientes para apreciar una recuperación sustancial de la estructura biológica y la composición de las comunidades de plantas respecto a la comunidad de referencia.

Composición Taxonómica

La composición taxonómica encontrada permitió establecer un total de 180 especies, 128 géneros y 46 familias en un área de 0.2 ha de bosque húmedo tropical, que resulta bajo al ser comparado con los reportes de Gentry (1993a), quién registró para este tipo de ambientes en el departamento del Chocó la presencia de 250 especies en 0.1ha. Este resultado está influenciado por la inclusión de zonas intervenidas con minería a cielo abierto en diferentes temporalidades dentro del área total de muestreo, lo que además evidencia el primer efecto de la práctica minera en este tipo de ambientes, el cual está relacionado con la pérdida de especies y la alteración en la ordenación sistemática y jerárquica de la vegetación al interior del ecosistema. Lo anterior, dado la tala rasa empleada en la técnica de aprovechamiento durante la primera fase de explotación, en la cual para acceder a las capas profundas del suelo que contienen los metales, es necesario la eliminación de la cobertura vegetal, perdiendo además el arreglo y la ordenación vegetal original del ecosistema. A este respecto, autores como Lara et al. (1997), han reportado que existe un reemplazo completo de rodales, que facilita el inicio de nuevas cohortes y provoca cambios importantes en la estructura, composición y extensión específica de bosques con un alto número de endemismos y riqueza específica, que han sido históricamente afectados por disturbios antrópicos que requieren la eliminación total de la cobertura vegetal.

Con relación al comportamiento temporal de la composición taxonómica, se encontró que esta presenta variaciones en función del tiempo de abandono minero y por ende una relación con la evolución en el estado del hábitat. En este sentido, la composición aumentó con el paso del tiempo de sucesión de las áreas afectadas por la actividad minera, de ahí que las áreas mineras con 5 y 15 años con las temporalidades más recientes de abandono, presentaran el menor número de grupos taxonómicos (28 y 37) y las más altas abundancias (3666 y 2405), mientras que el área minera con más de 30 años de cese de la actividad minera presentó 52 especies sin alcanzar el bosque testigo al que correspondió la mayor composición taxonómica (130). Esta situación permite deducir que inmediatamente ocurre el disturbio se genera una pérdida total en la riqueza de especies florísticas, como resultado de la tala rasa ejercida, la cual empieza un proceso de recuperación una vez se detiene la actividad y comienzan los procesos de resiliencia del bosque, los cuales están caracterizados por la aparición de especies pioneras principalmente generalistas, poco exigentes y tolerantes a las condiciones críticas de nutrientes y temperatura, lo que explica que las especies dominantes por sus abundancias sean de tipo herbáceo (*A. bicornis*, *P. calomelanos* y *L. cernua*), las cuales además de registrarse para las áreas mineras con 5 y 15 años, abarcaron el 88% de la abundancia total de las áreas muestreadas, indicando que la principal característica que describe estos ambientes es la respuesta a un disturbio o el avance de un proceso de sucesión vegetal. Lo anterior concuerda con lo expresado por Grigera et al. (1996), Vidal y Reif (2011) las etapas de la sucesión se inician con el establecimiento de especies pioneras, entre las que destacan las formas de vida hemicriptófitas y terófitas, como las encontradas en los muestreos de las 3 áreas con temporalidades más recientes de abandono minero.

Este comportamiento temporal encontrado, permite inferir además que aunque a medida que aumenta el tiempo de cese de la actividad minera y se incrementa gradualmente la composición taxonómica de la vegetación, aun con temporalidades de 30 años no hay un acercamiento numérico de especies a lo encontrado en áreas de bosque sin intervenir. Así mismo tampoco se evidencia una aproximación al arreglo de especies teniendo en cuenta que de la 180 especies que se obtuvieron en total, 144 son exclusivas de un área de muestreo, 13 especies ocurren en 3 de los sitios estudiados, 19 en 2 y solo 4 especies coinciden en las 4 zonas muestreadas, a lo que se suma que el bosque testigo y el área minera con más de 30 años de abandono solo comparten 11 especies, lo que puede indicar que a nivel taxonómico las áreas estudiada son distintas y que aunque la temporalidad puede influir en el incremento del número de especies no necesariamente corresponden al arreglo natural del ecosistema de referencia. Estos resultados permiten analizar que los efectos del disturbio minero en el área de estudio son de largo alcance y que muy probablemente favorezcan la conformación de nuevos arreglos florísticos, ensambles y funcionalidades diferentes a los del ecosistema original.

Estructura

La ocurrencia y distribución de 5 estratos en las áreas muestreadas, guarda una estrecha relación tanto con el disturbio, como con la temporalidad de abandono. Esta inferencia se deriva de la identificación de 5 estratos en el área sin intervención o con mayor temporalidad de resiliencia (Bosque testigo y Área minera con más de 30 años), evidenciando que estos ambientes corresponden a ecosistemas más complejos a nivel estructural. Sin embargo, si se comparan estas dos áreas se puede denotar que el estrato dominante en el Bosque testigo está representado por el nivel arbustivo con rangos de altura entre 1.5 y 5m, mientras el área minera con 30 años de abandono es dominado por el nivel herbáceo cuyo rango de altura esta entre 0.25 y 1.5m, corroborando que este último, además del efecto evidente sobre estructura vegetal, aún se encuentra en un proceso lento de recuperación frente a los impactos de la minería.

La composición por familias muestra el estado estructural del área estudiada, donde las más dominantes para el Bosque testigo son Arecaceae con 14, Melastomataceae con 10, Fabaceae con 8, Rubiaceae con 7 y Clusiaceae con 5 especies respectivamente, 5 de las 10 familias reportadas por Gentry (1993a) como las más representativas de los bosques húmedos del Chocó. La representatividad de grupos como las palmas con géneros como *Wettinia*, *Geonoma*, *Bactris*, *Welfia* y *Socratea* en varios estratos del bosque contribuyen al modelamiento de la estructura del bosque, favoreciendo de forma directa la arquitectura y la estructura de la vegetación patrón diagnóstico del estado de conservación de los bosques de la región (Ramírez y Galeano 2011).

Por otro lado las áreas mineras con 5 y 15 años tienen en su composición familias dominantes como Melastomataceae y Rubiaceae representadas con géneros como *Miconia*, *Aciotis*,

Psychitria e *Iseritia* las cuales según Villareal (2004) son indicadoras de áreas intervenidas. Aunque el área minera con más de 30 años de abandono muestra un nivel de sucesión avanzada en su composición con el ingreso de algunas especies de palmas, grupos como las Gesneriáceas y las Arecáceas han modificado sus hábitos de crecimiento.

Por su parte las áreas mineras con temporalidades intermedias de abandono (5 y 15 años), además de presentar un marcado dominio del estrato herbáceo, se caracterizaron por la carencia de los estratos arbóreos y subarbóreos, esta situación es similar a la reportada por Sguizzatto *et al.* (2005), quienes para la vegetación (Río Turvo, Municipio de Brás Pires – Brasil) afectada por minería determinan que la concentración de individuos en estadios iniciales de sucesión con porcentajes 98 % , indicando que la comunidad vegetal se encuentra en una etapa inicial pionera; las anteriores apreciaciones, permiten evidenciar la existencia de un disturbio como la minería que implica una pérdida total de la vegetación y el desarrollo inicial de un proceso de sucesión con condicionantes ambientales como la pérdida de capa orgánica y la reconfiguración de las capas del suelo, así como una mayor exposición a procesos de escorrentía y radiación solar. Una comparación específica entre estas dos zonas permite anotar que aunque entre estas dos temporalidades hay similitudes entre el número y tipo de estratos, presentan diferencias en cuanto a su distribución, teniendo en cuenta que en el área minera con 5 años de abandono el 91% de la vegetación corresponde al estrato herbáceo y solo el 2% al tipo arbustivo, mientras que en el área minera con 15 años de abandono estos mismos estratos presentaron valores de 82% y 7%, evidenciando no solo la existencia de una respuesta al proceso de disturbio minero, sino el avance de la sucesión a medida que pasa el tiempo, la cual resulta muy lenta por el tipo de afectación y la respuesta estructural de la vegetación a las nuevas condiciones que deja la minería, si se compara con lo registrado por Esquivel *et al.* (2016), quienes reportaron para un bosque con pérdida total de cobertura por efecto de lava volcánica, en solo sus primeros 4 años de recuperación el registro de 6 estratos distribuidos de la siguiente manera: herbáceas 47%, 19% de árboles, 18% entre lianas y postradas, 7% de arbustos y 7% de sufruticosas, sumado a la abundancia y la frecuencia de las especies herbáceas, junto con los arbustos y árboles dominaron la mayor parte del área, corroborando el drástico efecto de la minería y la dificultad de la recuperación del ecosistema en el tiempo.

Los resultados evidenciaron que en general la minería genera una modificación de la estructura de los ecosistemas boscosos evidenciada en la pérdida de estratos, principalmente el arbóreo y con ello la relación de epifitismo que se desarrolla en estos bosques, donde se necesitan condiciones de microclima y hábitat específicos que son típicos de ambientes bien estructurados con ensambles ecológicos definidos que permiten la especialización de grupos florísticos específicos como estos; lo anterior guarda relación con lo expresado (Barthlott *et al.* 2001, Kromer *et al.* 2007, Werner *et al.* 2005, Koster *et al.* 2009), quienes aducen que las perturbaciones antropogénicas declina la riqueza y composición de las comunidades epifitas, ya que ocupan los estratos altos de los bosques y son las primeras formas de vida en

desaparecer con la deforestación. En este sentido, se puede concluir que la actividad minera genera efectos tanto en la composición, como en la estructura y funcionalidad de los ecosistemas boscosos estudiados, características cuya recuperación es de largo alcance.

Variabilidad de rasgos funcionales

Los resultados obtenidos en términos de la variabilidad funcional nos permiten inferir, que los rasgos que mostraron mayor variabilidad en las especies de las áreas intervenidas y el bosque testigo fueron el AF y el CFMS, esta variabilidad posiblemente está relacionada con la disponibilidad de luz que hay en las áreas afectadas, cuyas especies están expuestas. Lo anterior, es coincidente con la estrategia basada en la economía del recurso, donde el área foliar constituye un rasgo funcional sensible a gradientes de luz, nutrientes, humedad y disponibilidad de agua (Parkhurst y Loucks 1972, Ackerly y Reich 1999, Malhado *et al.*, 2009), es decir que refleja estrategias asociadas a un gradiente de adquisición versus la conservación del recurso. En este sentido, las hojas juegan un papel importante en el proceso de almacenamiento de carbono y nutrientes; debido a esta función vital, existe una fuerte selección en especies para producir hojas que maximicen la ganancia de carbono y nutrientes durante la vida útil de la hoja (Wright *et al.*, 2005).

El rasgo DMB no mostro un aumento significativo al comparar las áreas disturbadas, situación que puede estar relacionado con la significativa presencia de especies colonizadoras, las cuales se caracterizan por presentar maderas con bajos valores de densidad. El escaso aumento de la densidad de madera en las etapas sucesionales de las áreas afectadas por la actividad minera, ponen de manifiesto la baja presencia de especies de lento crecimiento en el área estudiada, lo anterior es contrario a lo propuesto por Pooter *et al.*, (2008); Chave *et al.*, (2009), quienes, afirman que a medida que avanza la sucesión del bosque, las especies de etapas sucesionales tardías presentan altas tasas de supervivencia y crecimiento lento. Los resultados de este estudio difieren con lo propuesto por Wright *et al.*, (2007), Malhado *et al.*, (2009) quienes afirman que el AF disminuye al aumentar la DMB; aspectos como la disminución del AF con el avance de la sucesión no ocurrieron en este estudio, la tendencia mostro un aumento del AF a medida que avanzó la sucesión, lo anterior puede estar relacionado con el tipo de disturbio, en este sentido Díaz-Perea y Equihua (2015), aseguran que las especies con perfil colonizador, no poseen capacidad de responder a disturbios severos, lo cual implica un mayor riesgo de perder servicios ecosistémicos al ocurrir este tipo de disturbios.

Tipos funcionales en plantas

El TFP 1 del primer conglomerado, lo conformaron cuatro especies de palmas, importantes en el bosque testigo como grupo funcional específico, por sus aportes en procesos como el ciclaje de nutrientes, la fijación de carbono, el aporte de biomasa, la producción de hábitat y

alimento, el mantenimiento de la estructura del bosque, el aporte en la diversidad local, además aportan bienes a las comunidades locales. Filogenéticamente este grupo pertenece a una línea evolutiva diferente al resto de las especies estudiadas, por ser monocotiledóneas muchas de sus características morfológicas, fisiológicas y funcionales difieren del grupo de las leñosas (Jones 1995). Sin embargo, como grupo funcional independiente, se ha demostrado que por su alta resistencia tienen la capacidad de establecerse y dominar suelos pobres que hayan sufrido algún tipo de alteración leve ya sea esta natural o antrópica, aunque son poco abundantes o están ausentes en las primeras etapas de la sucesión (Denslow 1995, Ramos-Bendaña y Finegan 2007).

Otro atributo que tiene este grupo es su alto contenido de materia seca, por sus nervaduras altamente lignificadas y sus bajos contenidos de N, aunque esto cause que la tasa de descomposición de las hojas sea baja Clark y Clark (1991). A nivel ecológico aspectos como, el tamaño y dureza de sus hojas, su fuste rígido y las raíces zanconas de algunas especies, las convierten en hábitat propicio de diferentes grupos faunísticos. La alta producción de flores y frutos durante todo el año garantizan la oferta de recursos, para mantener una gama de polinizadores y dispersores fieles. Ramírez y Galeano (2011), afirman que las palmas en su conjunto son claves en los ecosistemas a nivel regional, por su alto potencial para colonizar diferentes ambientes, resultado varias estrategias: alta producción de semillas, dispersores eficientes, buena germinación, diferentes hábitos de crecimiento y la capacidad para establecerse y persistir. Su permanencia en las selvas húmedas, es importante por los servicios ecosistémicos que proveen, autores como Scariot (1999), Svenning (1999), manifiestan que este grupo suele establecerse en todos los estratos del bosque, lo cual les permite ser un factor clave para el mantenimiento de la estructura y la composición de éste, convirtiéndolas en indicadores del nivel de alteración de los bosques, pues la apertura de claros favorece su colonización.

Dentro del contexto social y cultural de la región este grupo es muy importante, las comunidades negras e indígenas usan diferentes partes de estas palmas en su vida cotidiana, en este contexto Ramírez y Galeano (2011), Bernal (1992) expresan que este grupo de plantas son organismos vegetales conspicuos en los bosques húmedos tropicales y proveen gran variedad de bienes, tales como frutos, fibras y materiales de construcción, ampliamente utilizados por pobladores locales.

La ausencia de este grupo en las primeras etapas de sucesión de las áreas degradadas por la minería, determina el daño que esta actividad causa a los bosques donde se practica, debido a la pérdida de funciones de grupo claves como las palmas, las cuales se caracterizan por presentar hojas de gran tamaño (megáfílas), altos contenidos de materia foliar seca, producción de hojas gruesas y resistentes a la herbivoría, producción de frutos y semillas todo el año, facilitación de procesos de dispersión de semillas, polinización, germinación de semillas y establecimiento de poblaciones, la producción de biomasa y almacenamiento de carbono; aspectos claves para la estabilidad de los bosques húmedos. En este sentido, Aguilar

y Jiménez (2009), afirman que las palmas disminuyen su abundancia conforme aumenta el grado de alteración de un sitio, especies como *Euterpe precatoria*, *Geonoma cuneata* y *Pholidostachys pulchra* podrían ser más sensibles a los sitios más alterados. La ausencia de un grupo como las palmas en los bosques húmedos determina la composición, la estructura y funcionalidad de estos, además genera pérdidas económicas y de conocimiento tradicional, debido a que muchas de las especies que conforman el bosque son usadas por las comunidades locales que extraen usan y comercializan algunas de sus partes, así como la pérdida de servicios ecosistémicos asociados a este grupo.

El TFP 2 del primer conglomerado, fue conformado por cuatro especies plantas herbáceas asociadas al viento (anemófilas y anemócoras) de la familia Poaceae y Cyperaceae que van desde el estrato rasante al arbustivo con frutos pequeños, las cuales forman importantes banco de semillas para mantenerse en viables en la primera etapa de la sucesión formando extensas poblaciones, otra especie anexa a este grupo fue *Borreira latifolia*, hierba erecta o en ocasiones postrada con polinización entomófila y dispersión anemócora, debido a que sus frutos son pequeños y secos, generalmente tienen hojas con altos contenidos de N y P, moderadamente gruesas y lignificadas, lo que impide el ataque de herbivoría. Estas especies desempeñan un papel fundamental como grupo funcional, pues son las que inician los ciclos biológicos en la sucesión primaria que se da ante este tipo de disturbio, tienen un crecimiento y un desarrollo amplio en áreas alteradas y se benefician de las condiciones ambientales modificadas por acción de la intervención humana en el ecosistema (Vargas, 2006); generalmente por su condición de hierbas anuales aportan grandes cantidades de biomasa, la cual por efecto de la temperatura y la alta humedad se incorpora rápidamente al ambiente ayudando al establecimiento de especies con estructuras más complejas, el establecimiento de este tipo de vegetación atrae una gama de insectos y microorganismos, los cuales coayudan a la entrada y salida de nutrientes a este tipo de sistemas. En este sentido, las especies herbáceas dispersadas por diversos medios abióticos representan estrategias clave en la colonización y en la facilitación del establecimiento de especies del bosque secundario (Castellanos y Bonilla 2011).

B. latifolia, *Scleria mitis*, *Ischaemum latifolium* y *Andropogon bicornis*, son las especies que mayores aportes en cobertura realizan en los suelos desprovistos de vegetación a causa de la actividad minera, juntas dominan las áreas sucesión temprana de 5 y 15 años de recuperación. Este tipo de vegetación estuvo casi ausente en el área de sucesión tardía y en el bosque testigo solo se observó en el ecotono; lo anterior, coincide con lo manifestado por Aide et al (1995) quienes afirman que las plantas herbáceas poseen estrategias que les permiten dominar ambientes altamente disturbados, por largos períodos de tiempo debido a las barreras que limitan las tasas de recuperación de los ambiente disturbados, como la falta de propágulos. En este mismo sentido, Romero y Ramírez (2011), afirman que la vegetación herbácea influye en la diversidad local, dado que se encuentra asociada a la facilitación de la sucesión ecológica en un ecosistema.

Por su parte Weiher et al. (1998), Dawson et al. (2000), afirman que este tipo de vegetación posee una alta diversidad de estrategias por el crecimiento clonal el cual asegura la persistencia, la tasa de respuesta y la recuperación rápida de estas en diferentes disturbios; la mayoría poseen una elevada producción de semillas y son capaces de resistir ambientes hostiles; de las especies reportadas en este estudio *A. bicornis* tiene la capacidad de ocupar una grandes superficies en corto tiempo por su condición de invasora (Baptiste et al. 2010); formando rodales de gran densidad que aunque pueden inhibir la colonización de especies leñosas durante la sucesión temprana, también contribuyen a la rápida estabilización de los sustratos y a la mejora de su productividad (Hull y Scott 1982, Raich y Christensen 1989, Myster y Fernández 1993, Walker 1994). La procedencia de las especies que colonizan inicialmente estos ambientes que han sufrido grandes disturbio en la mayor parte de los casos son especies pioneras de amplia distribución geográfica y propias de áreas degradadas del ámbito geográfico más general donde se localiza la perturbación (Myster 1993, Dalling 1994).

El segundo cladograma, agrupo a 34 especies leñosas a las cuales se les midió el rasgo BMB distribuidas en las cuatro áreas de muestreo, agrupadas en cinco TFPs, presentaron diferentes estrategias: cobertoras, colonizadoras iniciales, colonizadoras intermedias, colonizadoras longevas y estabilizadoras.

El TFP 1 está conformado por 12 especies de tipo arbóreo, presentan las mayores alturas del estudio, alta densidad de madera, hojas pequeñas con menores contenidos de N. P, lo que hace que tengan bajas tasas de fotosintéticas; mayor peso específico, conformado por las especies *Apeiba membranacea*; *Sorocea affinis*, *Hyeronima oblonga*, *Vochisia feruginea*, *Dialyanthera* sp, *Swartzia* sp, *Licania* sp, Rubiaceae 2; Mirtacea sp., por su preferencia de hábitats son definidas como especies estabilizadoras, caracterizadas por tener frutos en forma de legumbres, bayas y drupas, semillas identificadas como zoocoras o factibles para la zoocoría, y generalmente tolerantes a la sombra (Salmerón et al, 2016).

Estas especies hacen parte del dosel del bosque testigo y ausentes en las áreas disturbadas, lo que permite inferir que son tolerantes a la sombra, con hojas longevas y lignificadas para impedir el ataque de herbívoros. Garnier y Laurent (1994), sugieren que este tipo de hojas presentan alto contenido de agua por unidad de masa seca, lo que a su vez refleja inversión de altas cantidades de energía en la protección de la hoja para garantizar su larga vida, Sin embargo, *Otoba* sp, *Miconia* sp, *Conostegia* sp tienen hojas más delgadas que las hace vulnerables a la herbivoría.

Dadas las particularidades del bosque testigo el cual corresponde a un bosque secundario permite que haya una combinación de especies con maderas de bajas densidades, en este sentido las especies con mayor densidad de madera de este grupo corresponden *Conostegia* sp con 0,76 g., Rubiaceae 2 con 0,64 g. y *Licania* sp con 0,63 g., en este sentido, Pamplona et al., (2011) a través de la evaluación alométrica, determinaron que especies como *A.*

membranacea, *V. feruginea*, *Compsonaura* sp, *Dialyanthera* sp, *Otoba* sp y *Virola* sp poseen maderas blandas de rápido crecimiento, lo cual sugiere que son especies capaces de responder positivamente a un disturbio. En cuanto a los nutrientes (N y P) corresponden a *Otoba* sp 0,08 mg m⁻¹, *Conostegia* sp 0,08 mg m⁻¹ y *A. membranacea* 0,07 mg m⁻¹, el resto de las especies se encuentran por debajo de 0,05 mg m⁻¹, lo que posiblemente se deba al lavado constante de nutrientes a causa de las altas precipitaciones y las escorrentías.

El TFP 2, está conformado por las especies *O. pyramidale*, *C. peltata*, las cuales colonizan rápidamente áreas que han sufrido algún tipo de disturbio, reduciendo sus poblaciones a medida que el proceso de sucesión avanza, por sus requerimientos ecológicos son definidas como especies con frutos en forma de legumbre, folículos o cápsulas con semillas aladas o autocoras en ocasiones, demandantes de luz (Salmerón et al, 2016), tienen alturas intermedias, las hojas tienen poco peso y grosor moderados, altos contenidos de N. P y maderas muy blandas, aspectos que facilitan su rápido crecimiento. Estas especies son ideales para proponerlas en estrategias de restauración de ambientes perturbados por minería, ya que tienen la capacidad de adaptarse a suelos con bajos contenidos en nutrientes, por el tamaño de sus hojas y la suavidad de su madera, su biomasa se reincorpora rápidamente en estos ambientes ayudando a formar materia orgánica eliminada a causa de la actividad minera y necesaria para el desarrollo de especies con mayores requerimientos y estructuras más complejas. Estas dos especies inician el proceso de colonización desde los primeros años de sucesión, *O. pyramidale* desaparece a medida que avanza el proceso de sucesión. Mientras que *C. peltata* mantiene poblaciones viables en el bosque de más de 30 años de sucesión. Lo anterior posiblemente se deba a estrategias como producción de flores y frutos durante largos períodos de tiempo, garantizando así el proceso de dispersión, realizada por filostómidos frugívoros, garantizando así una dispersión continua y efectiva (Suárez-Castro y Montenegro 2015).

TFP 3 está conformado por arbustos, arbolitos y árboles con alturas intermedias, son especies demandantes de energía lumínica, colonizan espacios abiertos con perturbaciones crónicas, algunas de las especies que integran el grupo poseen hojas de variados tamaños pequeñas e intermedias, con altos contenidos de N. P. Las hojas son las más pesadas, algunas son gruesas y lignificadas lo que les permite repeler la herbivoría en estos ambientes hostiles, el grupo lo conforma *Clidemia sericea*, *Clidemia hirta*, *Cosmibuena macrocarpa*, *Croton chocoanus*, *Vismia macrophylla*, *Cespedesia spathulata*. Salmerón et al, (2016) define a este tipo de especies como tolerantes a la sombra, con frutos en forma de cápsula con semillas autocoras y otras en forma de baya o drupa con semillas zoocoras, pueden estar ampliamente distribuido en sitios correspondientes a casi todos los niveles de perturbación.

Las especies de este grupo al igual que el grupo anteriormente descrito también son catalogadas por Vargas (2015) como especies pioneras, por ser de rápido crecimiento, pueden permanecer en los ecosistemas por un largo tiempo, son claves en los procesos de sucesión, la oferta de recursos para la fauna y la generación de oportunidades para otras especies. Sin

embargo, por el tipo de disturbio ante la ausencia de una cubierta vegetal y un banco de semillas viables, estas especies lograron establecerse y permanecer en el tiempo; como grupo funcional desempeñan un rol muy importante al ser pioneras y proporcionar condiciones para que otras especies puedan establecerse. Poseen hojas lignificadas, maderas blandas, la polinización y dispersión de algunas especies es entomofila y zoocora, por lo que son las primeras generadoras de recurso para la llegada gradual de la fauna.

TFP 4 este grupo lo conforman árboles con las mayores alturas del área objeto de estudio, hojas pequeñas e intermedias, presentan el mayor peso específico, tiene hojas delgadas pero lignificadas que evita el ataque de herbívoros, la densidad de madera es alta y uniforme para casi todas las especies del grupo, poseen bajos contenidos de N. P, las especies correspondientes a este grupo son *Cespedesia spathulata*, *Inga* sp, *Protium* sp, *Eschweilera sclerophylla*. Lo anterior, puede obedecer a dos factores, en el grupo se encuentra *Inga* sp, la cual contribuye a fijar nitrógeno y *C. spathulata* hace parte del grupo de colonizadoras con altas demandas de energía lumínica y poseen gran cantidad de nutrientes en sus órganos foliares.

TFP 5 integra el mayor número de especies, todas de crecimiento rápido y altos requerimientos de energía lumínica las especies *Inga* sp, *Isertia pittieri*, *Isertia pittieri*, *Perebea xanthochyma*, *Croton chocoanus*, *Piptocoma discolor*, *Clidemia hirta*, *Vismia macrophylla*, *Clidemia hirta*, Rubiaceae, a excepción de la última especie mencionada, hacen parte del grupo de colonizadoras iniciales, su ubicación en el ecotono les permite ser las primeras leñosas que se establecen en ambientes con este tipo de perturbación, su proceso de establecimiento es lento debido a las barreras físicas que deja la actividad con la apertura de canales que impiden la ruta de estas especies. Este grupo se especializan por colonizar ambientes hostiles o minas abandonadas en sus primeros años de sucesión, es decir que intervienen en el proceso de sucesión primaria de estos ambientes. Debido al tipo de disturbio a que son sometidos los bosques húmedos por la actividad minera, después de más de 30 años de sucesión, la especie *C. spathulata* podría estar direccionado los procesos ecosistémicos, es la especie más dominante, se establece desde el inicio del proceso de sucesión, su ciclo de duración juega un papel determinante en esta proceso, ante la ausencia de especies con los mismos requerimientos que compitan por los recursos que el medio provee, *C. spathulata* se convierte en una especie con un rol funcional importante y es una de las idóneas para incluir en cualquier programa de restauración. El resto de las especies de este grupo, están presentes en los primeros años y desaparecen con el tiempo.

Representatividad de los grupos funcionales

Según el análisis de representatividad se observaron diferencias significativas entre las coberturas de las especies presentes en las áreas mineras con 5 y 15 años de sucesión y las áreas basales de las especies del áreas minera con más de 30 años de abandono, el bosque testigo y los grupos funcionales que se formaron en cada uno de las zonas estudiadas. De

acuerdo a los resultados, el porcentaje de cobertura y área basal de las especies que representan cada área objeto de estudio determina el rol funcional de cada uno de los grupos presentes; el bosque testigo obtuvo los mayores porcentajes en área basal, variable que aunque también estuvo presente en una de las áreas de sucesión temprana, su representatividad en esta área fue incóspicua, lo anterior está relacionado con el tipo de especies que representan este grupo. En este sentido, Pickett y White (1985), expresaron que las altas tasas de perturbación desfavorecen a las especies arbóreas y hacen que la dominancia de la comunidad cambie a formas de vida herbáceas y arbustivas, de rápido crecimiento, con vida corta y temprana reproducción.

Por consiguiente, las áreas minera con 5 y 15 años de sucesión estuvieron representadas en un 24,2% y 13,6% por el grupo 1H, el cual congrega a un grupo específico de plantas herbáceas con estrategias cobertoras, que son dominantes en estas dos áreas. La ausencia de este grupo en el área minera con más de 30 años de sucesión y el bosque testigo, se debe a que estas especies son cobertoras o pioneras tempranas y son reemplazadas a medida que van cumpliendo su rol funcional como aportantes a la generación de materia orgánica que requieren otro tipo de especies para su establecimiento. Sus estrategias de vida no les permiten mantenerse en el tiempo, pues a medida que colonizan las especies leñosas, van inhibiendo el crecimiento de las herbáceas pioneras.

El bosque testigo presentó un grupo particular el 2H, el cual estuvo integrado por 4 especies de palmas que representan el 6,31%, ausentes en las áreas intervenidas por minería, aunque según Svenning (1999), la apertura de claros favorece la colonización de las palmas, requieren ciertas condiciones para su desarrollo y establecimiento, dependen de agentes externos para realizar sus procesos de polinización y dispersión, este último es realizado principalmente por aves y pequeños roedores. Nathan y Muller-Landau (2000) sugieren que la dispersión de semillas de este grupo se considera un proceso clave que determina la estructura espacial y la dinámica de las poblaciones de estas plantas. La modificación de los hábitats por fragmentación reduce los vertebrados frugívoros y herbívoros, produciendo cambios en los patrones espaciales de la regeneración y en la diversidad de las especies (Dirzo y Miranda 1990, Cordeiro y Howe 2003). En este sentido, la ausencia de las palmas en las tres áreas de sucesión afectadas por la minería en Jigualito, pone de manifiesto que el tiempo y la intensidad del disturbio condicionan el establecimiento de grupos claves en los bosques húmedos intervenidos.

Otro grupo que determina la intensidad del disturbio y la pérdida de un servicio ecosistémico clave como acumulación de carbono en los bosques intervenidos por minería el grupo 1DM, el cual tuvo una representatividad de 62,11% en el bosque testigo, 3,03%, 0,2% y 0,1% en el área minera con 30 años de sucesión y disminuyó en las dos áreas de sucesión temprana. Datos que resultan ser alarmantes teniendo en cuenta que, los bosques poseen el 60% del carbono en la vegetación, Quinto et al. (2013) afirma que luego de los disturbios ocasionados por la minería la vegetación colonizante de estos suelos tarda más de 1.000 años para alcanzar

una biomasa aérea promedio similar a la registrada en bosques primarios de la región. Los cambios en la representatividad de los grupos en las diferentes áreas estudiadas, evidencian que la actividad minera afecta de manera significativa las funciones que presta la vegetación en las zonas donde se practica la actividad. Después de 30 años de sucesión del bosque afectado difieren en más de un 50% en las estrategias funcionales de cada uno de los grupos representados.

Lo anteriormente mencionado, se evidencia en la representatividad de dos grupos del área minera con más de 30 años, en donde los grupos 2DM, 3DM y 4DM con porcentajes de 14%, 39,4% y 40,8% están conformados por solo cuatro especies *C. peltata*, *O. pyramidale*, *C. macrocarpa* y *C. spathulata* especies colonizadoras que se establecen desde la primera etapa de la sucesión y después de más de 30 años se mantienen y dominan los ambientes intervenidos. Dadas la facilidad de este tipo de especies para establecerse y mantenerse dominando este tipo de ambientes y a sus estrategias de dispersión, se recomienda que estas sean tenidas en cuenta en los procesos de restauración de áreas afectadas por la minería a cielo abierto en el departamento del Chocó

8. CONCLUSIONES

La distribución de la riqueza en las áreas mineras con 5, 15 y más de 30 años de sucesión, es condicionada por la cronología del abandono minero y la evolución de los niveles sucesionales de la vegetación, que influyen en las altas abundancias (áreas mineras con 5 y 15 años) impidiendo una distribución equitativa de la vegetación.

Con base en los datos arrojados por los índices de diversidad, por las composiciones registradas y por los niveles estructurales de la vegetación, se puede inferir que las áreas estudiadas afectadas por la actividad minera de oro y platino a cielo abierto, presentaron efectos marcados en el número de especies, número de individuos, variabilidad de la composición, en la arquitectura, la estructura vegetal y los rasgos funcionales de la vegetación.

Es evidente que el tiempo de abandono y la intensidad del disturbio condiciona la recuperación de los atributos de la vegetación de las áreas disturbadas por minería a cielo abierto en Jigualito; sin embargo después de 30 años de cese de la minería, la composición taxonómica registra el 55% de las 47 familias y el 40% de los 102 géneros del bosque testigo sin historia minera; así como de una estructura más compleja con 5 estratos claramente definidos. Lo que permite inferir que después de 3 décadas, la comunidad vegetal se encuentra en menos de un 50% de sus condiciones iniciales en términos numéricos de la composición y se evidencia que las perturbaciones provocadas por la actividad minera, son factores determinantes que afectan y modifican los patrones de la vegetación y por consiguiente los rasgos funcionales en distintas etapas de la sucesión.

Las alta abundancias para las 0.05 ha del área minera con 5 años de sucesión, dejan en evidencia el cambio que sufre la composición típica de los bosques húmedos naturales, por los impactos de la minería; incide de forma directa en los atributos de diversidad, estructura y por consiguiente en la composición de la comunidad vegetal en general, llevando a una ruptura acelerada de procesos y funciones ecológicas, que sumadas a la lenta respuesta de la vegetación frente al disturbio, pone en desventaja a las especies nativas y permite la llegada de especies colonizadoras con potencial invasor como, *Andropogon bicornis* registrada como especie dominante para las área mineras con 5 y 15 años de sucesión.

La vegetación que se establece en las áreas disturbadas por la minería proviene de sitios circunvecinos, pues al comparar cada uno de las áreas evaluadas con distintas temporalidades de sucesión, cada uno presenta un arreglo florístico diferente.

Debido a la variabilidad de formas de crecimiento de las especies presentes distribuidas en las tres áreas afectadas por la minería y el bosque testigo, fue necesaria la separación de grupos funcionales; un primer grupo que incluyo a las especies no leñosas agrupo dos tipos funcionales (cobertoras y palmas) y un segundo grupo el cual agrupo a cinco tipos funcionales conformados por especies con estrategias cobertoras colonizadoras- iniciales, colonizadoras-longevas y estabilizadoras-intermedias, este último tipo agrupa a 10 de las especies con mayores porcentajes de área basal, lo cual indica que realizan un importante aporte en el almacenamiento de carbono en los bosques de Jigualito.

Uno de los tipos funcionales más importantes lo aportan las palmas, las cuales son dominantes en los bosques húmedos que no han sufrido este tipo de disturbios, desarrollando un rol importante en el ciclaje de nutrientes y captura de carbono, contribuyendo en la regulación de poblaciones por sus estrategias foliares.

La representatividad de grupos funcionales basada en el área basal para el área minera con más de 30 años y el bosque testigo y la cobertura para las áreas mineras con 5 y 15 años de sucesión, pone en evidencia la baja representatividad de especies leñosas en los bosque intervenidos, las áreas basales están representadas por especies que contribuyen al almacenamiento de carbono, basados en lo anterior, el bosque testigo difiere en relación a la representatividad de los grupos funcionales de las áreas intervenidas poseen cada uno cinco tipos funcionales, distribuidos y conformados de manera distinta, en este sentido el bosque testigo presenta los mayores áreas basales con respecto a las áreas intervenidas.

Los cambios en la representatividad de los grupos en las diferentes áreas estudiadas, evidencian que la actividad minera afecta de manera significativa las funciones que presta la vegetación en los bosques donde se practica la actividad. Después de 30 años de sucesión del bosque afectado difieren en más de un 50% en las estrategias funcionales de cada uno de los grupos representados

9. RECOMENDACIONES

Es importante desarrollar monitoreos permanentes de la comunidad vegetal presente en las áreas estudiadas y ensayos de enriquecimientos de las franjas que tienen menos años para evaluar el comportamiento de los arreglos florísticos y su respuesta a través del tiempo.

Es necesario evaluar las condiciones del suelo y los organismos que lo integran, ya que estos son fundamentales en el establecimiento y desarrollo de las comunidades vegetales.

Se sugiere el desarrollo de paquetes tecnológicos para especies leñosas como *C. spathulata*., *C peltata*, *sp O. pyramidale* y algunas herbáceas predominantes en el área y áreas circunvecinas, pues comprender sus adaptaciones a ese tipo de ambientes proveerá información para seleccionar especies útiles para restaurar áreas críticas.

Se hace necesario constituir los sitios evaluados como una unidad de desarrollo experimental, donde se evalué la dinámica de estas áreas, donde se incluyan estudios de biomasa aérea y subterránea, se hagan estudios de herbivoría para entender las estrategias de defensas y entender como las plantas de áreas disturbadas se recuperan rápidamente de los daños causados por la herbivoría.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Ackerly D, Reich P B. 1999. Convergence and correlations among leaf size and function in seed plants: a comparative test using independent contrasts. *American Journal of Botany* 86:1272-1281.
- Aide T.M. y Cavelier J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219-229.
- Aide T M., Zimmerman J K., Herrera L., Rosario M., Serrano M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77:77-86.
- Aguilar-Garavito M, Vanegas S. 2009. Viveros. Una experiencia comunitaria en el páramo de Rabanal. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia.
- Aguilar B V., Jiménez H F. 2009. Diversidad y distribución de palmas (Arecaceae) en tres fragmentos de bosque muy húmedo en Costa Rica. *Rev. biol. trop* vol.57 suppl.1 San José Nov. 2009
- Alcaldía Municipal, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico IIAP, Convenio BID-Plan Pacífico-MAVDT-Gobernación del Chocó-Universidad Tecnológica del Chocó. Esquema de Ordenamiento Territorial. 2005. EOT- 2005-2015.
- Andrade G I, Castro L G. 2012. Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia, invitación a una interpretación socio ecológica. En *Ambiente y Desarrollo XVI* (30); 53:71.
Código SICI: 0121-7606(201206)16:30<53:DPTBCC>2.0.TX;2-4
- Aprile GJ. 2004. Apuntes sobre el proceso de poblamiento del Pacífico. En: Pardo RM, Mosquera C, Ramírez MC. 2004. *Panorámica afrocolombiana*. Instituto Colombiano de Antropología e Historia-Icanh- Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia, 2004.
- Asquith N. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: *Biología y conservación de bosques neotropicales*. Eds. MR Guariguata; GH Kattan. Libro Universitario Regional (LUR). Cartago, CR. 377 – 406 p.
- Aquenio S. 2009. Impactos humanos en la provisión de servicios ecosistémicos por bosques tropicales muy húmedos: un enfoque de ecología funcional. Tesis. Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. pág.96.

Baptiste M P, Castaño N, Cárdenas D, Gutiérrez F P, Gil D L, Lasso C A. (eds). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 200 p.

Balcázar V M P, Rangel Ch J O, Linares C E L. 2000.- Diversidad florística de la serranía de Las Quinchas, Magdalena medio (Colombia). *Caldasia*, 22 (2): 191-224

Barrera-Cataño J I., Contreras-Rodríguez S M., Garzón-Yepes N V., Moreno-Cárdenas A C., Montoya-Villarreal SP. 2010. Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá, Colombia. 402 pp.

Barthlott W, Schmit-Neuerburg V, Nieder J, Engwald S. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology* 152: 145-156.

Bradshaw A D 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20:1-17.

Becerra C J I, Ochoa A, Granados A, Guacaneme S. 2010. La Investigación con Biosólidos, como Enmienda Orgánica, en Áreas Afectadas por Minería a Cielo Abierto en Bogotá D. C. En: Vargas RO, Reyes BSP. 2011. La Restauración Ecológica en la Práctica. Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. Primera edición 2011. Universidad Nacional de Colombia ISBN 978-958-719-741-9 Bogotá, D. C., Colombia. 630 pp.

Berdugo-L ML. 2008. Caracterización de las variaciones morfoecológicas a nivel foliar en diferentes tipos de bosques del departamento de Córdoba, Colombia. Trabajo de Grado. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá

Berdugo-L ML, Rangel ChJO. 2012. Patrón Biotipológico foliar en un gradiente de precipitación en la región Caribe de Colombia. En: JO Rangel-Ch (ed). 2012. Colombia Diversidad Biótica XII. La región Caribe de Colombia 923-961. Universidad Nacional de Colombia – Instituto de Ciencias Naturales Bogotá D.C.

Bernal R. 1992. Colombian palm products, p. 158-172. In M. Plotkin & L. Famolare (eds.). Sustainable harvest and marketing of rain forest products. Island, Washington, Columbia, EEUU.

Boccanelli S I, Lewis J P. 2006. Breve Revisión del Desarrollo de los Conocimientos sobre la Dinámica de la Vegetación. Revista de Investigaciones de las Facultades Agrarias Numero X. ISSN N° 1515-9116.

Bonilla L N, Cuesta C H, Valois C H. 2011. Efectos de la extracción forestal sobre la estructura y composición de un bosque pluvial del Pacífico colombiano. Revista Biodiversidad Neotropical. ISSN: 2256-5426 ed: Universidad Tecnológica del Chocó. v.1 N°1 p.48 -54, 2011.

Castellanos-CC, Bonilla AM. 2011. Grupos Funcionales de Plantas con Potencial uso Para la Restauración en Bordes de Avance de un Bosque Altoandino. Acta biol. Colomb., Vol. 16 N.º 1, 2011. 153 - 174

Chave J. 2000). Medición de densidad de madera en árboles tropicales manual de campo. Project for the advancement of networked science in Amazonia Lab. Evolution et Diversité Biologique. Université Paul Sabatier. Toulouse, France.

Chave J, Muller-Landau H, Baker T, Easdale T, ter Steege H, Webb C. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 Neotropical tree species. Ecological Applications 16(6):2356-2367.

Chave J, Coomes D, Jansen S, Lewis SL, Swenson NG, Zanne AE. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. Ecology Letters 12:351-366.

Chávez QM. 2012. Informalidad e Ilegalidad de la Minería Artesanal y pequeña Minería en el Perú: Diagnóstico y Propuestas. Lima –Perú.

Chazdon R L., Finegan B., Capers R S., Salgado-Negret B., Casanoves F., Boukili V., Norden N. 2010. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. Biotropica, 42(1), 31-40.

Clark D B, Clark D A. 1991. The impact of physical damage on canopy tree regeneration in tropical rain forest. Journal of Ecology 79:447-457

Ceccon E. 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y Sociales. Primera Edición. ISBN: 978-84-9969-615-7. México D. F. 228 P.

Cheng X, Wei X, Scherer R. 2005. Influence of wildfire and harvest on biomass, carbon pool, and decomposition of large woody debris in forested streams of southern interior British Columbia. Forest Ecology and Management 208:101-114.

Cornelissen J H C, Lavorel S, Garnier E, Diaz S, Buchmann N, Gurvich DE, Reich P B Ter Steege H, Morgan H D, Heijden M G A van der, Pausas J G, Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380.

Colwell R. 2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7. Users guide and application (en línea). Disponible en <http://www.viceroy.eeb.ucnn.edu/estimates>. Consultado 24 ene 2005.

Cornelissen J H C, Lavorel S, Garnier E, Diaz S, Buchmann N, Gurvich D E, Reich P B Ter Steege H, Morgan H D, Heijden M G A Vander, Pausas J G, Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380.

Corporación Autónoma Regional del Cauca. 2003. Diagnóstico Geológico, Minero, Ambiental, Social y Económico del Distrito Minero de Fondas, el tambo, Cauca. CRC: 133 P. Popayán.

Cordeiro N J, Howe H F. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 100: 14052-4056.

Crawley, M. (Ed.). 1997. *Plant Ecology*. Blackwell Science. Reino Unido

Dalling J W. 1994. Vegetation colonization of landslides in the Blue Mountains, Jamaica. *Biotropica*. 26:392-9.

Denslow J S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests. The density effect. *Ecological Applications* 5 (4): 962-968

De Groot R S, Wilson M A, Boumans R M J. 2002. «A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services», *Ecological Economics*, 41, 393-408.

Díaz S, Cabido S. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem Processes. *TRENDS in Ecology & Evolution* Vol.16 No.11 November 2001

Diaz S, Fargione J, Chapin F S. III, Tilman D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol* 4(8): e277. DOI: 10.1371/journal. pbio.0040277

Diaz S, Lavorel S, de Bello F, Quetier F, Grigulis K, Robson M. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104 (52):20684–20689.

Díaz-Perea F V, Equihua M. 2015. Simulación de la respuesta al disturbio del bosque mesófilo mediante un autómata celular. *Botanical Sciences* 93 (3): 485-500. 2015

Dirzo R A. Miranda. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity- A sequel to John Terborgh. *Conservat. Biol.* 4: 444-447.

Elias R B, Dias E. 2004. Primary succession on lava domes on Terceira (Azores). *Journal of Vegetation Science* 15: 331-338.

Escobar- Arias MA, Barrera-Cataño MI. 2007. Caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en áreas con diferente condición de abandono en la cantera Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá. *Universitas Scientiarum- Edición especial II, Vol. 12, 25-45.*

Esquivel H E., Tinoco F., A J Torres. 2016. La sucesión vegetal en los lodos fluviovolcánicos de Armero-Tolima-Colombia 30 años después de la erupción del volcán arenas del nevado del Ruiz. *Caldasia, Vol. 38, Núm. 1 (2016).*

Etter A, McAlpine C, Wilson K, Phinn S, Possingham H. 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114:369–386

Ferrer G P. 2007. Base estructural de un hábitat principios para su definición y diagnosis. *Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Generalitat. Valencia. 2007.*

Fernández M F. 2007. Diversidad Funcional de Bosques muy húmedos tropicales en el Noreste de Costa Rica a partir de rasgos foliares y densidad de la madera. Tesis Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. pág. 97

Fonseca H. 2004. Minería Impactos sociales y ambientales. *Movimiento Mundial por los Bosques Tropicales. ISBN: 9974-7782-5-5. 180 P.*

Fundación para la Educación Superior y el Desarrollo (Fedesarrollo). 2012. Impacto socioeconómico de la minería en Colombia. Informe para el Sector de Minería a Gran Escala. <http://acmineria.com.co/sites/default/files/publications>.

Garnier E, Laurent G. 1994. Leaf anatomy, specific mass and water content in congeneric annual and perennial grass species. *New Phytologist*, 128, 725–736

García H. 2014. Deforestación en Colombia: Retos y perspectivas. Centro de Investigación económica y social en: <http://hdl.handle.net/1445/337>.

Gentry A. 1990. La región amazónica. Págs. 53-64. En: Villegas Editores (ed.) Selva Húmeda de Colombia. Bogotá. Colombia. Darwiniana 38(1-2). 2000

Gentry AH. 1993a. Riqueza de especies y composición florística de la comunidad de plantas de la región del Chocó: Una actualización. Colombia-Pacífico Tomo Proyecto Biopacífico. Colombia, Bogotá. Pp 2001-219.

Gentry AH. 1993b. A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America. Washington: Conservation International,

Giraldo-CD. 2000. Variación de la Diversidad Florística en un Mosaico Sucesional en la Cordillera Central Andina (Antioquia, Colombia)

Givnish T J. 1988. Adaptation to sun vs shade: a wholeplant perspective. Australian Journal of Plant Physiology 15: 63-92.

Grime J. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystem: immediate filter and founder effects. Journal of Ecology 86:902-910.

Grime J. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. Journal of Vegetation Science 17: 255-260, 2006.

Grigera D, Brion C, Chiapella J O, Pillado M S. 1996. Las formas de vida de las plantas como indicadores de factores ambientales. Medio Ambiente 13(1) 11-29.

Gonzales P L. 2013. Impacto de la minería de hecho en Colombia. Estudios de caso: Quibdó, Istmina, Timbiquí, López de Micay, Guapi, El Charco y Santa Bárbara. Bogotá, D.C. Instituto de Estudios para el Desarrollo y la Paz- INDEPAZ.

Gondard H, Jauffret S, Aronson J, Lavorel S. 2003. Plant functional types: a promising tool for management and restoration of degraded lands. Applied Vegetation Science 6: 223-234.

Gómez P, Vargas O. 2011. Grupos funcionales de especies promisorias para la restauración ecológica con base en sus rasgos de historia de vida en la reserva natural Ibanasca (Ibague, Tolima, Colombia). En: O, Vargas & S, Reyes (eds). La Restauración Ecológica en la Práctica. Universidad Nacional de Colombia. Pp: 241-249.

Guerrero E. 2008. Implicaciones de la Minería en los Páramos de Colombia, Ecuador y Perú. Proyecto Páramo Andino.

Guariguata M R., Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forests successions. *Forest Ecology* 148 (2001) 185-206

Hammond D S, Rosales J, Ouboter P E. 2013. Gestión del Impacto de la Explotación Minera Cielo Abierto sobre el Agua Dulce en América Latina. Banco Interamericano de Desarrollo (IDB Technical Note; 520).

Hooper D U, Chapin F S., Ewel J, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton J H, Lodge D M, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Seta La H, Symstad A J, Vandermeer J, Wardle D A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* Vol. 75, No. 1.

Holl K D. 1999. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica*, Vol. 31, No. 2. (Jun., 1999), pp. 229-242

Hull J C, Scott R C. 1982. Plant succession on debris avalanches of Nelson County, Virginia. *Castanea*. 47: 158-176.

Ibarra J M N, M Moreno de las Heras .2005, "Opencast Mining Reclamation", en S. Mansourian, D. Vallauri, N. Dudley (eds.), *Forest Restoration in Landscapes, Beyond Planting Trees*, Estados Unidos, Springer Science. Ibarra, J. M. N. y M. Moreno de las Heras (2005), "Opencast Mining Reclamation", en S. Mansourian, D. Vallauri, N. Dudley (eds.), *Forest Restoration in Landscapes, Beyond Planting Trees*, Estados Unidos, Springer Science.

Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico-IIAP, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible-MADS. 2012. Protocolo de Restauración Ecológica de áreas Degradadas por Minería, el Chocó Biogeográfico. Convenio 182. Informe Técnico. Quibdó 2012. p. 321.

Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico-IIAP 2013. Valoración de ecosistemas estratégicos de Media y Alta Montaña, Cerro Torrá. Informe técnico.

Kitajima K, Llorens A M, Stefanescu C, Timchenko M V, Lucas P, Wright S J. 2012. Carbon-based leaf defense, leaf lifespan, and survival of juvenile tropical trees in gaps and understory. *New Phytologist* 195: 640-652

Kocian M, Batker D, Harrison-Cox J. 2011. Estudio ecológico de la región de Intag, Ecuador: Impactos ambientales y recompensas potenciales de la minería. Earth Economics, Tacoma, WA, Estados Unidos.

Köster N, Friedrich K, Nieder J, Barthlott W. 2009. Conservation of epiphyte diversity in an Andean landscape transformed by human land use. *Conservation Biology* 23(3): 911-919.

Krömer T, Gradstein S, Acebey A. 2007. Diversidad y ecología de epífitas vasculares en bosques montanos primarios y secundarios de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 42(1): 23-33.

Lara A, C Donoso, J Aravena. 1997. La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. In Armesto J, C Villagrán, M Arroyo eds. *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 477 p.

Lavorel S, McIntyre S, Landsberg J, Forbes T D A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(12), 474-478.

Lavorel S, Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.

Lavorel S, Díaz S, Cornelissen J H C, Garnier E, Harrison S P, McIntyre S, Pausas J G, Pérez-Harguindeguy N, Roumet C, Urcelay C. 2007. Plant Functional Types: Are we getting any closer to the Holy Grail? En *Terrestrial ecosystems in a changing world* (eds. Canadell, J., Pitelka, L.F. y Pataki, D.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg , pp. 149-160.

Leal L C. 2009. La compañía Minera Chocó Pacífico y el auge del platino en Colombia, 1897 – 1930. *Revista Historia Crítica*. Universidad de los Andes, pp 150 – 164. ISSN (versión en línea): 1900-6152

Louman B, Valerio J, Jiménez W. 2001. Bases Ecológicas. En: Louman B, Quirós D, Nilson M. *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. Turrialba CR. CATIE 265 pp. (Serie técnica. Manual técnico CATIE n° 46).

Loranger J, Shipley B. 2010. Interspecific covariation between stomatal density and other functional leaf traits in a local flora. *Botany*, 88(1), 30-38.

Mahecha V G. 1997. Fundamentos y metodología para la identificación de plantas. Proyecto Biopacífico. Ministerio del Medio Ambiente-GfI'- PNUD, Bogotá; 1997: p. 59-145.

Malhado A C M, Malhi Y, Whittaker R J, Ladle R J, ter Steege H, Aragão L E O C, Quesada C A, Araujo-Murakami A, Phillips OL, Peacock J, Lopez-Gonzalez G, Baker T R, Butt N, Anderson L O, Arroyo L, Almeida S, Higuchi N, Killeen T J, Monteagudo A, Neill D, Pitman N, Prieto A, Salomão R P, Silva N, Vásquez-Martínez R, Laurance W F. 2009. Spatial trends in leaf size of Amazonian rainforest trees. *Biogeosciences* 6:1563-1576.

Martín-López B, Gonzales JA, Díaz S, Castro I, García-Llorente M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16 (3): 69-80. Septiembre 2007. ISBN 1697-2473.

Martínez R E. 1996. La Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias UMAN. N° 43.

Martínez R M. 2008. Grupos funcionales en, Capital Natural de México, Vol I: Conocimiento actual de la biodiversidad, CONABIO, México, pp 365-412.

McLaren J R. 2006. Effects of Plant Functional Groups on Vegetation Dynamics and Ecosystem Properties. *Arctic* Vol. 59, No. 4 (December 2006).

Ministerio del Medio Ambiente. 2002. Manual de Tratados Internacionales en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá D. C., 2002. 338 pp. www.minambiente.gov.co

del Ambiente. 2002. Estrategia nacional para la prevención y el control del tráfico ilegal de especies silvestres. Bogotá.

Ministerio de Minas y Energía. 2006. Formulación de una Iniciativa de Producción más limpia dirigido al sector de los Metales Preciosos en pequeña escala en Colombia para ser implementado a través de los Centros Ambientales Mimineros –CAMS– u otros instrumentos técnicos.

Ministerio del Trabajo –MT, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo-PNUD. 2013. Perfil Económico-Productivo, municipio de Condoto. Bogotá Colombia. www.mintrabajo.gov.co.

Ministerio de Justicia y del Derecho y la Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito-UNODC. 2016. Explotación de oro de aluvión. Evidencias a partir de percepción remota”, año 2014. Bogotá 2016.

Montenegro A L, Vargas O. 2008. Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). *Rev. Biol. Trop.*, 56(3), 1543-1556.

Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Mueller-Dombois D, Ellenberg H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley y Sons. New York.

Murcia C 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

Myster R W. 1993. Spatial heterogeneity of seed rain, seed pool, and vegetative cover on two Monteverde landslides, Costa Rica. *Brenesia*. 39-40: 137-45.

Myster R W, Fernández D S. 1995. Spatial Gradients and Patch Structure on two Puerto Rican Landslides. *Biotropica*. 27 (2): 149-59.

Nathan R C, Muller-Landau. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends. Ecol. Evol.* 15: 278-285.

Naeem S, Chapin III FS, Costanza R, Ehrlich PR, Golley Frank B, Hooper DU, Lawton JH, O'Neill RV, Mooney HA, Sala OE, Symstad AJ, D Tilman. 1999. *La Biodiversidad y el Funcionamiento de los Ecosistemas: Manteniendo los Procesos Naturales que Sustentan la Vida. Tópicos en Ecología, Traducción al español de Issues in Ecology* Publicado por Ecological Society of América (la Sociedad Norteamericana de Ecológica) Numero 4, Otoño 1999. Washington, D. C.

Pamplona G, Wilson A, Cárdenas D, Montoya D, Álvaro J. 2011. Alometría Y Crecimiento De Seis Especies Arbóreas en un Bosque de Tierra Firme en la Amazonia Colombiana. *Colombia Forestal*, vol. 14, núm. 1, pp. 9-21

Parkhurst DF, Loucks OL. 1972. Optimal leaf size in relation to environment. *Journal of Ecology* 60:505-537.

Plan Nacional de desarrollo 2014. Todos por un Nuevo país. <https://www.minagricultura.gov.co/planeacion-control-gestion>

Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Garnier E, Lavorel S, Poorter H, Jaureguiberry P, Bret-Harte M S, Cornwell W K, Craine J M, Gurvich D E, Veneklaas E J, Reich P B, Poorter

L, Wright I J, Ray P, Urcelay C, Enrico L, de Vos A C, Buchmann N, Funes G, Quétier F, Hodgson J G, Morgan H D, ter Steege H, Van der Heijden M G A, Sack L, Pausas J G, Thompson K, Blonder B, Poschlod P, Vaieretti M V, Conti G, Staver A C, Aquino S, Cornelissen J H C. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 2013, 61, 167–234.

Pickett STA., White P. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. Orlando. FL.

Pinzon L. 2013. Análisis morfo-funcional de plántulas para la selección de especies útiles en la restauración de bosques secos tropicales secundarios. Universidad Nacional Autónoma de México. Mexico. D.F.

Poorter L., Bongers L. Bongers F. 2006. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade-offs, and functional groups. *Ecology*, 87(5), 1289-1301.

Poorter L, Wright S J, Paz H, Ackerly D D, Condit R, Ibarra-Manríquez G, Harms K F, Licona J C, Martínez-Ramos M, Mazer S J, Muller-Landau H C, Peña-Claros M, Webb C O, Wright J J. 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. *Ecology* 89: 1908-1920.

Quinto M H, Cuesta N J, Mosquera S I J, Palacios H L, Peñaloza M H. 2013. Biomasa vegetal en zonas degradadas por minería en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Revista Biodiversidad Neotropical*. ISSN: 2027-8918 ed: Universidad Tecnológica del Chocó. v.3 fasc.1 p.53 - 64, 2013.

Rangel-Ch J O, Delgado C, Uribe J. 1986. Aspectos Biotipológicos y Morfoecológicos de la vegetación en Gorgona. Págs. 152-169 en: Aguirre-C & J. O. Rangel-Ch. (eds), *Biota y ecosistemas de Gorgona*. Fondo FEN-Colombia: Bogotá.

Rangel-Ch J O. 1991. *Vegetación y ambiente en tres gradientes montañosos de Colombia*. Tesis de doctorado. U. Amsterdam. *Academisch Proefschrift*. pp 322-323.

Rangel-Ch J O. 1995. La diversidad florística en el espacio andino en Colombia. Págs 187-205 en: S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn (eds.), *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests*. The New York Botanical Garden, New York

Rangel-Ch J O, Velásquez A. 1997. Métodos de estudios de la vegetación. Págs. 59-82, en: Rangel-CHJO. (ed.), *Colombia diversidad Biótica II. Tipos de vegetación en Colombia*. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Rangel-CH J O, Rivera D O. 2004. Diversidad y Riqueza de Espermatofitos en el Chocó Biogeográfico. En: JO. Rangel-Ch. (ed), Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico. Mapa 6. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Ramos-Bendaña Z S, Finegan B. 2007. Red Ecológica de Conectividad Potencial. Estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan-La Selva. Recursos Naturales y Ambiente 49:112-123.

Ramírez M G. 2010. Estudio de las comunidades de Palmas en dos regiones fitogeográficas del Chocó-Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Magister en Ciencias-Biología Línea Biodiversidad y Conservación, Universidad Nacional de Colombia.

Ramírez M G, Galeano G. 2011. Comunidades de palmas en dos bosques de Chocó, Colombia. *Caldasia* 33(2):315-329. 2011

Ramírez M G., Klinger BW y Valois CH (eds). 2016. Procesos y factores que condicionan la recuperación ecosistémica de ambientes naturales degradados por minería de oro y platino a cielo abierto en el Departamento del Chocó. Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico-Universidad Tecnológica del Chocó. Editorial Lago Impresiones Medellín-Colombia pp 28.

Raich J W, Christensen N L. 1989. Malaysian Dipterocarp forest: tree seedling and sapling species composition, and small-scale disturbance patterns. *National Geographic Research*. 5: 348-63

Restrepo C I, Aldana A M, Stevenson P R. 2016. Dinámica de bosques en diferentes escenarios de tala selectiva en el Magdalena Medio (Colombia). *Colomb. for.* vol.19 no.2 Bogotá July/Dec. 2016. <http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.2.a05>.

Reich P B, Uhl C, Walters M B, Ellsworth D S. 1991. Leaf lifespan as a determinant of leaf structure and function among 23 Amazonian tree species. *Oecologia*, 86(1), 16-24.

Rich, PM. 1987. Mechanical Structure of the Stem of Arborescent Palms. *Botanical Gazette* 148(1):42-50.

Rivera D O, Rangel-CH J O. 2012. Diversidad y Riqueza de Espermatofitos de la región caribe colombiana. En: JO Rangel-Ch (ed). 2012. Colombia Diversidad Biótica XII. La región Caribe de Colombia 923-961. Universidad Nacional de Colombia – Instituto de Ciencias Naturales Bogotá D.C.

Ruíz OEC. 2013. Impacto potencial del cambio climático en bosques de un gradiente altitudinal a través de rasgos funcionales. Tesis Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. pág.101.

Rodríguez, N, Figueroa Y, Vargas O. 2007. La búsqueda y selección de especies claves para la restauración. En. O, Vargas (ed). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia.Pp: 85-88.

Rudas G., Marcelo D., Armenteras D., Rodríguez N., Morales M., Delgado L.C. y Sarmiento A. 2007. Biodiversidad y actividad humana: relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 128 p

Sánchez C J J. 2011. Caracterización funcional de especies arbóreas relacionada con la recuperación del bosque tras el impacto del Huracán Félix, y sus implicaciones en el manejo sostenible del recurso forestal, RAAN, Nicaragua. Tesis Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. pág. 79.

Sánchez M, Giraldo R. 2013. Informe anual sobre el estado de los recursos naturales y del medio ambiente departamento del Chocó 2012. Quibdó: Contraloría General de la República

Svenning J. 1999. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. *J. Ecol.* 87: 55-65.

Sguizzatto F., Venâncio MS, Alves M N J., Luiz L J., I Pires. 2006. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. R. *Árvore*, Viçosa-MG, v.30, n.1, p.107-116, 2006.

Silva H, Acevedo E, Silva P. 2001. Anatomía del tejido fotosintético de diez taxa de *Opuntia* establecidos en el secano árido mediterráneo de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 341351.

Sociedad Peruana de Derecho Ambiental-SPDA. 2014. La realidad de la minería ilegal en países Amazonicos. <http://www.actualidadambiental.pe/wp-content/uploads/2014/06/>

Suárez-Castro A F., O L. Montenegro. 2015. Consumo de plantas pioneras por murciélagos frugívoros en una localidad de la Orinoquía colombiana. *Mastozoología Neotropical*, 22(1):125-139, Mendoza, 2015. ISSN 1666-0536

Svenning, J. 1999. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. *J. Ecol.* 87: 55-65

Scariot A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *J. Ecol.* 87: 66-76

Tafur E. Rangel-Ch J. O 2005. Caracterización preliminar de la textura foliar de la vegetación en los transectos del Tatamá (Cordillera occidental, Colombia). Págs. 661- 687 en: T. Van der Hammer, J. O. Rangel-Ch. & A. M. Cleff (eds). *Estudios de ecosistemas Tropoandinos 7*. J. Cramer, Berlín.

Tilman D. 1993. Community diversity and succession: the roles of competition, dispersal and habitat modification In Schulze, ED; HA Mooney (eds). *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, Berlin. P 327-344.

Valois CH. 2016. Sucesión primaria y ecología de la revegetación de selvas degradadas por minería en el Chocó, Colombia: bases para su restauración ecológica. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid.

Valois-Cuesta H, Martínez-Ruiz C., Urrutia-Riva Y. 2016. Formación del banco de semillas durante la revegetación temprana de áreas afectadas por la minería en un bosque pluvial tropical del Chocó, Colombia. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 65 (1): 393-404, March 2017

Valois-Cuesta H, Martínez-Ruiz C. 2016. Vulnerabilidad de los bosques naturales en el Chocó biogeográfico colombiano: actividad minera y conservación de la biodiversidad. *Bosque (Valdivia)*, 37(2), 295-305. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000200008>

Vargas, O. (2006). *En busca del bosque perdido*. Bogotá D.C.: Grupo de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias.

Vargas R O. 1997. Un modelo de sucesión-regeneración de los páramos después de quemadas. *Caldasia* 19: 331-345.

Vargas R O. 2000. Sucesión-regeneración del Páramo después de quemadas. *Caldasia* 19(1-2): 331-345

Vargas R O. 2011. Restauración ecológica: Biodiversidad y conservación. *Acta biol. Colomb.*, Vol. 16 N.º 2, 2011. 221 - 246

Vargas L, Ramírez G, Quesada Z, Valoyes Z. 2010. Diagnóstico ambiental de áreas degradadas por la minería de oro y platino en el municipio de Atrato-Chocó y diseño de alternativas de recuperación. *Bioetnia*. 2010; 7 (1): 23-37.

Venancio S, Ribeiro R. 2002. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, southeastern Brazil. *Plant Ecology* 00: 1-12.

Veneklass E. 1985. Morphological variation in leaves of three ecological different tree species from tropical rain forest. Internal communication, University of Utrecht, Holanda.

Villar R, Ruiz J, Quero J, Valladares F, Marañón T. 2004. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. In Valladares, F. ed. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid, España, EGRAF. p 191-227.

Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Bogotá: Instituto Alexander von Humboldt

Villarreal H, Álvarez-Córdoba M S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña AM. Segunda edición. 2006. 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. 236 p.

Violle C, Navas M, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E. 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos* 116: 882-892.

Vidal O, A Reif. 2011. Effect of a tourist-ignited wildfire on *Nothofagus pumilio* forests at Torres del Paine biosphere reserve, Chile (Southern Patagonia). *Bosque* 32(1): 64-76.

Walker L R. 1994. Effects of fern thickets on woodland development on landslides in Puerto Rico. *Journal of Vegetation Science*. 5: 525-32.

Walker L R. 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Ecosistemas*. 2005/1 (URL: http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=70&Id_Categoria=2&tipo=portada)

Westoby M D S, Falster A T, Moles P A, Vesk I J. 2002. Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33 : 125-159.

Werner F, Homeier J, Gradstein S. 2005. Diversity of vascular epiphytes on isolated remnant trees in the montane forest belt of southern Ecuador. *Ecotropica* 11: 21-40.

White P., Pickett S T A. 1985. Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. DOI: 10.1016/B978-0-12-554520-4.50006-X

Woodcock, DW; Shier, AD. 2002. Wood specific gravity and its radial variations: the many ways to make a tree. *Trees* 16:437–443.

Whisenant SG, Thurrow TL, Manz SJ. 1995. Initiations Autogenic Restauration on Shallow Semand Sibes. *Restauration Ecology*. 3, 61-67

Wright I J, Reich P B, Johannes H Cornelissen C, Falster D S, Garnier E, Hikosaka K, Lamont B B, Lee W, Oleksyn J, Osada N, Poorter H, Villar R Warton D I, Mark W. 2005. Assessing the generality of global leaf trait relationships. *New Phytologist* (2005) 166: 485–496. doi: 10.1111/j.1469-8137.2005.01349.x

Wright I J D D, Ackerly F, Bongers KE, Harms G, Ibarra-Manríquez et al. 2007. Relationships among key dimensions of plant trait variation in seven Neotropical forests. *Annals of Botany* 99. 1003-1015.

11. ANEXOS

Anexo A. Composición taxonómica de las áreas de muestreo

| Familia botánica | Género | Especie | 5A | 15A | 30A | B.T | Abund | Frec | |
|------------------|-----------|--|---|------------------------------------|-----|-----|-------|------|---|
| Anacardiaceae | Tapirira | <i>Tapirira sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | |
| Anonaceae | Guatteria | <i>Guatteria amplifolia Triana & Planch.</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | |
| | Anaxogera | <i>Anaxogera alleni</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | |
| Apocynaceae | Lacmellea | <i>Lacmellea speciosa Woodson</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | |
| | | <i>Anthurium formosum Schott</i> | 0 | 0 | 50 | 0 | 50 | 1 | |
| | | <i>Anthurium sp1</i> | 0 | 0 | 21 | 0 | 21 | 1 | |
| | | | <i>Anthurium sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 13 | 13 | 1 |
| | | | <i>Anthurium sp3</i> | 0 | 11 | 0 | 0 | 11 | 1 |
| | | | <i>Anthurium acatangulatum Engl</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | Anthurium | <i>Anthurium alatum Engl</i> | 0 | 0 | 5 | 2 | 7 | 2 |
| | | | <i>Anthurium baudoense Croat</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Araceae | | <i>Anthurium brownii Masters</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | | <i>Anthurium chlotocarpon sadiro</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | | <i>Anthurium redens Croat</i> | 0 | 0 | 0 | 8 | 8 | 1 |
| | | | <i>Anthurium redolens Croat</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | | Dracontium | <i>Dracontium croatii G.H. Zhu</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 |
| | | | <i>Philodendron sp</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| | | Philodendron | <i>Philodendron acutatatum Schott</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 1 |
| | | | <i>Philodendron fragantissimum (Hook.) G. Don</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | | | <i>Philodendron longirchizum M.M</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 |

| Familia botánica | Género | Especie | 5A | 15A | 30A | B.T | Abund | Frec |
|------------------|----------------|---|----|-----|-----|-----|-------|------|
| | Aiphanes | <i>Aiphanes cf bekarii</i> | 0 | 0 | 0 | 9 | 9 | 1 |
| | Asterogyne | <i>Asterogyne martiana</i> | 0 | 0 | 0 | 7 | 7 | 1 |
| | Attalea | <i>Attalea alleni</i> H.E. Moore | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 1 |
| | Bactris | <i>Bactris hondurensis</i> Standl. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Desmoncus | <i>Desmoncus cirrhiferus</i> A.H.Gentry & Zardini | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 2 |
| | | <i>Geonoma cuneata</i> Spruce | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Geonoma | <i>Geonoma sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Areaceae | | <i>Geonoma caliptrogynoide</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Mauritiella | <i>Mauritiella macroclada</i> (Burret) Burret | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 |
| | Oenocarpus | <i>Oenocarpus minor</i> Mart | 0 | 0 | 0 | 8 | 8 | 1 |
| | | <i>Oenocarpus bataua</i> (Mart.) | 0 | 0 | 5 | 0 | 5 | 1 |
| | Pholidostachys | <i>Pholidostachys dactyloides</i> H.E.Moore | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | | <i>Pholidostachys pulchra</i> H.Wendl. ex Burret | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Socratea | <i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl. | 0 | 0 | 20 | 25 | 45 | 2 |
| | Wettinia | <i>Wettinia quinaria</i> (O,F,Cook & Doyle) Burret, | 0 | 0 | 3 | 44 | 47 | 2 |
| | Welfia | <i>Welfia regia</i> H,Wendl | 0 | 0 | 9 | 16 | 25 | 2 |
| | Emilia | <i>Emilia sp</i> | 41 | 0 | 0 | 0 | 41 | 1 |
| Asteraceae | Piptocoma | <i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski | 10 | 15 | 0 | 1 | 26 | 3 |
| | Vernonia | <i>Vernonia arborescens</i> (L.) Sw | 0 | 81 | 0 | 0 | 81 | 1 |
| | | <i>Vernonia sp</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 |
| Achariaceae | Carpotroche | <i>Carpotroche longifolia</i> Benth | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Bignoniaceae | Jacaranda | <i>Jacaranda sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | | <i>Guzmania sp</i> | 0 | 0 | 9 | 0 | 9 | 1 |
| Bromeliaceae | Guzmania | <i>Guzmania lingulata</i> (L.) Mez | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | | <i>Guzmania glomerata</i> Mez & Werckle | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |

| Familia botánica | Género | Especie | 5A | 15A | 30A | B.T | Abund | Frec |
|------------------|--------------|---|-----|-----|-----|-----|-------|------|
| Burseraceae | Dacryodes | <i>Dacryodes sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Protium | <i>Protium sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Chrysobalanaceae | Licania | <i>Licania macrocarpa Cuatrec.</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Garcinia | <i>Garcinia madruno (Kunth) Hammel</i> | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 1 |
| Cluciaceae | Tovomita | <i>Tovomita sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Symphonia | <i>Symphonia globulifera</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Clusia | <i>Clusia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Costaceae | Costus | <i>Costus sp</i> | 0 | 0 | 0 | 8 | 8 | 2 |
| Cyatheaaceae | Cyathea | <i>Alsophila sp</i> | 0 | 45 | 0 | 0 | 45 | 1 |
| | Cyclanthus | <i>Cyclanthus bipartitus Poit. ex A. Rich</i> | 0 | 5 | 0 | 4 | 9 | 2 |
| Ciclantaceae | Asplundia | <i>Asplundia vagans Harling</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Evodianthus | <i>Evodianthus funifer (Poit.) Lindm</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Cyperaceae | Cyperus | <i>Cyperus luzulae (L.) Rottb.</i> | 119 | 1 | 0 | 0 | 120 | 2 |
| | Rhynchospora | <i>Rhynchospora sp</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 |
| | Scleria | <i>Scleria mitis P.J. Bergius</i> | 133 | 423 | 0 | 0 | 556 | 2 |
| Dileniaceae | Davillat | <i>Davilla aspera Benoist</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 |
| | Diliocarpus | <i>Diliocarpus sp</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| Eleocarpaceae | Sloanea | <i>Sloanea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Thibaudia | <i>Thibaudia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| Ericaceae | Cavendishia | <i>Cavendishia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Psammisia | <i>Psammisia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| Eriocaulaceae | Tonina | <i>Tonina fluviatilis Aubl</i> | 0 | 245 | 0 | 0 | 245 | 1 |
| | Croton | <i>Croton chocoanus Croizat</i> | 56 | 17 | 0 | 1 | 74 | 3 |
| Euphorbiaceae | Hyeronima | <i>Hyeronima cf oblonga (Tul.) Müll. Arg.</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Alchornea | <i>Alchornea sp</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 |

| Familia botánica | Género | Especie | 5A | 15A | 30A | B.T | Abund | Frec |
|------------------|--------------|--|-----|-----|-----|-----|-------|------|
| | Andira | <i>Andira</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Dussia | <i>Dussia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Bauhinia | <i>Bauhinia guianensis</i> Aubl. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | <i>Inga</i> sp1 | 0 | 0 | 0 | 12 | 12 | 1 |
| | | <i>Inga</i> sp2 | 0 | 0 | 0 | 11 | 11 | 1 |
| | | <i>Inga alta</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | Inga | <i>Inga acrocephala</i> Steedel | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | <i>Inga acreata</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| Fabaceae | | <i>Inga chocoensis</i> Killip ex T. Elias | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 1 |
| | | <i>Inga puntata</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Mimosa | <i>Mimosa cauta</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | <i>Mimosa pudica</i> Mill. | 126 | 2 | 0 | 0 | 128 | 1 |
| | Parkia | <i>Parkia pendula</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | Pentaclethra | <i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Swartzia | <i>Swartzia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | Vatairea | <i>Vatairea</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Gentianaceae | Chelonanthus | <i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle | 2 | 1 | 0 | 0 | 3 | 2 |
| | | <i>Columnea picta</i> H.Karst. | 0 | 3 | 24 | 2 | 29 | 3 |
| | | <i>Columnea consanguinea</i> Hanst. | 0 | 0 | 2 | 2 | 4 | 2 |
| Gesneriaceae | | <i>Columnea parviflora</i> C.V. Morton | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Glossoloma | <i>Glossoloma panamense</i> (C.V. Morton) J.L. | 0 | 0 | 6 | 1 | 7 | 1 |
| | Drymonia | <i>Drymonia serrulata</i> (Jacq.) Mart | 0 | 0 | 5 | 0 | 5 | 1 |
| Hypericaceae | Vismia | <i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & Planch | 7 | 8 | 7 | 2 | 24 | 4 |
| | | <i>Vismia macrophylla</i> Kunth | 5 | 15 | 2 | 0 | 22 | 3 |
| Lauraceae | Ocotea | <i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 |

| Familia botánica | Género | Especie | 5A | 15A | 30A | B.T | Abund | Frec |
|------------------|---------------|---|-----|-----|-----|-----|-------|------|
| | | <i>Ocotea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Grias | <i>Grias haughtii R. Knuth</i> | 0 | 0 | 5 | 4 | 9 | 2 |
| Lecythidaceae | Gustavia | <i>Gustavia superba(H.B.K)O. Berg.</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 6 | 1 |
| | Eschweilera | <i>Eschweilera sclerophylla Cuatrec.</i> | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 1 |
| Lycopodiaceae | Lycopodiella | <i>Lycopodiella cernua (L.) Pic. Serm.</i> | 375 | 241 | 0 | 0 | 616 | 2 |
| | Huberodendron | <i>Huberodendron patinoi Cuatrec.</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 6 | 1 |
| | Ochroma | <i>Ochroma pyramidale (Cav. ex Lam.) Urb</i> | 2 | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 |
| Malvaceae | Matisia | <i>Matisia castano Triana & Karst</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | Apeiba | <i>Apeiba membranacea Spruce ex. Benth.</i> | 1 | 1 | 0 | 1 | 3 | 3 |
| | Phragmoteca | <i>Phragmoteca mammosa. W. S. Alverson</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Sterculia | <i>Sterculia sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Maranthaceae | Ischnosiphon | <i>Ischnosiphon inflatus L. Andersson</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Adelobotrys | <i>Adelobotrys adscendens (Sw.) Triana</i> | 0 | 0 | 5 | 3 | 8 | 2 |
| | Aciotis | <i>Aciotis sp</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | Blakea | <i>Blakea podagrica Triana</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Bellucia | <i>Bellucia pentamera Naudin.</i> | 11 | 7 | 1 | 2 | 21 | 4 |
| | Clidemia | <i>Clidemia sericea D. Don</i> | 0 | 150 | 0 | 0 | 150 | 1 |
| | | <i>Clidemia hirta (L.) D. Don</i> | 26 | 37 | 0 | 0 | 63 | 2 |
| Melastomataceae | | <i>Conostegia sp1</i> | 0 | 0 | 8 | 0 | 8 | 1 |
| | Conostegia | <i>Conostegia sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | <i>Conostegia macrantha O. Berg ex Triana</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 1 |
| | Leandra | <i>Leandra granatensis Gleason</i> | 5 | 19 | 0 | 0 | 24 | 2 |
| | Monolena | <i>Monolena pilosiuscula L.Urbe</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | <i>Monolena cordifolia Triana</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | Miconia | <i>Miconia affinis DC</i> | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 1 |

| Familia botánica | Género | Especie | 5A | 15A | 30A | B.T | Abund | Frec |
|------------------|-----------------|--|----|-----|-----|-----|-------|------|
| | | <i>Miconia sp1</i> | 0 | 0 | 4 | 3 | 7 | 2 |
| | | <i>Miconia sp2</i> | 0 | 0 | 3 | 2 | 5 | 2 |
| | | <i>Miconia sp3</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 1 |
| | | <i>Miconia sp4</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 1 |
| | | <i>Miconia sp5</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 |
| | | <i>Miconia reducens Triana</i> | 0 | 0 | 4 | 1 | 5 | 2 |
| | | <i>Miconia nervosa (Sm.) Triana</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Nepsera | <i>Nepsera aquatica (Aubl.) Naud.</i> | 0 | 15 | 0 | 0 | 15 | 1 |
| | Ossaea | <i>Ossaea bracteata Triana</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Tessmannianthus | <i>Tessmannianthus calcaratus (Gleason) Wurdack</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | Topobea | <i>Topobea parasitica Aubl</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 1 |
| | | <i>Topobea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Triolena | <i>Triolena sp</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| Meliaceae | Trichilia | <i>Trichilia poeppigii C. DC</i> | 0 | 0 | 42 | 2 | 44 | 2 |
| | Guarea | <i>Guarea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Mirtaceae | Mirtaceae | <i>Mirtaceae sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Helycostylis | <i>Helycostylis tovarensis (Kl. &H. Karst.) O. Berg.</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 1 |
| | Maquira | <i>Maquira guianensis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Moraceae | Perebea | <i>Perebea xanthochyma H. Karst.</i> | 0 | 0 | 6 | 1 | 7 | 1 |
| | Poulsenia | <i>Poulsenia armata (Miq.) Standl.</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Sorocea | <i>Sorocea cf affinis Hemsl.</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Compsooneura | <i>Compsooneura sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| Myristicaceae | Dialyanthera | <i>Dialyanthera sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Otoba | <i>Otoba sp</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 1 |
| | Virola | <i>Virola sp</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 1 |

| Familia botánica | Género | Especie | 5A | 15A | 30A | B.T | Abund | Frec |
|------------------|--------------|--|------|-----|-----|-----|-------|------|
| Ochnaceae | Cespedesia | <i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.) | 3 | 48 | 52 | 3 | 106 | 4 |
| | Dichaea | <i>Dichaea sp1</i> | 0 | 0 | 11 | 0 | 11 | 1 |
| Orchidaceae | | <i>Dichaea humilis</i> Cogn | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Epidendrum | <i>Epidendrum nocturnum</i> Jacq. | 9 | 9 | 2 | 0 | 20 | 3 |
| | Vainilla | <i>Vainilla planifolia</i> Jacks. ex Andrews | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| Passifloraceae | Passiflora | <i>Passiflora auriculata</i> Kunth | 0 | 0 | 5 | 0 | 5 | 1 |
| | | <i>Piper confertinodum</i> (Trel. & Yunck.) M.A. Jaram. & Callejas | 0 | 0 | 0 | 6 | 6 | 1 |
| Piperaceae | Piper | <i>Piper sp</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| | | <i>Piper sp1</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 1 |
| | | <i>Piper sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Peperomia | <i>Peperomia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | Andropogon | <i>Andropogon bicornis</i> L | 1502 | 206 | 0 | 0 | 1708 | 2 |
| Poaceae | | <i>Homolepsis aturensis</i> Kunth | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | Ischaemum | <i>Ischaemum latifolium</i> (Spreng.) Kunth | 36 | 234 | 0 | 0 | 270 | 2 |
| Pteridaceae | Pityrogramma | <i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link | 787 | 379 | 6 | 40 | 1212 | 4 |
| | Amphidaysa | <i>Amphidaysa ambigua</i> Standl. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| | Borreria | <i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum. | 372 | 130 | 1 | 0 | 503 | 3 |
| | Cosmibuena | <i>Cosmibuena macrocarpa</i> (Benth.) Klotzsch ex Walp. | 3 | 18 | 7 | 0 | 28 | 3 |
| | Coussarea | <i>Coussarea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 1 |
| Rubiaceae | Faramea | <i>Faramea calophylla</i> Standl. | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | | <i>Faramea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Isertia | <i>Isertia pittieri</i> (Standl.) Standl. | 16 | 20 | 0 | 0 | 36 | 2 |
| | | <i>Psychotria officinalis</i> (Aub) Standl | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Psychotria | <i>Psychotria poeppigiana</i> Standl. | 0 | 0 | 25 | 2 | 27 | 2 |
| | | <i>Psychotria cooperi</i> Standl. | 2 | 8 | 10 | 2 | 22 | 4 |

| Familia botánica | Género | Especie | 5A | 15A | 30A | B.T | Abund | Frec |
|------------------|------------|--|----|-----|-----|-----|-------|------|
| | Palicourea | <i>Palicourea caerulea</i> (Ruíz & Pav.) Roem. & Schult. | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| | | <i>Palicourea</i> sp | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 2 |
| | Rubiaceae | <i>Rubiaceae</i> 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | | <i>Rubiaceae</i> 2 | 0 | 0 | 0 | 7 | 7 | 1 |
| Sapindaceae | Paullinia | <i>Paullinia alata</i> G. Don. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| Smilacaceae | Smilax | <i>Smilax</i> sp1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |
| | Cecropia | <i>Cecropia peltata</i> L. Dom. | 12 | 1 | 10 | 11 | 34 | 4 |
| Urticaceae | Pourouma | <i>Pourouma bicolor</i> Mart. | 3 | 1 | 2 | 12 | 18 | 4 |
| | Pilea | <i>Pilea</i> sp1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Vochiciaceae | Vochysia | <i>Vochysia ferruginea</i> Mart. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 |

Anexo B. Índice de valor de Importancia de las especies

| Especie | Áreas de muestreo | | | | Abundancias | | Frecuencias | | IVIs |
|--|-------------------|-----|-----|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5A | 15A | 30A | B.T | Ab | Abr% | Fa | Fr% | |
| <i>Tapirira sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Guatteria amplifolia Triana & Planch.</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Anaxogera alleni</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Lacmellea speciosa Woodson</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Anthurium formosum Schott</i> | 0 | 0 | 50 | 0 | 50 | 0,718597298 | 25 | 0,4048583 | 1,123455598 |
| <i>Anthurium sp1</i> | 0 | 0 | 21 | 0 | 21 | 0,301810865 | 25 | 0,4048583 | 0,706669165 |
| <i>Anthurium sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 13 | 13 | 0,186835297 | 25 | 0,4048583 | 0,591693597 |
| <i>Anthurium sp3</i> | 0 | 11 | 0 | 0 | 11 | 0,158091406 | 25 | 0,4048583 | 0,562949705 |
| <i>Anthurium acatangulatum Engl</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Anthurium alatum Engl</i> | 0 | 0 | 5 | 2 | 7 | 0,100603622 | 50 | 0,809716599 | 0,910320221 |
| <i>Anthurium baudoense Croat</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Anthurium brownii Masters</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Anthurium chlotocarpon sadiro</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Anthurium redens Croat</i> | 0 | 0 | 0 | 8 | 8 | 0,114975568 | 25 | 0,4048583 | 0,519833867 |
| <i>Anthurium redolens Croat</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Dracontium croatii G.H. Zhu</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Philodendron sp</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,028743892 | 50 | 0,809716599 | 0,838460491 |
| <i>Philodendron acutatum Schott</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Philodendron fragrantissimum (Hook.) G. Don</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Philodendron longirchizum M.M</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Aiphanes cf bekarrii</i> | 0 | 0 | 0 | 9 | 9 | 0,129347514 | 25 | 0,4048583 | 0,534205813 |
| <i>Asterogyne martiana</i> | 0 | 0 | 0 | 7 | 7 | 0,100603622 | 25 | 0,4048583 | 0,505461921 |
| <i>Attalea alleni H.E. Moore</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,057487784 | 25 | 0,4048583 | 0,462346083 |

| Especie | Áreas de muestreo | | | | Abundancias | | Frecuencias | | IVIs |
|---|-------------------|-----|-----|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5A | 15A | 30A | B.T | Ab | Abr% | Fa | Fr% | |
| <i>Bactris hondurensis</i> Standl. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Desmoncus cirrhiferus</i> A.H.Gentry & Zardini | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 0,043115838 | 50 | 0,809716599 | 0,852832437 |
| <i>Geonoma cuneata</i> Spruce | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Geonoma</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Geonoma caliptrogynoides</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Mauritiella macroclada</i> (Burret) Burret | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Oenocarpus minor</i> Mart | 0 | 0 | 0 | 8 | 8 | 0,114975568 | 25 | 0,4048583 | 0,519833867 |
| <i>Oenocarpus bataua</i> (Mart.) | 0 | 0 | 5 | 0 | 5 | 0,07185973 | 25 | 0,4048583 | 0,476718029 |
| <i>Pholidostachys dactyloides</i> H.E.Moore | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Pholidostachys pulchra</i> H.Wendl. ex Burret | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl. | 0 | 0 | 20 | 25 | 45 | 0,646737568 | 50 | 0,809716599 | 1,456454167 |
| <i>Wettinia quinaria</i> (O,F,Cook & Doyle) Burret, | 0 | 0 | 3 | 44 | 47 | 0,67548146 | 50 | 0,809716599 | 1,485198059 |
| <i>Welfia regia</i> H,Wendl | 0 | 0 | 9 | 16 | 25 | 0,359298649 | 50 | 0,809716599 | 1,169015248 |
| <i>Emilia</i> sp | 41 | 0 | 0 | 0 | 41 | 0,589249784 | 25 | 0,4048583 | 0,994108084 |
| <i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski | 10 | 15 | 0 | 1 | 26 | 0,373670595 | 75 | 1,214574899 | 1,588245494 |
| <i>Vernonia arborescens</i> (L.) Sw | 0 | 81 | 0 | 0 | 81 | 1,164127623 | 25 | 0,4048583 | 1,568985922 |
| <i>Vernonia</i> sp | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Carpotroche longifolia</i> Benth | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Jacaranda</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Guzmania</i> sp | 0 | 0 | 9 | 0 | 9 | 0,129347514 | 25 | 0,4048583 | 0,534205813 |
| <i>Guzmania lingulata</i> (L.) Mez | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Guzmania glomerata</i> Mez & Werckle | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Dacryodes</i> sp | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Protium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |

| Especie | Áreas de muestreo | | | | Abundancias | | Frecuencias | | IVIs |
|---|-------------------|-----|-----|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5A | 15A | 30A | B.T | Ab | Abr% | Fa | Fr% | |
| <i>Licania macrocarpa</i> Cuatrec. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 0,07185973 | 25 | 0,4048583 | 0,476718029 |
| <i>Tovomita</i> sp | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Symphonia globulifera</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Clusia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Costus</i> sp | 0 | 0 | 0 | 8 | 8 | 0,114975568 | 25 | 0,4048583 | 0,519833867 |
| <i>Alsophila</i> sp | 0 | 45 | 0 | 0 | 45 | 0,646737568 | 25 | 0,4048583 | 1,051595868 |
| <i>Cyclanthus bipartitus</i> Poit. ex A. Rich | 0 | 5 | 0 | 4 | 9 | 0,129347514 | 50 | 0,809716599 | 0,939064113 |
| <i>Asplundia vagans</i> Harling | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Evodianthus funifer</i> (Poit.) Lindm | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Cyperus luzulae</i> (L.) Rottb. | 119 | 1 | 0 | 0 | 120 | 1,724633515 | 50 | 0,809716599 | 2,534350115 |
| <i>Rhynchospora</i> sp | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Scleria mitis</i> P.J. Bergius | 133 | 423 | 0 | 0 | 556 | 7,990801955 | 50 | 0,809716599 | 8,800518554 |
| <i>Davilla aspera</i> Benoist | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Diliocarpus</i> sp | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Sloanea</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Thibaudia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Cavendishia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Psammisia</i> sp | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Tonina fluviatilis</i> Aubl | 0 | 245 | 0 | 0 | 245 | 3,521126761 | 25 | 0,4048583 | 3,92598506 |
| <i>Croton chocoanus</i> Croizat | 56 | 17 | 0 | 1 | 74 | 1,063524001 | 75 | 1,214574899 | 2,2780989 |
| <i>Hyeronima cf oblonga</i> (Tul.) Müll. Arg. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Alchornea</i> sp | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0,028743892 | 50 | 0,809716599 | 0,838460491 |
| <i>Andira</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |

| Especie | Áreas de muestreo | | | | Abundancias | | Frecuencias | | IVIs |
|--|-------------------|-----|-----|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5A | 15A | 30A | B.T | Ab | Abr% | Fa | Fr% | |
| <i>Dussia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Bauhinia guianensis Aubl.</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Inga sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 12 | 12 | 0,172463352 | 25 | 0,4048583 | 0,577321651 |
| <i>Inga sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 11 | 11 | 0,158091406 | 25 | 0,4048583 | 0,562949705 |
| <i>Inga alta</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Inga acrocephala Steedel</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Inga acreata</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Inga chocoensis Killip ex T. Elias</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 0,057487784 | 25 | 0,4048583 | 0,462346083 |
| <i>Inga puntata</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Mimosa cauta</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Mimosa pudica Mill.</i> | 126 | 2 | 0 | 0 | 128 | 1,839609083 | 50 | 0,809716599 | 2,649325682 |
| <i>Parkia pendula</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Pentaclethra macroloba (Willd.) Kuntze</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Swartzia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Vatairea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Chelonanthus alatus (Aubl.) Pulle</i> | 2 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0,043115838 | 50 | 0,809716599 | 0,852832437 |
| <i>Columnnea picta H.Karst.</i> | 0 | 3 | 24 | 2 | 29 | 0,416786433 | 75 | 1,214574899 | 1,631361332 |
| <i>Columnnea consanguinea Hanst.</i> | 0 | 0 | 2 | 2 | 4 | 0,057487784 | 50 | 0,809716599 | 0,867204383 |
| <i>Columnnea parviflora C.V. Morton</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Glossoloma panamense (C.V. Morton) J.L.</i> | 0 | 0 | 6 | 1 | 7 | 0,100603622 | 50 | 0,809716599 | 0,910320221 |
| <i>Drymonia serrulata (Jacq.) Mart</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 5 | 0,07185973 | 25 | 0,4048583 | 0,476718029 |
| <i>Vismia baccifera (L.) Triana & Planch</i> | 7 | 8 | 7 | 2 | 24 | 0,344926703 | 100 | 1,619433198 | 1,964359901 |
| <i>Vismia macrophylla Kunth</i> | 5 | 15 | 2 | 0 | 22 | 0,316182811 | 75 | 1,214574899 | 1,53075771 |
| <i>Ocotea cernua (Nees) Mez</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |

| Especie | Áreas de muestreo | | | | Abundancias | | Frecuencias | | IVIs |
|---|-------------------|-----|-----|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5A | 15A | 30A | B.T | Ab | Abr% | Fa | Fr% | |
| <i>Ocotea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Grias haughtii R. Knuth</i> | 0 | 0 | 5 | 4 | 9 | 0,129347514 | 50 | 0,809716599 | 0,939064113 |
| <i>Gustavia superba(H.B.K)O. Berg.</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 6 | 0,086231676 | 25 | 0,4048583 | 0,491089975 |
| <i>Eschweilera sclerophylla Cuatrec.</i> | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 0,07185973 | 25 | 0,4048583 | 0,476718029 |
| <i>Lycopodiella cernua (L.) Pic. Serm.</i> | 375 | 241 | 0 | 0 | 616 | 8,853118712 | 50 | 0,809716599 | 9,66 |
| <i>Huberodendron patinoi Cuatrec.</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 6 | 0,086231676 | 25 | 0,4048583 | 0,491089975 |
| <i>Ochroma pyramidale (Cav. ex Lam.) Urb</i> | 2 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0,043115838 | 50 | 0,809716599 | 0,852832437 |
| <i>Matisia castano Triana & Karst</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Apeiba membranacea Spruce ex. Benth.</i> | 1 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0,043115838 | 75 | 1,214574899 | 1,257690737 |
| <i>Phragmoteca mammosa. W. S. Alverson</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Sterculia sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Ischnosiphon inflatus L. Andersson</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Adelobotrys adscendens (Sw.) Triana</i> | 0 | 0 | 5 | 3 | 8 | 0,114975568 | 50 | 0,809716599 | 0,924692167 |
| <i>Aciotis sp</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Blakea podagrica Triana</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Bellucia pentamera Naudin.</i> | 11 | 7 | 1 | 2 | 21 | 0,301810865 | 100 | 1,619433198 | 1,921244064 |
| <i>Clidemia sericea D. Don</i> | 0 | 150 | 0 | 0 | 150 | 2,155791894 | 25 | 0,4048583 | 2,560650194 |
| <i>Clidemia hirta (L.) D. Don</i> | 26 | 37 | 0 | 0 | 63 | 0,905432596 | 50 | 0,809716599 | 1,715149195 |
| <i>Conostegia sp1</i> | 0 | 0 | 8 | 0 | 8 | 0,114975568 | 25 | 0,4048583 | 0,519833867 |
| <i>Conostegia sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Conostegia macrantha O. Berg ex Triana</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 0,057487784 | 25 | 0,4048583 | 0,462346083 |
| <i>Leandra granatensis Gleason</i> | 5 | 19 | 0 | 0 | 24 | 0,344926703 | 50 | 0,809716599 | 1,154643302 |
| <i>Monolena pilosiuscula L.Urbe</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Monolena cordifolia Triana</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |

| Especie | Áreas de muestreo | | | | Abundancias | | Frecuencias | | IVIs |
|---|-------------------|-----|-----|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5A | 15A | 30A | B.T | Ab | Abr% | Fa | Fr% | |
| <i>Miconia affinis</i> DC | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 0,07185973 | 25 | 0,4048583 | 0,476718029 |
| <i>Miconia sp1</i> | 0 | 0 | 4 | 3 | 7 | 0,100603622 | 50 | 0,809716599 | 0,910320221 |
| <i>Miconia sp2</i> | 0 | 0 | 3 | 2 | 5 | 0,07185973 | 50 | 0,809716599 | 0,881576329 |
| <i>Miconia sp3</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Miconia sp4</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Miconia sp5</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Miconia reducens</i> Triana | 0 | 0 | 4 | 1 | 5 | 0,07185973 | 50 | 0,809716599 | 0,881576329 |
| <i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Nepsera aquatica</i> (Aubl.) Naud. | 0 | 15 | 0 | 0 | 15 | 0,215579189 | 25 | 0,4048583 | 0,620437489 |
| <i>Ossaea bracteata</i> Triana | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Tessmannianthus calcaratus</i> (Gleason) Wurdack | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Topobea parasitica</i> Aubl | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Topobea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Triolena sp</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Trichilia poeppigii</i> C. DC | 0 | 0 | 42 | 2 | 44 | 0,632365622 | 50 | 0,809716599 | 1,442082221 |
| <i>Guarea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Mirtaceae sp</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Helycostylis towarensis</i> (Kl. & H. Karst.) O. Berg. | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,057487784 | 25 | 0,4048583 | 0,462346083 |
| <i>Maquira guianensis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Perebea xanthochyma</i> H. Karst. | 0 | 0 | 6 | 1 | 7 | 0,100603622 | 50 | 0,809716599 | 0,910320221 |
| <i>Poulsenia armata</i> (Miq.) Standl. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Sorocea cf affinis</i> Hemsl. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Compsonaura sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Dialyanthera sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |

| Especie | Áreas de muestreo | | | | Abundancias | | Frecuencias | | IVIs |
|--|-------------------|-----|-----|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5A | 15A | 30A | B.T | Ab | Abr% | Fa | Fr% | |
| <i>Otoba sp</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,057487784 | 25 | 0,4048583 | 0,462346083 |
| <i>Virola sp</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,057487784 | 25 | 0,4048583 | 0,462346083 |
| <i>Cespedesia spathulata (Ruiz. & Pav.)</i> | 3 | 48 | 52 | 3 | 106 | 1,523426272 | 100 | 1,619433198 | 3,14285947 |
| <i>Dichaea sp1</i> | 0 | 0 | 11 | 0 | 11 | 0,158091406 | 25 | 0,4048583 | 0,562949705 |
| <i>Dichaea humilis Cogn</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Epidendrum nocturnum Jacq.</i> | 9 | 9 | 2 | 0 | 20 | 0,287438919 | 75 | 1,214574899 | 1,502013818 |
| <i>Vainilla planifolia Jacks. ex Andrews</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Passiflora auriculata Kunth</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 5 | 0,07185973 | 25 | 0,4048583 | 0,476718029 |
| <i>Piper confertinodum (Trel. & Yunck.) M.A. Jaram. & Callejas</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 6 | 0,086231676 | 25 | 0,4048583 | 0,491089975 |
| <i>Piper sp</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Piper sp1</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Piper sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Peperomia sp</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Andropogon bicornis L</i> | 1502 | 206 | 0 | 0 | 1708 | 24,5472837 | 50 | 0,809716599 | 25,3570003 |
| <i>Homolepsis aturensis Kunth</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Ischaemum latifolium (Spreng.) Kunth</i> | 36 | 234 | 0 | 0 | 270 | 3,88042541 | 50 | 0,809716599 | 4,69014201 |
| <i>Pityrogramma calomelanos (L.) Link</i> | 787 | 379 | 6 | 40 | 1212 | 17,41879851 | 100 | 1,619433198 | 19,0382317 |
| <i>Amphidaysa ambigua Standl.</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Borreria latifolia (Aubl.) K. Schum.</i> | 372 | 130 | 1 | 0 | 503 | 7,229088819 | 75 | 1,214574899 | 8,443663717 |
| <i>Cosmibuena macrocarpa (Benth.) Klotzsch ex Walp.</i> | 3 | 18 | 7 | 0 | 28 | 0,402414487 | 75 | 1,214574899 | 1,616989386 |
| <i>Coussarea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0,057487784 | 25 | 0,4048583 | 0,462346083 |
| <i>Faramea calophylla Standl.</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Faramea sp</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Isertia pittieri (Standl.) Standl.</i> | 16 | 20 | 0 | 0 | 36 | 0,517390055 | 50 | 0,809716599 | 1,327106654 |

| Especie | Áreas de muestreo | | | | Abundancias | | Frecuencias | | IVIs |
|--|-------------------|-----|-----|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 5A | 15A | 30A | B.T | Ab | Abr% | Fa | Fr% | |
| <i>Psychotria officinalis</i> (Aub) Standl | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Psychotria poeppigiana</i> Standl. | 0 | 0 | 25 | 2 | 27 | 0,388042541 | 50 | 0,809716599 | 1,19775914 |
| <i>Psychotria cooperi</i> Standl. | 2 | 8 | 10 | 2 | 22 | 0,316182811 | 100 | 1,619433198 | 1,93561601 |
| <i>Palicourea caerulea</i> (Ruíz & Pav.) Roem. & Schult. | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0,043115838 | 25 | 0,4048583 | 0,447974137 |
| <i>Palicourea</i> sp | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 0,043115838 | 50 | 0,809716599 | 0,852832437 |
| <i>Rubiaceae 1</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Rubiaceae 2</i> | 0 | 0 | 0 | 7 | 7 | 0,100603622 | 25 | 0,4048583 | 0,505461921 |
| <i>Paullinia alata</i> G. Don. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Smilax</i> sp1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| <i>Cecropia peltata</i> L. Dom. | 12 | 1 | 10 | 11 | 34 | 0,488646163 | 100 | 1,619433198 | 2,108079361 |
| <i>Pourouma bicolor</i> Mart. | 3 | 1 | 2 | 12 | 18 | 0,258695027 | 100 | 1,619433198 | 1,878128226 |
| <i>Pilea</i> sp1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,014371946 | 25 | 0,4048583 | 0,419230246 |
| <i>Vochysia ferruginea</i> Mart. | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,028743892 | 25 | 0,4048583 | 0,433602192 |
| | | | | | 6958 | 100 | 6175 | 100 | 200 |

Anexo C. Medidas de posición y dispersión para rasgos funcionales calculados para los cuatro áreas de muestreo

Medidas de posición (promedio), dispersión (Coeficiente de variación), para rasgos funcionales calculados un área con 5 años de sucesión en áreas degradadas por minería de oro y platino

| Variable | Media | DE | CV | Min | Max | N |
|-----------------------------|--------|--------|--------|------|--------|----|
| Altura (m) | 1,76 | 0,79 | 45,34 | 0,4 | 3,9 | 65 |
| A_foliar (mm ²) | 163,47 | 156,59 | 96,53 | 2,16 | 525,36 | 65 |
| CFMS (mg/g) | 1,39 | 1,41 | 102,67 | 0,01 | 7,86 | 65 |
| Grosor | 0,37 | 0,12 | 33,74 | 0,2 | 0,65 | 65 |
| Esclerofilia | 30,87 | 9,45 | 30,83 | 9,52 | 53,48 | 65 |
| LMA (gr/cm ²) | 0,91 | 0,41 | 45,33 | 0,17 | 1,95 | 65 |
| Suculencia | 2,06 | 0,81 | 55,91 | 0,94 | 5 | 65 |
| DMB(g cm ⁻³) | 0,37 | 0,12 | 33,74 | 0,2 | 0,65 | 33 |
| N (mg/g) | 1,56 | 0,5 | 32,24 | 0,98 | 2,24 | 7 |
| P (mg/g) | 0,2 | 0,08 | 37,59 | 0,12 | 0,36 | 7 |

Medidas de posición (promedio), dispersión (Coeficiente de variación), para rasgos funcionales calculados un área con 15 años de sucesión en áreas degradadas por minería de oro y platino

| Variable | Media | DE | CV | Min | Max | N |
|-----------------------------|--------|--------|-------|------|--------|-----|
| Altura (m) | 2,13 | 0,98 | 46,5 | 0,1 | 5 | 107 |
| A_foliar (mm ²) | 119,26 | 100,45 | 84,63 | 5,14 | 388,68 | 107 |
| CFMS (mg/g) | 1,13 | 1,12 | 99,04 | 0,02 | 4,5 | 107 |
| Grosor | 0,5 | 0,28 | 55,58 | 0,15 | 1,53 | 106 |
| Esclerofilia | 28,86 | 9,09 | 31,66 | 7,06 | 49,76 | 106 |
| LMA (gr/cm ²) | 0,89 | 0,46 | 51,09 | 0,19 | 2,4 | 107 |
| Suculencia | 2,3 | 1,26 | 54,89 | 0,96 | 7,62 | 107 |
| DMB(g cm ⁻³) | 0,5 | 0,28 | 55,58 | 0,15 | 1,53 | 106 |
| N (mg/g) | 1,19 | 0,46 | 38,32 | 0,44 | 1,85 | 12 |
| P (mg/g) | 0,18 | 0,11 | 61,53 | 0,05 | 0,45 | 12 |

Medidas de posición (promedio), dispersión (Coeficiente de variación), para rasgos funcionales calculados un área con 30 años de sucesión en áreas degradadas por minería de oro y platino

| Variable | Media | DE | CV | Min | Max | N |
|-----------------------------|--------|--------|--------|-------|---------|----|
| Altura (m) | 8,19 | 1,86 | 22,89 | 5 | 10 | 57 |
| A_foliar (mm ²) | 836,81 | 858,48 | 103,5 | 67,27 | 3461,94 | 57 |
| CFMS (mg/g) | 6,17 | 6,47 | 105,65 | 0,52 | 33,23 | 57 |
| Grosor | 0,48 | 0,28 | 58,48 | 0,1 | 1,07 | 57 |

| Variable | Media | DE | CV | Min | Max | N |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|----|
| Esclerófilia | 28,99 | 10,18 | 35,44 | 11,59 | 52,49 | 57 |
| LMA (gr/cm ²) | 0,85 | 0,31 | 36,62 | 0,32 | 1,67 | 57 |
| Suculencia | 2,24 | 0,96 | 43,32 | 0,9 | 5,06 | 57 |
| DMB(g cm ⁻³) | 0,48 | 0,28 | 58,48 | 0,1 | 1,07 | 57 |
| N (mg/g) | 2,1 | 0,89 | 42,87 | 0,64 | 3,22 | 7 |
| P (mg/g) | 0,2 | 0,07 | 35,19 | 0,12 | 0,31 | 7 |

Medidas de posición (promedio), dispersión (Coeficiente de variación), para rasgos funcionales calculados un bosque testigo

| Variable | Media | DE | CV | Min | Max | N |
|--------------------------------|---------|----------|--------|-------|---------|-----|
| Altura (m) | 11,25 | 3,9 | 34,75 | 4 | 21 | 141 |
| A_foliar (mm ²) | 4875,29 | 10345,94 | 212,98 | 24,07 | 63210,9 | 139 |
| CFMS (mg/g) | 21,77 | 42,44 | 195,7 | 0,1 | 213,39 | 141 |
| Grosor | 0,54 | 0,2 | 37,43 | 0,16 | 1,3 | 141 |
| Esclerófilia | 34,93 | 14,41 | 41,4 | 3,75 | 91,67 | 139 |
| LMA (gr/cm ²) | 0,75 | 0,35 | 47,01 | 0,09 | 1,94 | 139 |
| Suculencia | 1,57 | 0,88 | 55,91 | 0,06 | 4,42 | 139 |
| DMB(g cm ⁻³) | 0,54 | 0,2 | 37,43 | 0,16 | 1,3 | 103 |
| N (mg/g) | 2,02 | 0,73 | 36,03 | 1,07 | 4,27 | 19 |
| P (mg/g) | 0,11 | 0,04 | 30,57 | 0,06 | 0,19 | 19 |

Anexo D. Test de Mann-Whitney para analizar diferencias entre las áreas de estudio, se muestra el valor de p para cada par contrastado con la corrección de Bonferroni

| Variables | E1:Área minera con 5 años | E2: minera con 15 años | Área E3: minera con 30 años | Área E4: Bosque testigo |
|--------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---|----------------------------------|
| Altura E1 | | | | 4,82E-30 |
| Altura E2 | 0,03977 | | | 1,09E-40 |
| Altura E3 | 6,93E-21 | 3,23E-25 | | 0,0000358 |
| Altura E4 | | | | |
| A_foliar (mm ²) E1 | | | | 0,02138 |
| A_foliar (mm ²) E2 | 1 | | | 6,03E-06 |

| Variables | E1:Área minera con 5 años | E2: Área minera con 15 años | E3: Área minera con 30 años | Área con | E4:Bosque testigo |
|-------------------|---------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------|----------------------|
| A_foliar (mm2) E3 | 5,61E-08 | 1,09E-12 | | | 0,0262 |
| A_foliar (mm2) E4 | | | | | |
| CFMS (mg/g)E1 | | | | | 0,2544 |
| CFMS (mg/g)E2 | 1 | | | | 0,000319 |
| CFMS (mg/g) E3 | 3,89E-08 | 6,79E-12 | | | 0,02128 |
| CFMS (mg/g) E4 | | | | | |
| Grosor E1 | | | 1 | 1 | 0,003308 |
| Grosor E2 | 1 | | | 1 | 0,002757 |
| Grosor E3 | 1 | 1 | | | 0,01983 |
| Grosor E4 | 0,003308 | 0,002757 | | 0,01983 | |
| Esclerofilia E1 | | | | | 0,4716 |
| Esclerofilia E2 | 0,686 | | | | 0,002978 |
| Esclerofilia E3 | 1 | 1 | | | 0,01741 |
| Esclerofilia E4 | | | | | |
| LMA (gr/cm2) E1 | | | | | 0,01172 |
| LMA (gr/cm2)E2 | 0,3825 | | | | 0,06051 |
| LMA (gr/cm2) E3 | 0,6757 | 0,708 | | | 0,0542 |
| LMA (gr/cm2)E4 | | | | | |
| Suculencia E1 | | | | | 0,000212 |
| Ssuculencia E2 | 1 | | | | 2,66E-07 |
| Suculencia E3 | 1 | 1 | | | 9,54E-06 |
| Suculencia E4 | | | | | |

| Variables | E1:Área minera con 5 años | E2: Área minera con 15 años | E3: Área minera con 30 años | Área con E4:Bosque testigo |
|-----------------|---------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|
| DMB (g cm-3) E1 | | | | 0,00000642 |
| DMB (g cm-3) E2 | 0,04001 | | | 0,01569 |
| DMB (g cm-3) E3 | 1 | 1 | | 0,6578 |
| DMB(g cm-3) E4 | | | | |
| N (mg/g) E1 | | | | 1 |
| N (mg/g) E2 | 0,3433 | | | 0,006575 |
| N (mg/g) E3 | 1 | 0,3433 | | 1 |
| N (mg/g) E4 | | | | |
| P (mg/g) E1 | | | | 0,02088 |
| P (mg/g) E2 | 1 | | | 0,3238 |
| P (mg/g) E3 | 1 | 1 | | 0,02088 |
| P (mg/g) E4 | | | | |