

EFFECTO DE LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS Y REVEGETACIÓN NATURAL SOBRE LA REHABILITACIÓN DE ÁREAS IMPACTADAS POR MINERA EN EL CHOCÓ.

EFFECT OF THE INTRODUCTION OF EXOTIC SPECIES AND NATURAL REVEGETATION ON THE REHABILITATION OF AREAS IMPACTED BY MINING IN EL CHOCÓ.

Carmen Sofía Abella Sanclemente¹, Manuel Francisco Polanco², Hamleth Valois Cuesta³.

1. Bióloga con énfasis en recursos Naturales, e-mail: abellasofia1@hotmail.com
2. Ingeniero agrónomo, PhD en Desarrollo Sostenible: Economía, Sociedad y Medio Ambiente mpolanco@umanizales.edu.co
3. Biólogo con énfasis en recursos Naturales, PhD en Conservación y Uso Sostenible de Sistemas Forestales por la Universidad de Valladolid. e-mail: hamlethvalois@gmail.com

RESUMEN

El trabajo evaluó el efecto de plantaciones de *Acacia mangium* sobre la recuperación del suelo y la vegetación en áreas impactadas por minería en el San Juan. Se seleccionaron 16 zonas mineras, 8 áreas reforestadas con *A. mangium*, y 8 en proceso de sucesión natural, entre 3 a 6 años ($n = 4$) y 10 a 15 años ($n = 4$). Se aplicó una encuesta estructurada a 50 individuos mayores de edad. La textura del suelo no mostró variaciones significativas entre localidades, pero sí entre ambientes de regeneración. El suelo de las minas revegetadas con *A. mangium* presentaron mejores condiciones nutricionales que el suelo en regeneración natural. Se registró un total de 73 especies de plantas vasculares 69 géneros y 45 familias. La riqueza y la diversidad de especies se asociaron a minas revegetadas con *A. mangium*. De manera opuesta, comunidades vegetales menos ricas, pero con alta densidad de individuos, se asociaron a minas bajo sucesión natural. Los habitantes de Condoto y Raspadura, reconocen la importancia de realizar proyecto de restauración ecológica en sus territorios como una medida de mitigar los daños ocasionados por la minería y como estrategia para recuperar la productividad en sus territorios.

Palabras claves: *A. mangium*, minería, restauración ecológica, revegetación natural.

ABSTRACT

The work evaluated the effect of *Acacia mangium* plantations on the recovery of soil and vegetation in areas impacted by mining in San Juan. We selected 16 mining areas, 8 areas reforested with *A. mangium*, and 8 in the process of natural succession, between 3 to 6 years ($n = 4$) and 10 to 15 years ($n = 4$). A structured survey was applied to 50 individuals of legal age. The texture of the soil did not show significant variations between localities, but between regeneration environments. The soil of the mines revegetated with *A. mangium* presented better nutritional conditions than the soil in natural regeneration. A total of 73 species of vascular plants were registered, 69 genera and 45 families. Species richness and diversity were associated with mines revegetated with *A. mangium*. Conversely, less rich plant communities, but with a high density of individuals, were associated with mines under natural succession. The inhabitants of Condoto and Raspadura, recognize the importance of carrying out an ecological restoration project in

their territories as a measure to mitigate the damages caused by mining and as a strategy to recover productivity in their territories.

Key words: *A. mangium*, mining, ecological restoration, natural revegetation.

1. INTRODUCCIÓN

El suelo es uno de los recursos más importantes de la naturaleza, ya que se constituye en la base de la cadena trófica, y cuyas características son el resultado de una larga evolución hasta alcanzar un equilibrio con las condiciones naturales, las cuales no incluyen la acción de las civilizaciones humanas. Es evidente que su continua y abusiva utilización por parte del hombre ha truncado su evolución y ha condicionado negativamente sus propiedades y como resultado de esto el suelo se deteriora, se degrada (Palacio 2015). La actividad minera deja los suelos compactados, con pérdida de estructura, con diferencias químicas, PH extremo y resto de metales pesados solidos (Pérez et al. 2012).

El Chocó biogeográfico colombiano es una de las regiones del mundo con mayor biodiversidad, riqueza de especies endémicas y gran potencial para la provisión de bienes y servicios ambientales a la humanidad (Gentry 1986, Forero y Gentry 1989, Rangel-Ch 2004). Además de esto, en el Chocó existen yacimientos de oro y platino que han posicionado a esta región como uno de los territorios del país con mayor demanda por parte de las empresas mineras (Andrade-C 2011, Güiza y Aristizába 2013, Valois-Cuesta-Martínez-Ruiz, 2016). En concreto, la minería auroplatínífera que se practica en el Chocó se caracteriza por la eliminación de la cobertura vegetal de los bosques nativos para posteriormente extraer los

recursos minerales del subsuelo con la ayuda de maquinaria pesada como retroexcavadoras y motobombas, que dejan a su paso un panorama de deterioro ambiental, especialmente de pérdida de suelo y vegetación de inmensas proporciones. Esta situación de deterioro ambiental junto con el potencial en materia de reserva de biodiversidad ha hecho que la región chocona sea considerada una de las zonas, a nivel global, con mayor prioridad para adelantar esfuerzos de conservación (“Hotspots”; Myers et al. 2000). En este sentido, la actividad minera en la región tiene el reto de convertirse en una actividad más sostenible con la conservación del medio ambiente.

En el Chocó, la sub-región del San Juan, ha sido tradicionalmente la más afectada por la actividad minera en los últimos años, presentando altos grados de vulnerabilidad para la pérdida de biodiversidad por la actividad minera (Valois-Cuesta & Martínez-Ruiz, 2016). Esta actividad deja grandes extensiones de bosque degradado y comunidades enteras sumidas cada vez más en la pobreza, situación paradójica dado el potencial de recursos ecosistémicos que tienen estos territorios para la producción de bienes y servicios ambientales a la humanidad, los cuales pueden ser un insumo para el desarrollo local. La comunidad de Platinero (municipio de Condoto) y Raspadura (municipio de Unión Panamericana), se ha visto fuertemente afectada, debido su gran vocación y tradición minera.

Presentándose grandes extensiones de tierras degradadas e improductivas, situación preocupante en atención a que los procesos de recuperación de los mismos son demasiado lento y estas áreas pasan más de diez años sin ningún tipo de usos productivo.

Dada la necesidad de restauración de estos territorios donde la minería ha dejado grandes pasivos ambientales, los mineros han optado por introducir la especie exótica *Acacia mangium* para recuperar las áreas que han sido intervenidas por minería, debido a la rápida capacidad de crecimiento que tiene esta especie en ambientes hostiles (Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016). Estas plantaciones una vez se establecen no se evalúan y no se sabe con suficiente rigurosidad científica que papel pueden estar cumpliendo a corto, mediano y/o largo plazo en el ámbito de la restauración y conservación de las condiciones originales de las zonas mineras reforestadas. La rehabilitación de suelos usados para la minería comprende la implementación de medidas tanto mecánicas como biológicas; entre estas últimas se han ensayado plantaciones de árboles fijadores de nitrógeno (Pérez et al. 2012). Los árboles fijadores de nitrógeno -leguminosas y actinorrizas- establecen una asociación simbiótica con microorganismos fijadores de nitrógeno del suelo, y también pueden formar simbiosis con hongos. Estas asociaciones permiten la fijación de nitrógeno atmosférico y mejoran la absorción de agua y la asimilación de nutrientes del suelo, una de las especies utilizadas es (*Acacia mangium* Wild), la cual presentan amplia capacidad de adaptación a las condiciones edafoclimáticas de las aéreas usadas para la explotación minera (Pérez et al. 2012).

Acacia mangium ayuda a aumentar la tasa de recuperación de la capa superficial del suelo y mejora la disponibilidad del mineral en el mismo (Voigtlaender et al. 2011).

Esta situación ha despertado el interés de la presente investigación, la cual tiene como objetivo evaluar el efecto de plantaciones de *Acacia mangium* Wild sobre la recuperación del suelo y la vegetación en áreas impactadas por la actividad minera (oro y platino) en la región del San Juan, Chocó, Colombia. Los resultados de esta investigación contribuirán a aumentar la producción de conocimiento científico sobre el papel (facilitador o perjudicial) que juega la introducción de la especie exótica *Acacia mangium* en los procesos de restauración ecológica de áreas afectadas por minería en el Chocó y otras regiones tropicales con condiciones biológicas y ambientales similares que son afectadas por esta actividad. Además de dar respuesta a las comunidades de Platinero y Raspadura, sobre los procesos de restauración, utilizando *Acacia mangium* o por lo contrario dejar los suelos en un proceso de sucesión natural o recuperación natural.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Biodiversidad y servicios ecosistémicos en la selva húmeda tropical

Colombia como país biodiverso, se estima que alberga 56.343 especies, de las cuales 9.153 son endémicas. Colombia se ubica en el primer lugar en biodiversidad de orquídeas y aves, en el segundo lugar de anfibios, mariposas, plantas y peces dulceacuícolas y en el tercer lugar de reptiles y palmas. El número de especies

endémicas también es significativo con 6430 plantas, 1467 Orquídeas, 367 anfibios, 311 peces y 115 reptiles (Informe de medio ambiente 2015). Como territorio megadiversos la complejidad, fragilidad y diversidad biológica se superpone con una historia y un presente social, económico y político dinámico y complejo (V. Informe de Biodiversidad 2014). Como territorios megadiversos es catalogado dentro del grupo de los 14 países que alberga el mayor índice de biodiversidad en la tierra (Andrade, 2011a), citado por (V. Informe de Biodiversidad 2014).

La biodiversidad es un componente fundamental de los ecosistemas y los servicios ecosistémicos necesarios para soportar la vida y los requerimientos humanos. A futuro, se prevé que, debido al cambio climático, el aumento de la población y la expansión de la economía mundial, bajo los actuales niveles de consumo, se podría intensificar la degradación ecosistémica y la pérdida de biodiversidad (Informe de medio ambiente 2015).

La pérdida de hábitat natural es la mayor amenaza para la Biodiversidad, los cambios en el uso y la cobertura del suelo generados por la expansión agropecuaria, la minería, infraestructura y zonas urbanas transforman la estructura y función de los ecosistemas. En Colombia otro motor que afecta las principales clases de especies es la sobreexplotación, mientras el cambio climático y la contaminación afecta especies de corales, anfibios y reptiles, esta última también a peces dulceacuícolas (Informe de medio ambiente 2015).

El Chocó biogeográfico, es reconocido a nivel mundial por su bosque húmedo

tropical con alta diversidad y endemismo de especies (Rangel-Ch 2004). Los bosques tropicales son sistemas con gran diversidad biológica, en los cuales se encuentran aproximadamente 50% de las especies terrestres (Heywood 1995). Los bosques tropicales además ofrecen servicios ecosistémicos con impacto a nivel global (Balvanera 2012). Los servicios ecosistémicos son el vínculo conceptual entre los ecosistemas, sus componentes y procesos y los beneficios que las sociedades obtienen de los ecosistemas (Boyd y Banzhaf 2007).

Los bosques tropicales albergan una gran biodiversidad que ofrezcan servicios críticos para la sociedad, los cuales están siendo constantemente modificados por decisiones de manejo procedentes de la dinámica de la misma. Las intervenciones como la restauración o los pagos financieros pueden ayudar a recuperar o mantener los servicios, pero es importante considerar las limitaciones de estos acercamientos. Sin embargo, el reto de asegurar la oferta de todos los servicios críticos que estos bosques ofrecen para el beneficio de todos los actores de las sociedades en el largo plazo (Balvanera 2012).

2.2. La minería como motor de deterioro de ecosistemas tropicales

La cobertura vegetal y boscosa, se encuentra seriamente amenazada, las múltiples causas de deforestación en Pacífico han contribuido a una rápida y continua transformación del esqueleto vegetal; situación provocada en su gran mayoría por la explotación forestal ilegal, la minería ilegal, los monocultivos, y los cultivos de uso ilícito, la ampliación de la frontera agropecuaria, entre otros. En la actualidad solo para los ecosistemas de la

reserva forestal del Pacífico (80-90% del Chocó Biogeográfico), abarcan un área total de 11.181.144,31 ha, de las cuales corresponden a ecosistemas transformados 3.762.866,08 ha y 7.418.278,23 ha de ecosistemas naturales o nativos. Al hacer un paralelo entre estas dos cifras, se observa un uso acelerado y progresivo cambio de los ecosistemas naturales del territorio, que de persistir sin ninguna planificación ponen en peligro la existencia de la biota (más de 5.430 especies de plantas, 1.716 de animales, un número indeterminado de insectos terrestres y acuáticos, un mundo inexplorado de algas microscópicas y un alto porcentaje de elementos endémicos y restringidos a la región (IIAP 2014).

El crecimiento de la demanda de materias primas producto de la internacionalización de la economía, produce hoy gran expansión de los sectores minero y energético, con importantes impactos sobre la biodiversidad. La minería representa un impulsor directo de la pérdida local de biodiversidad en los enclaves mineros, pero no se conoce su impacto acumulado, siendo evidente el deterioro en los ríos y cuencas, y los procesos de cambio de uso de la tierra y la colonización. La actividad minera de carbón y oro altera los sistemas ecológicos por la remoción de la cobertura vegetal y del suelo, desencadenando con ello otros efectos ecológicos. La proliferación de títulos mineros, en especial en zonas de interés para la conservación, ha generado movimientos ciudadanos que, hacia el futuro se prevé incluyan de manera más explícita la pérdida de la biodiversidad (Andrade & Castro 2012).

La minería a cielo abierto de oro y platino, causa numerosos impactos de

largo alcance en espacio y tiempo para todos los componentes ambientales, dado a que se contaminan las fuentes hídricas y fragmentan otros ecosistemas, además de generan cambios en la estructura y función de las comunidades bióticas; fenómeno que trae consigo total afectación de las dinámicas poblacionales de las comunidades animales propias de un lugar y sus zonas aledañas, dada la migración de ciertas especies que entran a competir por espacio y alimento con las que ya habitaban en dicho ecosistema. Los impactos de la minería a cielo abierto de oro platino, se sienten fuertemente en los grupos faunísticos terrestres especialmente grupos de hábitos estrictamente arbóreos como ranas arborícolas y lagartos, mamíferos como los perezosos que son de poca movilidad y naturaleza “tímida”, primates y aves, que a pesar de presentar alta movilidad, igualmente dependen exclusivamente del recurso vegetal, el cual les brinda disponibilidad de hábitat, que es vital en los procesos de alimentación y reproducción de estos grupos (Quesada 2015).

2.3. Teoría de la sucesión ecológica

La sucesión ecológica es una serie de cambios progresivos en las especies que componen una comunidad a lo largo del tiempo. Los ecólogos generalmente identifican dos tipos de sucesión, que se distinguen por su punto de partida: En la sucesión primaria y la sucesión secundaria (Khan Academia 2018).

La sucesión primaria es el proceso de desarrollo del ecosistema en superficies estériles donde las perturbaciones severas han eliminado la mayoría de los vestigios de la actividad biológica. Incluye el desarrollo de sistemas complejos de

simples bióticos y abióticos. La sucesión primaria comienza cuando las plantas, los animales y los microbios colonizan nuevas superficies. El proceso está influenciado por las condiciones locales, el contexto y el historial del sitio. Todas las superficies nuevas están inicialmente desprovistas de vida, por lo que la sucesión primaria ha sido crucial a lo largo de la historia de la tierra. Hoy, todas las comunidades de plantas, animales y suelos son el resultado de una sucesión primaria (Walker & Del Moral 2003).

La sucesión secundaria se define como aquel proceso mediante el cual la vegetación leñosa vuelve a crecer en un sitio deforestado (Guariguata & Kattan 2002). La sucesión secundaria en el bosque húmedo y lluvioso tropical puede ser visualizada, entonces, como un proceso "continuo", que parte de una etapa inicial en la que los factores más importantes son aquellos que gobiernan el proceso de colonización del sitio (p. ej., tipo de sustrato, momento de arribo de las semillas, presencia de semillas viables en el suelo, presencia de rebrotes, acción del fuego), hasta llegar a etapas más avanzadas en las que la habilidad competitiva de las especies y su tolerancia a las condiciones ambientales (determinadas básicamente por la tasa de crecimiento, la longevidad, el tamaño máximo al llegar a la madurez y el grado de tolerancia a la sombra) son las que tienden a dictar los patrones de reemplazo de especies (Walker & Chapín 1987), citado por Guariguata & Kattan 2002).

La sucesión Ecológica según González 2013, se basa en varias teorías: según la teoría clásica que postuló Clemens en 1916, es un proceso determinista, que se da de modo convergente a partir de estados iniciales diversos, llegando a

estados finales análogos que solo dependen del clima general y, en algún caso, de la geología. El resultado es, por tanto, predecible. Desde este punto de vista, la consecuencia es la consideración de que la vegetación conforma series concretas constituidas por un conjunto determinado de etapas. Para lo cual se presenta en varias etapas: Fase de activación: tras una perturbación, se libera un nuevo espacio disponible, Fase de edificación: colonización y establecimiento, Fase de estabilización: complejidad progresiva de la comunidad.

Esta teoría fue un dogma durante muchos años. Después, los ecólogos empiezan a hablar de lo contrario: la teoría de Gleason indica que no existen comunidades predecibles, porque cada individuo evoluciona de forma individual, y posteriormente se organizan las comunidades. Hoy en día se habla de un equilibrio entre estas dos teorías extremas: si las condiciones ambientales son estables, la teoría de Clemens puede ser cierta y la evolución de la vegetación se produce en secuencias parecidas y predecibles. Pero si las condiciones son cambiantes, es más difícil predecir la evolución del colectivo. De otra parte, está la Teoría de la complejidad: los sistemas complejos están formados por unidades complejas, las propiedades de un sistema complejo no se explican solo mediante suma de las partes, sino que se dan propiedades emergentes, esas propiedades emergentes derivan de las interacciones entre las partes del sistema, las interacciones entre las partes varían en función de cualquier tipo de cambio (ambiental, taxonómico) dando lugar a resultados diferentes. La sucesión no está determinada (González 2013).

2.4. Teoría de la restauración ecológica

La Restauración Ecológica: busca restablecer el ecosistema degradado a una condición similar al ecosistema perturbado, respecto a su composición, estructura y funcionamiento. Además, el ecosistema resultante debe ser un sistema autosostenible y debe garantizar la conservación de especies, del ecosistema en general, así como de la mayoría de sus bienes y servicios (Plan de Restauración, 2015).

La ecología de la restauración está experimentando un rápido crecimiento como disciplina académica; la cual, ha sido más botánica, más experimental y más centrada en estudios de población, comunidad y ecosistemas. También uso las tendencias documentadas en la población, el uso de la tierra y la conciencia de la biodiversidad para sugerir que en el futuro la restauración ecológica tendrá un papel cada vez más importante en la conservación de la biodiversidad (Young 2000).

La ecología de la restauración tiene en su núcleo la suposición de que muchas fuerzas de degradación son temporales, y que una cierta proporción de la pérdida de hábitat y la disminución de la población es recuperable. Por supuesto, las extinciones son para siempre y es probable que muchas pérdidas de hábitat no se recuperen. Tales pérdidas son cada vez más prevenibles e inexcusables; es así, que busca reparar lo que puede repararse y garantizar el destino futuro de los hábitats y las poblaciones que sobreviven, independientemente de si se vieron amenazados previamente (Young 2000).

2.5. Teoría de la facilitación

La facilitación describe interacciones entre especies que benefician al menos a uno de los participantes sin causar daño a ninguno de ellos. La facilitación puede caracterizarse como mutualista, en la que ambas especies se benefician, o comensalita, en la cual una especie se beneficia sin perjudicar a la otra. Buena parte de la teoría ecológica clásica (p. ej., la selección natural, la separación de nicho, y la dinámica de metapoblación) se ha centrado en interacciones negativas como depredación y competencia, sin embargo, más recientemente la investigación en ecología se está centrando en relaciones positivas (de facilitación) (Stachowicz 2001), (Bruno et al 2003).

Las facilidades incluyen relaciones estrechamente evolucionadas, mutuamente obligadas, así como interacciones facultativas mucho más flexibles. Por ejemplo, muchas especies modifican el entorno local y facilitan las especies vecinas simplemente a través de su presencia. Los árboles arrojan sombra en el suelo del bosque, alterando la luz y los regímenes de humedad. Otras facilidades más íntimas incluyen polinizadores y dispersores de semillas, que son cruciales para la reproducción y dispersión de muchas especies de plantas. Algunos mutualismos implican la mezcla física de dos especies a lo largo de gran parte de su historia de vida: los líquenes son asociaciones entre algas y hongos; los corales son asociaciones entre un cnidario y un dinoflagelado; muchas plantas terrestres tienen bacterias u hongos simbióticos que mejoran la absorción de nutrientes o agua (Bruno et al 2003). Así mismo se plantea que las densidades y distribuciones de las plantas pueden ser

incrementadas tanto por facilitadores de plantas como de animales que reducen la herbívora Wilson et al 1992). Por ejemplo, la dispersión de frutos y semillas facilitada por los animales puede aumentar la distribución de las plantas (Chambers et al 1994).

3. METODOLIGIA

3.1. Área de estudio

La investigación se realizó en dos localidades, Raspadura perteneciente al municipio de Unión Panamericana y Condoto, departamento del Chocó, Colombia. Raspadura y Condoto pertenecen a la subregión del San Juan, se caracterizan por una selva pluvial tropical la cual se caracteriza por presentar una temperatura media de 28 °C, una precipitación anual entre 4000 y 8000 mm y una humedad relativa superior al 80 % (Poveda et al. 2004). Estos territorios son ancestralmente habitados por comunidades negras e indígenas principalmente. La actividad económica más importante en esta zona del departamento es la minería y en menor escala la agricultura de subsistencia.

3.2 Métodos

3.2.1 Diseño de Investigación

El proyecto de investigación “efecto de la introducción de especies exóticas y revegetación natural sobre la rehabilitación de áreas impactadas por minera en el Chocó, Colombia.”. Es un tipo de investigación descriptiva, porque va permitir describir un fenómeno y sus componentes, definir las variables y medirlas.

3.2.1. Enfoque de Investigación.

Se ubica dentro del enfoque cuantitativo y cualitativo, mediante el cual se describe, analiza y experimenta sobre los hechos y fenómenos el objeto del estudio que rodean al problema detectado.

Los instrumentos y técnicas utilizados en la recolección de la información fueron:

- Visitas de campo a las localidades de Platinero (Condoto) y Plan de Raspadura (Unión Panamericana), donde se realizaron los muestreos de tomas de muestras de plantas y de suelo.
- Se realizaron 50 encuestas donde se determinó la percepción que tienen los habitantes del área de estudio, en términos de sus condiciones económicas, el uso del suelo, su conciencia ambiental e interés de cambiar a un tipo de explotación de sus recursos naturales que sea más amigable con el medio ambiente.

3.2.3. Selección de sitios y escenarios de muestreo

Se seleccionaron 16 áreas (< 1 ha) con características similares de aprovechamiento minero (minería a cielo abierto con uso de retroexcavadoras) pero sometidas a diferentes tipos de revegetación (minas reforestadas con *A. mangium* y minas en sucesión natural) tras el cese de la actividad minera así: un primer escenario constituido por ocho áreas mineras que fueron reforestadas con *A. mangium* (4 en Raspadura y 4 en Condoto) y un segundo escenario con el mismo número de áreas mineras (4 en Raspadura y 4 en Condoto) pero en este caso, se trató de áreas mineras en proceso de sucesión natural. Todos los predios mineros vinculados a los escenarios de muestreo tenían entre 10 y 12 años de

abandono después de haber sido revegetados con *A. mangium* o dejados revegetar pasivamente. Esta información fue suministrada por los representantes legales de los Consejos Comunitarios y habitantes de las comunidades en el área de estudio.

3.2.4. Muestreos de vegetación

En cada una de las 16 áreas seleccionadas, se estableció una parcela de 2×50 m (es decir, 4 parcelas = 400 m^2 para cada tipo de revegetación y localidad). En cada una de las parcelas, se registró el número total de individuos de las especies presentes, excluyendo los individuos de las plantaciones de *A. mangium* ya establecidas, para el caso del escenario que involucra a esta especie como factor de tratamiento.

El material vegetal recolectado se identificó hasta el nivel de especie, haciendo uso de literatura especializada (Gentry 1996, Mahecha 1997, Rangel et al. 2004), por confrontación con ejemplares depositados en los herbarios CHOCÓ (Universidad Tecnológica del Chocó). Todas las muestras recolectadas se depositaron en el Herbario CHOCÓ y su clasificación se basó en los trabajos del grupo de filogenética de angiospermas (APG III) (APG III 2009, Chase y Reveal 2009, Haston et al. 2009).

3.2.5. Muestreo de suelo y análisis de las propiedades físicas y químicas

Dentro de cada parcela de 2×50 (100 m^2) donde se realizaron los inventarios florísticos, se recolectó una muestra de suelo que estuvo compuesta por la mezcla de 10 sub-muestras tomadas de 10 puntos diferentes dentro de la parcela. En total se

recolectaron 16 muestras de suelo, es decir 4 réplicas para cada tipo de revegetación y localidad. Cada una de las muestras de suelo se analizó sobre la base de los siguientes parámetros y métodos: textura (método Bouyoucos), capacidad de intercambio catiónico efectiva (CIC ef a saturación con acetato de amonio; método cuantificación: volumétrico), pH (método extracción: suelo/agua (1:1); método cuantificación: potenciométrico), Al, Mg, K, Ca (método de extracción con Acetato de Amonio 1N y pH 7; método cuantificación: Absorción Atómica), P (método extracción: B-Bray II; método cuantificación: empleando como reductor ácido ascórbico), MO (método extracción: B-Walkley Black por oxidación húmeda; método cuantificación: volumétrico), N total (método Kjeldhal).

3.2.6. Percepción de las comunidades sobre la minería y la restauración en su territorio

El éxito de un proyecto de restauración debe involucrar a los actores comunitarios para su sostenibilidad, por lo tanto, con el fin de generar bases para el desarrollo e implementación de modelo de manejo de suelos degradados por minería y fomentar la sostenibilidad de los proyectos de restauración con miras al desarrollo sostenible local, se determinó la percepción que tienen los habitantes del área de estudio, en términos de sus condiciones económicas, el uso del suelo, su conciencia ambiental e interés de cambiar a un tipo de explotación de sus recursos naturales que sea más amigable con el medio ambiente. En este caso, se aplicó una encuesta estructurada a 50 habitantes mayores de edad.

3.3. Análisis de la información

Para efectos de los análisis de vegetación, se consideró como comunidad vegetal cada unidad de 400 m² conformada por la combinación entre cada tipo de revegetación (plantación de acacia o sucesión natural) y la localidad (Raspadura o Condoto); por lo tanto, se dispuso de 4 parcelas (réplicas) de 2 × 50 m (100 m²) por comunidad (n = 8 comunidades).

En cada comunidad vegetal se estimó la riqueza de especies de plantas leñosas mediante el empleo de los estimadores de la riqueza Chao1 (ecuación 1) y ACE (ecuación 2), y la diversidad mediante los índices de Shannon (ecuación 3) (Colwell 2013). El peso ecológico para cada especie en cada comunidad fue calculado con el Índice de Valor de Importancia Ecológica Simplificado (IVIs) (Ramírez 2006). Este índice se estima sumando la abundancia relativa (abundancia absoluta de la especie dividida por la suma de las abundancias absolutas de todas las especies) y la frecuencia relativa (frecuencia absoluta de la especie dividida entre el sumatorio de todas las frecuencias absolutas de las especies) de cada especie: (IVIs = [densidad relativa + frecuencia relativa]). La abundancia absoluta para cada especie se calcula como la suma de todos los individuos de una especie encontrados y la frecuencia absoluta se calcula como la suma del número de parcelas de cada comunidad donde se halló la especie (Ramírez 2006, Villareal et al. 2006).

$$S_{\text{chao1}} = S_{\text{obs}} + \left(\frac{n-1}{n}\right) \frac{F_1 (F_1 - 1)}{2 (F_2 + 1)} \quad (1)$$

Dónde: S_{obs} es el número de especies observadas, F_1 número de especies

representadas por un individuo y F_2 número de especies representadas por dos individuos en la muestra (n).

$$S_{\text{ace}} = S_{\text{abund}} + \frac{S_{\text{raras}}}{C_{\text{ace}}} + \frac{F_1}{C_{\text{ace}}} \gamma_{\text{ace}}^2 \quad (2)$$

Dónde: S_{abund} es el número de especies abundantes, S_{raras} es número de especies raras, F_1 número de especies representadas por un individuo y C_{ace} es la estimación de la cobertura de la muestra basada en datos de abundancia.

$$H = - \sum P_i \ln p_i \quad (3)$$

Dónde: P_i es la abundancia proporcional de la especie i . Este índice asume que todas las especies están representadas en la muestra y que todos los individuos fueron muestreados al azar.

Se empleó la prueba Chi-cuadrado para detectar diferencias estadísticas en el número de individuos, especies, géneros y familias entre comunidades vegetales. Por su parte, las diferencias estadísticas entre comunidades en los valores promedio de importancia de ecológica se evaluaron con una ANOVA de dos vías. El modelo incluyó las interacciones entre los niveles de los factores (tipo de revegetación × localidad). En aquellos casos donde los resultados de la ANOVA fueron significativos, se aplicó la prueba de Tukey para contrastes a posteriori entre los niveles de los factores.

Con el fin de explorar diferencias en la composición florística de los inventarios realizados en cada comunidad, se llevó a cabo un análisis de correspondencia (DCA) usando los valores de abundancia de cada especie. De manera complementaria, se estimaron los índices

de diversidad beta de Jaccard y Sonrensen y sus estimadores probabilísticos propuestos por Chao et al. (2005). Para evaluar diferencias entre las comunidades en las propiedades físicas y químicas del suelo se realizó una prueba de Kruskal-Wallis. Además, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para explorar las relaciones entre las comunidades vegetales y las variables de la vegetación y suelo en ellas.

Para la estima Figura 4. Plantaciones de *A. mangium*, en áreas degradadas por minería, las zonas de raspaduras y platinero, la riqueza y la diversidad de las comunidades vegetales se usó el programa Estimates versión 9 (Colwell 2013). El ACP y el DCA se realizaron con el programa CANOCO versión 4.5 (Ter Braak & Šmilauer 2002). El resto de pruebas estadísticas se realizó en el entorno de programación R (R Core Team 2012).

4. RESULTADOS

4.1. Efecto sobre las propiedades del suelo

El análisis aplicado al conjunto de variables físicas y químicas del suelo que fue recolectado en parcelas experimentales en minas revegetadas con *A. mangium* y en minas en sucesión natural, reveló que la textura del suelo no mostró variaciones significativas entre localidades, pero si entre ambientes de regeneración; en este sentido, el porcentaje de arena y limos fue mayor en los suelos de las minas revegetadas con *A. mangium* que en las minas en regeneración natural (Tabla 1). Al aplicar un análisis de componentes principales (ACP) en el conjunto de parcelas se constató que además de lo anterior, el

suelo de las minas revegetadas con *A. mangium* presenta mejores condiciones nutricionales (mayor cantidad de N-NH₃, Mg, Ca P, K, y CICef,) que el suelo de las minas en regeneración natural. Sin embargo, estas diferencias no fueron independientes de la localidad, ya que las parcelas experimentales muestreadas en Condoto se agruparon en el extremo derecho del ACP, donde se asocian a mayores valores de nutrientes, que aquellas muestreadas en Raspadura, indistintamente del tipo de revegetación (Figura 4).

Tabla 1. Parámetros edáficos medidos en minas revegetadas con *A. mangium* y en minas en sucesión natural en Condoto y Raspadura, Chocó, Colombia.

Variables	Unidades	Tipo de ambiente						Mann-Whitney	P
		Minas con <i>A. mangium</i>			Minas en sucesión natural				
		Condoto	Raspadura	Global	Condoto	Raspadura	Global		
Arena	%	81,0±3,70	80,0±2,8	80,5±2,16a	77,5±3,20a	50,5±3,59b	64,0±5,57b	11	0,03
Limo	%	14,5±2,50	15,0±2,08	14,8±1,51a	18,0±1,41a	26,5±1,50b	22,3±1,87b	8	0,01
Arcillas	%	4,50±1,50	5,00±1,29	4,8±0,92	4,50±1,89	23,0±2,38	13,8±3,77	17,5	0,13
pH	dS m ⁻¹	4,80±0,04	4,78±0,18	4,79±0,09	4,80±0,18	4,35±0,14	4,58±0,14	18,5	0,16
MO	cmolc kg ⁻¹	0,65±0,05	1,11±0,17	0,88±0,12	0,64±0,19	1,11±0,48	0,87±0,25	25	0,49
Aluminio	cmolc kg ⁻¹	1,03±0,10	1,20±0,15	1,11±0,09	0,95±0,26	2,05±0,23	1,50±0,26	20	0,22
Calcio	cmolc kg ⁻¹	0,95±0,31	0,17±0,07	0,56±0,21	1,24±0,35	0,09±0,01	0,67±0,27	31	0,95
Magnesio	cmolc kg ⁻¹	0,98±0,24	0,20±0,05	0,59±0,18	0,70±0,27	0,47±0,13	0,58±0,14	28	0,71
Potasio	cmolc kg ⁻¹	0,04±0,00	0,08±0,03	0,06±0,02	0,09±0,02	0,05±0,00	0,07±0,01	23,5	0,32
CICef	meq/100g	3,00±0,51	1,68±0,22	2,34±0,36	3,00±0,28	2,65±0,29	2,83±0,20	18,5	0,17
Fósforo	mg kg ⁻¹	14,3±0,85	8,00±1,08	11,1±1,34	24,8±3,50	9,00±0,58	16,9±3,40	21	0,26
N-NH ₃	mg kg ⁻¹	1,85±0,68	0,68±0,19	1,26±0,39a	0,35±0,03	0,30±0,00	0,33±0,02b	7	0,006
N-NH ₄	mg kg ⁻¹	8,00±0,00	19,8±4,85	13,9±3,16	10,3±1,31	12,8±0,85	11,5±0,87	28	0,7

0,002), con valores máximos en las minas con revegetación natural ($8,3 \pm 1,29$) y mínimos en las minas revegetadas con *A. mangium* ($5,4 \pm 0,67$). No se pareció interacción estadísticamente significativa entre los niveles de los factores tipo de revegetación \times localidad ($F_{1,118} = 1,51$; $P = 0,22$) (Figura 6, Anexo 1). Al respecto, las curvas de rango-abundancia haciendo uso de los valores de importancia ecológica de las especies, indicó que independientemente de la localidad estudiada, las comunidades vegetales que subyacen en las minas revegetadas con *A. mangium* son más ricas en especies y muestran un patrón de distribución de importancia ecológica más equitativo que las comunidades que crecen bajo sucesión natural, las cuales muestran menor riqueza de especies y un patrón de distribución con pocas especies altamente dominantes (comunidades poco equitativas) (Figura 7).

4.3. Efecto sobre la composición florística

El análisis multivariante tipo DCA, aplicado sobre la matriz de abundancias de las especies, indicó que existen claras diferencias en composición florística entre las comunidades vegetales de las minas revegetadas con *A. mangium* y aquellas bajo sucesión natural. Al respecto, la mayoría de las parcelas ubicadas en las minas plantadas con *A. mangium* se ubican en el extremo izquierdo del primer eje del DCA, claramente separadas de las parcelas de las minas en sucesión natural, que se agrupan en el extremo opuesto (Figura 8), lo cual sugiere baja similaridad en los ensamblajes de especies que subyacen en las minas revegetadas con *A. mangium* y aquellas revegetadas naturalmente.

Al evaluar la similaridad florística con base en el número de especies comunes se evidenció que la proporción de especies que comparten las comunidades fue menor inferior a 40 % en todas las comparaciones posibles entre las comunidades evaluadas, indicando baja similaridad florística entre las comunidades (Tabla 2). Al analizar los inventarios florísticos con los índices de diversidad beta de Jaccard y Sonrensen y sus estimadores probabilísticos (\hat{J}_{abd} y \hat{S}_{abd}), se corroboran los resultados aportados por el DCA (Figura 8) y el análisis de especies compartidas (Tabla 3). En concreto, los índices también muestran cómo la composición florística entre las comunidades de las minas revegetadas con *A. mangium* y las minas en regeneración natural difiere, especialmente cuando se ubican en localidades diferentes. Al respecto, las comunidades vegetales dentro de una misma localidad presentan mayor similaridad florística que comunidades ubicadas en localidades distintas, especialmente si se comparan ensamblajes sometidos a distintos tipos de revegetación (Figura 9).

Figura 5. Análisis de componentes principales (ACP) que relaciona las propiedades de la estructura biológica en minas revegetadas con *A. mangium* y minas bajo en condiciones de sucesión natural. Abreviaturas como en la figura 5.

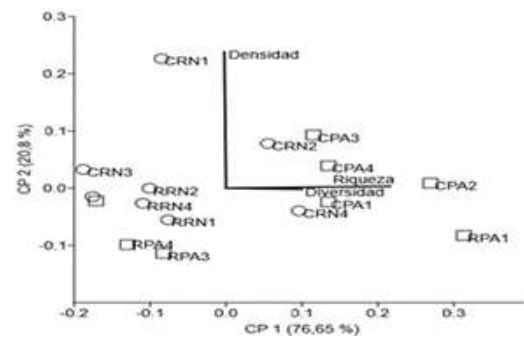


Tabla 2. Estructura biológica de la vegetación en minas revegetadas con *A. mangium* y minas en sucesión natural en Raspadura y Condoto, Chocó, Colombia.

Localidad	Densidad	Riqueza					Diversidad
	N° individuos	Familias	Géneros	Especies	ACE	CHAO1	Shannon
Plantación <i>A. Mangium</i>							
Raspadura	1075	21	27	33	37	36	2,45
Condoto	1377	28	37	41	56	45	2,81
	74,1***	3,1ns	4,3*	1,7ns	12,2***	2,1ns	
Global	2443	32	45	59	65	65	3,06
Sucesión natural							
Raspadura	1221	11b	17	18	18	18	2,01
Condoto	1568	23	28	30	30	30	2,49
	85,8***	12,2*	5,9*	6,3*	6,3*	6,3*	
Global	2789	24	36	40	40	40	2,59
Efecto del TR	45,4***	2,3ns	1,9ns	10,1**	19,5***	19,5***	

Figura 6. Efecto del tipo de revegetación sobre los valores de importancia ecológica de las especies en minas de Condoto y Raspadura, Chocó, Colombia

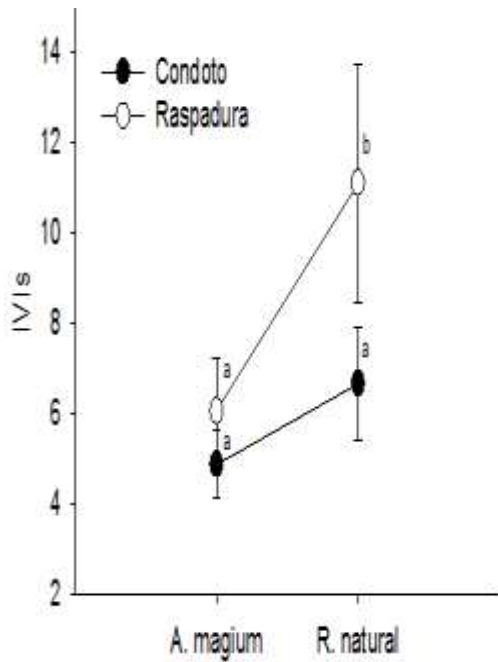


Figura 7. Curvas de rango-abundancia, usando los valores de importancia ecológica de las especies (IVIs), de las comunidades vegetales subyacente en minas revegetadas con *A. mangium* en Condoto (A) y Raspadura (C), y bajo sucesión natural en estas mismas localidades (Condoto B, Raspadura D).

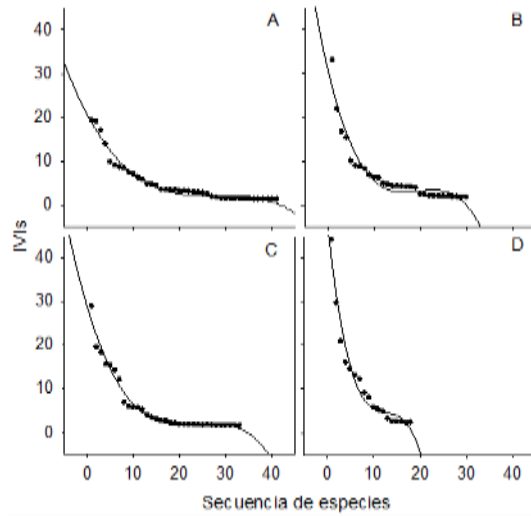


Figura 8. Análisis DCA para los dos primeros ejes, con los datos abundancia de todas las especies presentes en las comunidades vegetales de las minas revegetadas con *A. mangium* y bajo sucesión natural en Condoto y Raspadura, Chocó, Colombia.

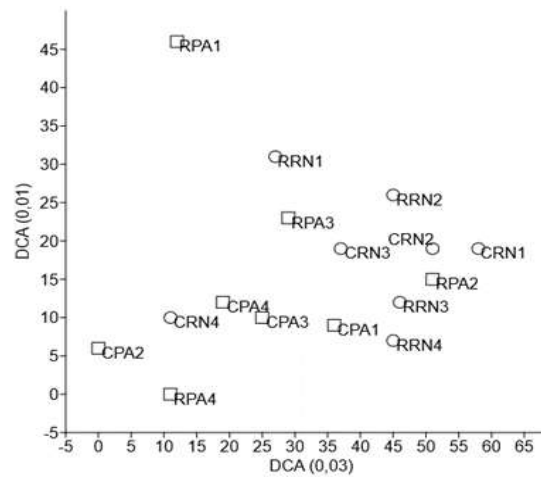


Figura 9. Similitud florística entre comunidades de plantas que crecen espontáneamente en minas revegetadas con *A. mangium* y bajo sucesión natural en Raspadura y Condoto, Chocó, Colombia.

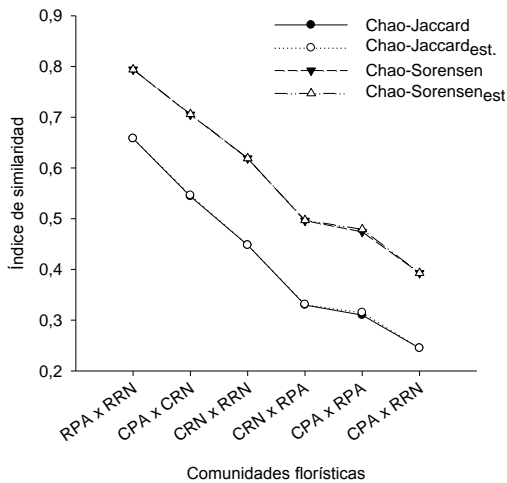


Tabla 3. Especies comunes entre parcelas ubicadas en minas en minas revegetadas con *A. mangium* y minas en sucesión natural en Raspadura y Condoto, Chocó, Colombia.

Comunidad florística 1		Comunidad florística 2		Nº de especies			Similitud florística (> 50 %)	
Tipo de revegetación	Localidad	Tipo de revegetación	Localidad	Total	Comunes (%)	X ²	P	
<i>A. mangium</i>	Condoto	Sucesión natural	Condoto	52	19 -36,5	3,25	0,96	
<i>A. mangium</i>	Condoto	<i>A. mangium</i>	Raspadura	59	15 -25,4	13,2	0,99	
Sucesión natural	Condoto	Sucesión natural	Raspadura	51	8 -15,7	22,7	0,99	
Sucesión natural	Condoto	<i>A. mangium</i>	Raspadura	54	9 -16,7	22,6	0,99	
Sucesión natural	Condoto	Sucesión natural	Raspadura	40	8 -20	13,2	0,99	
<i>A. mangium</i>	Raspadura	Sucesión natural	Raspadura	42	9 -21,4	12,5	0,99	
<i>A. mangium</i>		Sucesión natural		73	26 -35,6	5,47	0,99	

A pesar de las diferencias en composición florística (Tabla 3, Figuras 8 y 9), la vegetación prevalente en las comunidades evaluadas se caracterizó por la presencia de especies herbáceas y arbustivas como *Lycopodiella cernua*, *Andropogon bicornis*, *Dicranopteris flexuosa*, *Clidemia sericea*, *Pityrogramma calomelanos*, *Cespedesia spathulata*, *Mimosa púdica*, *Miconia reducens* y *Miconia capitellata* (Anexo 1).

Sin embargo, las comunidades varían en la configuración (orden de representatividad de las especies dentro de su comunidad > a 5 %) de sus comunidades vegetales dependiendo del tipo de revegetación y la localidad donde se encuentren. Por ejemplo, la comunidad florística subyacente en minas de Condoto que fueron revegetadas con *A. mangium*, se caracteriza por la dominancia de *Spermacoce alata* (IVIs = 9,7 %), *Andropogon bicornis* (9,6 %), *Pityrogramma calomelanos* (8,5 %) y *Paspalum conjugatum* (6,9 %); mientras que en esa misma localidad, las minas sometidas a regeneración natural mostraron asociaciones vegetales con dominio principal de por *Andropogon bicornis* (16,5 %), *Lycopodiella cernua* (10,9 %), *Pityrogramma calomelanos* (8,4 %), *Mimosa pudica* (7,7 %) y *Erechtites hieracifolia* (5,1 %). Por su parte, en Raspadura, la comunidad florística de las minas revegetadas con *A. mangium* estuvieron representadas principalmente por *Lycopodiella cernua* (14,5 %), seguida de *Andropogon bicornis* (9,8 %), *Clidemia sericea* (9,2 %), *Becquerelia cymosa* (7,8 %), *Dicranopteris flexuosa* (7,7 %), *Cespedesia spathulata* (7,2 %) y *Miconia reducens* (6,1 %); y la comunidad florística en minas en sucesión natural estuvieron dominadas fisionómicamente por *Lycopodiella cernua* (22,1 %), *Andropogon bicornis* (14,8 %), *Dicranopteris flexuosa* (10,4 %), *Xyris jupicai* (8,0 %), *Cyperus laxus* (7,3 %), *Cespedesia spathulata* (6,6 %) y *Miconia capitellata* (6,1 %).

En general, independientemente de la localidad, las comunidades vegetales variaron en la configuración de sus asociaciones vegetales según el tipo de

revegetación al que hayan sido sometidas las minas, así, las minas revegetadas con *A. magium* en conjunto presentan un tipo de asociación vegetal representado mayoritariamente por *Andropogon bicornis* (9,7 %), *Lycopodiella cernua* (9,1 %) y *Clidemia sericea* (6,2 %), mientras que las minas bajo sucesión natural son dominadas en orden de importancia por *Lycopodiella cernua* (16,5 %), *Andropogon bicornis* (15,7 %) y *Dicranopteris flexuosa* (5,2 %).

4.4. Percepción de las comunidades sobre minería y restauración

La mayoría (72 %) de los habitantes entrevistados perciben la minería que se realiza en su territorio como una actividad que contribuye de manera importante al desarrollo económico de su comunidad, teniendo en cuenta que los municipio de Condoto y Unión panamericana, su principal actividad económica es la minería, sus pobladores manifiestan que la situación de persecución que sufren por parte de la fuera publica, en la quema de los estables mineros se han visto fuertemente afectados colocando en riesgo su sustento diario; donde el 74 % de ellos manifestaron que dependen económicamente de la minería para su subsistencia, por que la han realizado de una forma tradicional, por muchas generaciones.

Para los pobladores de esta zona del Chocó, la minería es una actividad muy rentable (76 %), porque les representa ingresos económicos y fuente de empleo; pero esta actividad ha traído consigo muchos problemas y efectos negativos del orden social (90 %) , como problemas de salud, violencia y prostitución; además de problemas ambiental (98 %), como contaminación de los ríos, del suelo, del

aires, del paisajes, la deforestación y en general perdida del habitas y afectación a los ecosistemas naturales y nativos de las zonas. Para ellos el efecto sobre el ambiente, que ejerce la actividad minera es graves (78 %) porque se ven afectados directamente los ecosistemas naturales (Anexo 2).

En cuanto a la percepción sobre los procesos de restauración ecológica, se constató que la mayoría de los habitantes de Condoto y Raspadura perciben como importante (96 %) que los suelos degradados por minería, se recuperen mediante procesos de restauración o recuperación, manifestando que estos procesos pueden ser más rápido, contario si se dejase en procesos de sucesión natural. Además, teniendo en cuenta los problemas de degradación del suelo en las zonas de Condoto (platinero) y Raspadura, y con el ánimo que vuelvan a ser productivas, manifiestan que se adelanten acciones, programa y proyectos que tengan como meta la recuperación de las áreas afectadas por minería en su municipio. Resaltando la importancia que los procesos de recuperación se realicen por restauración y no por sucesión natural. Sin embargo, conocen poco (54 %) o nada (28 %) sobre la aplicación la gestión y aplicación de proyectos y actividades para la restauración;

Por otra parte, muy pocos tienen claro los procesos o entiende el concepto de restauración, solo el 18 % de los habitantes manifestaron tener algún conocimiento sobre restauración de ecosistemas, pero de una manera amplia, utilizando el sinónimo de arreglar algo o tratar de volverlo a colocar algo a su estado original (Anexo 2),

En las comunidades Condoto y Raspadura, *A. mangium* es una planta ampliamente

reconocida (86 %) y catalogada como muy importante (84 %) para la recuperación de áreas afectadas por minería (76 %). Sin embargo, a pesar de reconocerla como una planta con muy buenas cualidades en la recuperación de minas abandonadas, ellos desean que en sus territorios se apliquen proyectos de recuperación de áreas afectadas por minería que involucren especialmente especies frutales y maderables nativos en contraposición de dejar los sitios mineros baldíos después del cese de la actividad minera, y que la restauración se realice preferiblemente pensando en producción de cultivos agrícolas y no solo para la restauración del paisaje. (Anexo 2).

Se tienen algunas experticias que suelos en procesos de recuperación de hace 15 años con plantaciones de *A. mangium*, que fueron degradados por actividad minera en el municipio de Condoto, donde se evidencian algunas siembras de especies nativas como el borjón y limón, se puede deducir que *A. mangium* desaparezca y se sigan sembrando cultivos propios de la zona, especies nativas de pan coger propias de las familias campesinas de la Región del Medio San Juan. Lo que queda demostrado que los suelos recuperados con plantaciones de *A. mangium* pueden ser de nuevo productivo. Ver imagen figura 10.

5. DISCUSIÓN

Bajo la cobertura de las plantaciones de *A. mangium* el suelo presenta mejores condiciones nutricionales que las que se observan en zonas de la misma edad de abandono, pero dejadas revegetar naturalmente. Al respecto, se ha demostrado que las plantas de *A. mangium* pueden enriquecer el suelo en nitrógeno, dada su capacidad de fijarlo desde la atmósfera a través de asociaciones

simbióticas con microorganismo del suelo (Wibisono et al. 2015). También se ha demostrado que pueden transferir parte del nitrógeno fijado a otras especies no fijadoras en plantaciones mixtas (Paula et al. 2015). Además de la fijación y transferencia de nitrógeno, las plantas de *A. mangium* pueden contribuir a mejorar otras variables del suelo por medio de la hojarasca que producen. Las plantaciones de *A. mangium* pueden producir entre 6,94 y 8,94 t de hojarasca ha⁻¹ año⁻¹, con una acumulación de 6,64 t ha⁻¹ (Tsai 1998, Hero y Watanabe 2000), y se sabe que esta hojarasca tiene un efecto positivo sobre la retención de agua, materia orgánica (MO), fósforo disponible (P), nitrógeno (N) y actividad biológica del suelo (Xiong et al. 2008, Voigtlaender et al. 2012, Bachega et al. 2016).

En suelos los mineros, la disponibilidad de nutrientes es uno de las principales limitantes para el establecimiento y crecimiento de las plantas (Marschner 1995, Aerts y Chapin III 2000). Por tanto, es factible pensar que, en las minas estudiadas, las zonas con cobertura de *A. mangium* ofrezcan condiciones edáficas mejores, que faciliten el establecimiento de vegetación, tal como se observó en este trabajo donde las minas revegetadas con *A. mangium* presentaron mayores valores de riqueza y diversidad que aquellas sometidas a sucesión natural. El conocimiento sobre los efectos de las plantaciones de *A. mangium* con fines de restauración ecológica en áreas afectadas por la minería es limitado (Ayala et al. 2008, Valois-Cuesta 2016). Sin embargo, tomando como referencia investigaciones de otras latitudes, se sabe que *A. mangium* es un especie que aumenta la fertilidad y la biodiversidad del suelo (Tsai 1998, Garay et al. 2004, Xiong et al. 2008), y su dosel

genera condiciones microclimáticas que facilitan el regenerado de otras especies en ambientes estresantes (Yang et al. 2009), lo cual sugiere que las plantaciones de *A. mangium* pueden actuar como plantas nodriza de especies nativas en el proceso de restauración natural de áreas degradadas por minería.

El papel de especies arbóreas como mejoradoras de las condiciones microclimáticas para el desarrollo de vegetación ha sido reconocido (Belsky et al. 1989). Sin embargo, la mayoría de los trabajos sobre facilitación señalan que las plantas de porte arbustivos generan cambios más significativos en las condiciones biofísicas en ambientes estresantes para la vegetación, y son más frecuentemente usadas como plantas nodriza en programas de restauración ecológica de áreas perturbadas (Castro et al. 2002, López-Pintor et al. 2003, Alday et al. 2015, James et al. 2015, Torroba et al. 2015, Yelenik et al. 2015). Al respecto, en suelos afectados por minería, plantas aisladas de *A. mangium* no parecen modificar sustancialmente las condiciones micro-climáticas (temperatura y humedad relativa del aire) bajo su cobertura, debido a que en condiciones aisladas los individuos generan poca resistencia a las corrientes de aire que provienen desde zonas abiertas de las minas (Valois-Cuesta 2016), pero este aspecto que puede mejorar en la medida en que esta especie se establezca en las minas mediante plantaciones y no como plantas aisladas.

Los resultados de este trabajo sugieren que después de 10-12 años de reforestación con *A. mangium*, las minas del área de estudio aumentan la riqueza y diversidad, tanto específica como de formas de vida, en contraposición si se dejaran las minas en sucesión natural. Es probable que estos cambios estructurales traigan consigo

modificaciones en los procesos ecosistémicos a largo plazo. Ejemplo, las marcadas diferencias en diversidad y composición de especies están posiblemente reflejando modificaciones en la productividad (Hooper, 1998; Hector et al., 2000; Lavorel & Garnier, 2002). Los cambios en la importancia ecológica de las distintas especies en cada tipo de ambiente de revegetación pueden estar indicando cambios en las características funcionales de las plantas dominantes, lo cual a su vez influye sobre procesos como descomposición, ciclo de nutrientes y productividad (Pérez-Harguindeguy et al., 1997; Lavorel & Garnier, 2002).

La restauración de vegetación nativa se ha visto facilitada por la introducción de plantaciones de especies exóticas en otras latitudes (Parrotta 1992, Laurent et al, 2001), sugiriendo que las plantaciones de plantas arbóreas pueden ofrecer condiciones que facilitan el establecimiento distintas especies y formas de vida propias de la vegetación nativa y que no se encuentran en zonas alteradas (Giorgis et al. 2005), ello corrobora el hecho de haber encontrado en este trabajo cambios sustanciales en la composición de especies y configuración de las comunidades vegetales entre los distintos tipos de revegetación.

Los habitantes del área de influencia del proyecto, tienen mucha esperanza de los procesos de restauración ecológica, pues vislumbran los proyectos de restauración como una salida a la problemática ambiental derivada de la actividad minera, la cual es una de las principales actividades de subsistencia y desarrollo económico en la región. En este contexto, entender que las plantaciones de *A. mangium* que puede facilitar estos procesos de restauración es un elemento fundamental para promover desde la producción de conocimiento y

acciones concretas participativas la preservación de los bienes y servicios de los ecosistemas para generar desarrollo sostenible en esta zona del Chocó.

6. CONCLUSIONES

Se puede decir que el establecimiento de plantaciones de *A. mangium* (de 10-12 años), bajo las condiciones ambientales de Condoto y Raspadura, mejora sustancialmente las condiciones del suelo de las minas y facilita bajo su cobertura la proliferación de comunidades vegetales más estructuradas desde el punto de vista de la riqueza, diversidad y grupos funcionales de especies, en contraposición a las áreas afectadas por minería que se dejan abandonadas en procesos de sucesión natural. En este mismo sentido, las plantaciones de *Acacia* generan diferencias en composición florística entre las comunidades revegetadas con la especie y las minas en regeneración natural, siendo las diferencias más acentuadas entre localidades. La capacidad que tiene *A. mangium* para fijar nitrógeno y aportar hojarasca al suelo, son características fundamentales que combinación con técnicas de manejo de las plantaciones de pueden contribuir a mejorar la función de esta especie como una planta facilitadora de los procesos de restauración de áreas afectadas por minería bajo las condiciones ambientales del área de estudio.

Se puede concluir que existe gran expectativa a nivel comunitario sobre las bondades de la minería como actividad que impulsa de desarrollo económico de las personas que la realizan. Sin embargo, hay conciencia de que la minería es una actividad que genera grandes afectaciones al medio natural, además de romper las

dinámicas socio-económicas tradicionales en la comunidad, lo cual plantea una encrucijada entre realizar minería como medio de subsistencia o preservar los ecosistemas como un bien natural de todos. En este punto, las comunidades desean un punto de equilibrio donde las estrategias, programas y proyectos de restauración ecológica cumplirán un papel fundamental para la restauración productiva de áreas afectadas por minería y recuperación del tejido social en sus comunidades.

En cuanto a determinar las propiedades físicas y químicas de suelos degradados por minería reforestado con *Acacia mangium* Wild y en suelo mineros con regeneración natural, en esta investigación se pudo evidenciar, que es preferible realizar procesos de recuperación o restauración con especies exóticas como la *Acacia mangium*, debido a que los suelos, presentaron mayores valores en PH y Materia orgánica (MO), sin embargo, los valores no representan una diferencia muy significativa, debido a las características edáficas de los suelo, con valores altos en arena y limo, lo que supone que estos suelos, son pobres en materia orgánica (MO) y pocos fertilices, más sin embargo, se pueden adaptar y cultivar especies nativas de la región, después de realizar un proceso de recuperación, donde el suelo puedan obtener de manera más rápida los nutrientes necesarios y vuelvan a ser productivos.

Al Caracterizar la estructura y composición de especies vegetales asociadas a suelos degradados por minería reforestados con *Acacia mangium* Wild y con regenerado natural, se pudo determinar que las parcelas inventariadas en minas con *A. mangium*, presentaron mayores valores de riqueza y diversidad, así mismo, estas se correlacionaron

positivamente entre sí. Contrario a los inventarios realizados en las minas bajo sucesión natural que presentaron valores de menos ricas y diversas en especies. Esto se puede deber al estado de recuperación de los suelos reforestados con *Acacia mangium* que presentaron mayores valores en sus características edáficas contrario a los valores que fueron más bajos en el proceso de regenerado natural.

La composición florística de las comunidades de las minas revegetadas con *A. mangium* y las minas en regeneración natural difiere, especialmente cuando se ubican en localidades diferentes. Por lo contrario, las comunidades vegetales dentro de una misma localidad presentan mayor similaridad florística que comunidades ubicadas en localidades distintas. Indicando que la comunidad de Condoto (Platinero) y Raspadura, presentaron diferencias en las minas revegetadas con *A. mangium* y las minas en regeneración natural, en cuanto a su composición florísticas.

Esta investigación amplia el conocimiento sobre la utilización de con *A. mangium* en la recuperación de suelos degradados por la minería en la región del San Juan, Chocó, teniendo en cuenta que presento mayores valores en sus características edáficas del suelo, además de mayores valores de diversidad y riqueza en la estructura y composición de la vegetación asociada a ella. Por otra parte, los pobladores de la zona se identificaron más en el tema de realizar recuperación de los suelos utilizando plantaciones de *A. mangium*, porque consideran que el proceso puede ser rápido y efectivo.

7. REFERENCIAS

Alday, J. G., Zaldívar. P., Torroba-Balmori, P., Fernández-Santos, B., &

Martínez-Ruiz, C. (2015). Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. *Environmental Science and Pollution Research*, doi: 10.1007/s11356-015-5681-2

Andrade-C G. 2011. Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales* 35(137): 491-507.

Andrade, G, R & Castro, L G. 2012. Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia Invitación a una interpretación socioecológica. *En Ambiente y Desarrollo* XVI (30); 53:71.

APG III (2009). An update of the angiosperm phylogeny group classification for the order and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 105-121.

Ayala JH, J Mosquera, WI Murillo. 2008. Evaluación de la adaptabilidad de la *Acacia mangium* Wild), y bija (*Bixa orellana*) en áreas degradadas por la actividad minera aluvial en el Chocó biogeográfico, Condoto, Chocó, Colombia. *Bioetnia* 5(2): 115-123.

Bachega, L. R., Bouillet, J. P., de Cássia Piccolo, M., Saint-André, L., Bouvet, J. M., Nouvellon, Y., de Moraes Gonçalves, J. L., Robin, A., & Laclau J. P. (2016). Decomposition of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* leaves and fine roots in tropical conditions did not meet the Home Field Advantage hypothesis. *Forest Ecology and Management*, 359, 33-43.

- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21 (1-2): 136-147.
- Belsky, A. J., Amundson, R. G., Duxbury, J. M., Riha, S. J., Ali, A. R., & Mwonga, S. M. (1989). The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *Journal of Applied Ecology*, 26, 1005-1024.
- Boyd, J., Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Bruno, J. F., J. J. Stachowicz, y M. D. Bertness (2003). «Inclusion of facilitation into ecological theory». *TREE* 18: 119-125. Consultado el 4 de marzo de 2016.
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I., Gonzalez, A. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98:572-592.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., & Gómez, J. M. (2002). Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology*, 10, 297-305.
- Chase, M. W., & Reveal, J. L. (2009). A phylogenetic classification of the land plant to accompany APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 122-127.
- Chambers, J.C. And MacMahon, J.A. (1994). A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 25, 263 – 292.
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 9. Recuperado de <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Forero, E., & Gentry, A. (1989). Lista anotadas de plantas del Chocó. Bogotá, Colombia: Instituto de Ciencias Naturales. Museo de Historia Natural, Universidad Nacional de Colombia. Guadalupe Ltda.
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Gurvich, D. E., Reynero, N., & Rufini, S. (2005). Diferencias en la estructura de la vegetación del sotobosque entre una plantación de *Pinus taeda* L. (Pinaceae) y un matorral serrano (Cuesta Blanca, Córdoba). *Kurtziana*, 31(1-2), 39-49.
- Gentry, A. H. (1986). Species richness and floristic composition or Chocó region plant communities. *Caldasia*, 15, 71-75.
- Gentry, A. H. (1996). A field guide to the families and genera of woody plants of North West South America: (Colombia, Ecuador, Perú): with supplementary notes on herbaceous taxa. Washington DC: Conservation International
- González, V. 2013. Sucesión ecológica: teoría clásica y teoría de la complejidad. *Ecología*. <https://biologia.laguia2000.com/ecologia/sucesion-ecologica-teoria->.
- Guariguata, M.R. & Kattan, G.H. (eds.) 2002. *Ecología de bosques neotropicales*. Editorial Tecnológica, Cartago, Costa Rica. Pp 1 – 31.
- Güiza, L., & Aristizába, J. D. (2013). Mercury and gold mining in Colombia: a failed state. *Universitas Scientiarum*, 18, 33-49.

- Haston, E., Richardson, J. E., Stevens, P. F., Chase, M. W., & Harris, D. J. (2009). The linear angiosperm phylogeny group (LAPG) III: a linear sequence of the families in APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 128-131.
- Hooper, D. U. Peter M. V. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling.
- Hero, B., Watanabe, H. (2000). Estimation of litter fall and seed production oh *Acacia mangium* in a forest plantation in South Sumatra, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 130, 265-268.
- Heywood, V.H. 1995. *Global Biodiversity Assessment*. United Nations Environment Programme. Cambridge University Press, Cambridge.
- IIAP: Instituto de Investigaciones del Pacifico. 2014. Programas del plan institucional cuatrienal de investigación ambiental – PICIA (2015 – 2018). Pp 1-23.
- Informe del estado del medio Ambiente y de los recursos naturales renovables. 2015. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. Pp 1-73.
- James, C. S., Capon, S. J., & Quinn, G. P. (2015). Nurse plant effects of a dominant shrub (*Duma florulenta*) on understorey vegetation in a large, semi-arid wetland in relation to flood frequency and drying. *Journal of Vegetation Science*, 26, 985-994.
- Khan Academy. 20018. Contribute.
- Lavorel, S. & GARNIER, E. 2020. Predicting changes in community composition and
- Ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS UPR 9056, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier Cedex 5, *Functional Ecology* 16, 545–556.
- López-Pintor, A., Espigares, T., & Benayas, R. (2003). Spatial segregation of plant species caused by *Retama sphaerocarpa* influence in a Mediterranean pasture: a perspective from the soil seed bank.
- López-González. G & Phillips. O.L 2012. Estudiando el Amazonas: la experiencia de la Red Amazónica de Inventarios Forestales. *Ecosistemas* 21 (1-2): 118-125.
- Mahecha, G. E. (1997). *Fundamentos y metodología para la identificación de plantas*. Bogotá, Colombia: Ministerio del Medio Ambiente - Lerner Ltda.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- V informe Nacional de biodiversidad de Colombia ante el convenio de diversidad biológica. 2014. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Programa Naciones Unidas para el Desarrollo. Pp 1- 101.
- Palacios Mosquera, L. 2015. Validación De Un Sistema Agroforestal Como Alternativa De Restauración De Áreas Deforestadas Y Degradadas Por La Actividad Minera A Cielo Abierto, En El Municipio De Cértegui – Chocó. PP. 1-93.

- Paula, R. R., Bouillet, J. P., Trivelin, P. C. O., Zeller, B., de Moraes Gonçalves, J. L., Nouvellon, Y., Bouvet, J. M., Plassard, C., & Laclau, J. P. (2015). Evidence of short-term belowground transfer of nitrogen from *Acacia mangium* to *Eucalyptus grandis* trees in a tropical planted forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 91, 99-108.
- Parrotta, J. A. (1992). Secondary forest regeneration on degraded tropical lands. In H. Lieth and M. Lohmann (eds.), *Restoration of tropical forest ecosystems* (pp. 63-73). Dordrecht: Kluwer.
- Pérez-Ramos, I. M., Urbieto, I. R., Zavala, M. A., & Maranon, T. (2012). Ontogenetic conflicts and rank reversals in two mediterranean oak species: Implications for coexistence. *Journal of Ecology*, 100, 467-477
- Pérez, F. L. (1997). Microbiotic crusts in the high equatorial Andes; and their influence on paramo soils. *Catena*, 31, 173-198.
- Plan Nacional de Restauración Ecológica, Rehabilitación y Recuperación de Áreas Disturbadas. Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Pp 1 – 92.
- Poveda-M, C., Rojas-P, C. A., Rudas-LI, A., & Rangel-Ch, J. O. (2004). El Chocó biogeográfico: ambiente físico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 1-22). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Quesada, M; J, H. 2015.Revisión del impacto socio ambiental por la minería en el departamento del chocó “caso región del san juan” Universidad Militar Nueva Granada.
- Rangel-Ch. 2004a. Colombia diversidad biótica IV - El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica. Bogotá, Colombia. Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional. 997 p.
- Ramírez, A. (2006). *Ecología, métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Bogotá, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana.
- Stachowicz. J, J. 2001. Mutualism, Facilitation, and the Structure of Ecological Communities. *BioScience* 51(3):235-245
- Ter Braak CJF, P Šmilauer. 2002. *CANOCO Reference manual and CANODRAW for Windows User's Guide version 4.5*. Nueva York. Microcomputer Power. 500 p.
- Torroba-Balmori, P., Zaldívar, P., Alday, J. G., Fernández-Santos, B., & Martínez-Ruiz, C. (2015) .Recovering *Quercus* species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecological Engineering*, 77, 146-153.
- Tsai, L. M. (1998). Studies on *Acacia mangium* in Kemasul Forest, Malaysia. I. Biomass and Productivity. *Journal of Tropical Ecology*, 4, 293-302.
- Valois – Cuesta H 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. España. Pp. 1 – 238.
- Voigtlaender M. et al (2011). Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil

organic matter stocks and nitrogen mineralization. Published online: 10 September 2011, Springer Science+Business Media B.V. 2011

Voigtlaender, M., Laclau, J. P., de Moraes Gonçalves, J. L., de Cássia Piccolo, M., Moreira, M. Z., Nouvellon, Y., & Bouillet, J. P. (2012). Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, 352, 99-111.

Walker, L. R., & del Moral, R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge: Cambridge University Press.

Walker, L.R., & F.S. Chapin, III. 1987. Interactions among processes controlling successional change. *Oikos* 50:131-153.

Wilson, J.B. and Agnew, A.D. (1992) Positive-feedback switches in plant communities. *Adv. Ecol. Res.* 23, 263 – 336

Wibisono, M. G., Veneklaas, E., Mendham, D. S., & Hardiyanto, E. B. (2015). Nitrogen fixation of *Acacia mangium* Willd. from two seed sources grown at different levels of phosphorus in an Ultisol, South Sumatra, Indonesia. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 77, 59-64.

Xiong, Y., Xia, H., Li, Z. A., Cai, X. A., & Fu, S. (2008). Impacts of litter and understory removal on soil properties in a subtropical *Acacia mangium* plantation in China. *Plant and Soil*, 304, 179-188.

Yang, L., Liu, N., Ren, H., & Wang, J. (2009). Facilitation by two exotic *Acacia*: *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* as nurse plants in South China.

Forest ecology and management, 257, 1786-1.

Yelenik, S. G., DiManno, N., & D'Antonio, C. M. (2015). Evaluating nurse plants for restoring native woody species to degraded subtropical woodlands. *Ecology and Evolution*, 5, 300-313.

Young, T. Y. 2000. Restoration ecology and conservation biology. Department of Environmental Horticulture, University of California, Davis, CA 95616, USA.

