

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v70i1.50653>

Revegetación natural de áreas afectadas por minería de oro en la selva pluvial tropical del Chocó, Colombia

Hamleth Valois-Cuesta^{1*};  <https://orcid.org/0000-0002-3423-5129>

Carolina Martínez-Ruiz²;  <https://orcid.org/0000-0002-4963-1650>

Harley Quinto-Mosquera¹;  <https://orcid.org/0000-0001-5989-4334>

1. Programa de Biología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Tecnológica del Chocó, Cra. 22 N°18B-10, Barrio Nicolas Medrano, Quibdó, Colombia; hamlethvalois@gmail.com (*Correspondencia), hquintom@gmail.com
2. Área de Ecología e iuFOR, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Av. Madrid, 50, 34071 Palencia, España; caromar@agro.uva.es

Recibido 31-III-2022. Corregido 18-VII-2022. Aceptado 28-X-2022.

ABSTRACT

Natural revegetation of areas impacted by gold mining in the tropical rain forest of Chocó, Colombia

Introduction: Open pit gold mining causes drastic impacts on natural forests in tropical regions of high biodiversity, and the efficacy of “revegetation”, a process of replanting and rebuilding the soil, is still poorly studied.

Objective: To evaluate the effect of successional time, and distance to the reference forest, on the biological structure and species composition of revegetated gold mines.

Methods: We inventoried the adjacent forest and abandoned gold mines in the tropical rain forest of Chocó, Colombia. The mines had 6, 10, 15, 19 and 24 years of natural succession. In each scenario, we set four 2 × 50 m plots: two 50 m and two 100 m from the forest-mine edge (ecotone).

Results: We identified 300 plant species (193 genera, 75 families). The richness, diversity and evenness changed little with successional time in the mines but reached higher values in the forest. The species composition was similar between the mines with different successional times but differed widely from the forest (only 7 % similarity). The substrate quality and reproductive strategies of herbaceous plants (mainly Cyperaceae and Melastomataceae) and trees (*Cespedesia spathulata* and *Miconia reducens*) that grow spontaneously in the mines, play an important role on the early natural revegetation.

Conclusions: The 24 years of natural succession have been insufficient to reach a community of a complexity similar to that of the forest, and distance from the ecotone has no significant effect; however, the substrate quality and reproductive strategies of herbaceous plants are important in the early stages of mine recovery in the Chocó.

Key words: ecological restoration; gold mining; vegetal succession; Colombian Pacific; tropical rain forest.

RESUMEN

Introducción: La minería de oro a cielo abierto ocasiona impactos drásticos sobre los bosques naturales en regiones tropicales de alta biodiversidad, y la eficiencia de “revegetación”, un proceso de sembrar y reconstruir el suelo, continúa siendo poco estudiado.

Objetivo: Evaluar el efecto del tiempo sucesional y la distancia al bosque de referencia sobre la estructura biológica y composición de especies en minas de oro revegetadas.



Métodos: Realizamos inventarios de vegetación en minas abandonadas en el bosque tropical lluvioso de Chocó, Colombia. Las minas contaban con 6, 10, 15, 19 y 24 años de sucesión natural. En cada escenario, establecimos cuatro parcelas de 2×50 m: a 50 m y 100 m de distancia desde el borde bosque-mina (ecotono).

Resultados: Se identificaron 300 especies (193 géneros y 75 familias). La riqueza, diversidad y equitatividad cambian poco con el tiempo sucesional en las minas, pero alcanzan valores superiores en el bosque de referencia. La composición de especies es similar entre las minas con distinto tiempo sucesional, pero difiere ampliamente del bosque de referencia (solo 7 % de semejanza). La calidad del sustrato y las estrategias reproductivas de plantas herbáceas (principalmente Cyperaceae y Melastomataceae) y arbóreas (*Cespedesia spathulata* y *Miconia reducens*) que crecen espontáneamente en las minas, juegan un papel importante en la revegetación natural temprana.

Conclusiones: 24 años de sucesión natural es poco tiempo para apreciar una recuperación sustancial de la vegetación en las minas si se compara con el bosque, y la distancia desde el ecotono parece no tener efecto significativo; sin embargo, la calidad de sustrato y estrategias reproductivas de plantas herbáceas son importantes en la etapa temprana de recuperación de las áreas impactadas por la minería de oro en Chocó.

Palabras clave: restauración ecológica; minería aurífera; sucesión vegetal; Pacífico Colombiano; bosque tropical lluvioso.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de programas de restauración ecológica es una prioridad como medida para recuperar los bienes y servicios ambientales de ecosistemas alterados (Young, 2000). Una de las actividades que genera mayor impacto en los ecosistemas naturales es la minería a cielo abierto, pues ocasiona fuertes cambios en la estructura y funcionamiento de dichos sistemas (Alday et al., 2010; Martínez-Ruiz & Fernández-Santos, 2001).

La minería ha alcanzado gran auge en regiones con alta biodiversidad y endemismos, como es el caso del Chocó en Colombia (Rangel-Ch, 2004), donde la minería de oro y platino ha incrementado en los últimos años, haciendo uso de maquinaria pesada y técnicas rudimentarias que dejan a su paso sistemas selváticos fragmentados y una megadiversidad en riesgo (Lara-Rodríguez et al., 2020). Estos sistemas ecológicos impactados requieren de la aplicación de medidas de restauración ecológica y conservación urgentes (Ramírez-Moreno et al., 2016; Valois-Cuesta & Martínez-Ruiz, 2016). Sin embargo, aplicar estrategias de restauración desconociendo los factores y procesos ecológicos que condicionan la regeneración natural de los sistemas degradados, puede generar impactos negativos tales como el establecimiento de especies invasoras, cambios genéticos en las poblaciones nativas

y/o extinciones en poblaciones autóctonas, así como también, la transformación y cambios funcionales en sistemas ecológicos originales (Byrne et al., 2011; Millar et al., 2012).

Los estudios sobre sucesión natural en áreas impactadas por la minería son escasos en regiones tropicales (Díaz & Elcoro 2009), donde la producción de conocimiento se ha enfocado hacia la comprensión de la sucesión en bosques secundarios y campos de cultivo abandonados (Aide et al., 1996; Aide et al., 2000; Chazdon, 2003; DeWalt et al., 2003). La mayoría del conocimiento sobre los factores que condicionan la sucesión natural de áreas alteradas por minería proviene de regiones subtropicales. Muchos de estos trabajos sugieren que el tiempo de abandono (o tiempo transcurrido en sucesión natural), el tamaño del área afectada y su distancia a la comunidad de referencia (fuente de propágulos) son factores clave que ayudan a explicar la revegetación temprana en zonas donde la sucesión primaria es el punto de partida (Mori et al., 2008). Por ejemplo, en ambientes submediterráneos, se ha comprobado que la intensidad con la que especies leñosas colonizan las minas disminuye con la distancia al bosque circundante (Milder et al., 2008), pero algunas especies ven incrementada su densidad en los espacios abiertos (Milder et al., 2013) y también en función de la forma del ecotono (Martínez-Ruiz et al., 2021). La estructura de la comunidad vegetal que se

establece en el área minera varía en el tiempo y en el espacio (Matlack, 1994; Newmak, 2001; Saunders et al., 1999), pero este proceso está determinado por interacciones entre el borde del bosque y la nueva mancha de vegetación en las minas (López-Barrera, 2004; López-Barrera et al., 2005), y por el gradiente ambiental generado por la actividad minera desde el bosque hacia los espacios mineros más abiertos (Kapos et al., 1997; Oosterhoorn & Kapelle, 2000; Williams-Linera, 1990). La matriz de bosque adyacente, como fuente de propágulos, determina en parte la composición de especies leñosas colonizadoras (Hardt & Forman, 1989; Milder et al., 2008), pues a menudo no hay un gran banco de semillas abundante en los suelos mineros (González-Alday et al., 2009; Valois-Cuesta et al., 2017); en este contexto, los animales de la matriz forestal juegan un importante papel como dispersores y/o consumidores de semillas (Gómez et al., 2003; López-Barrera et al., 2005; Parmenter et al., 1985).

Considerando lo anterior, surge la siguiente pregunta de investigación ¿Cómo cambia la estructura biológica y composición de la vegetación a través del tiempo y el espacio en áreas impactadas por minería en selvas pluviales tropicales? Al respecto, se hipotetiza que el tiempo de abandono tiene un efecto positivo sobre la intensidad de colonización y condiciona la estructura biológica y composición florística de la comunidad vegetal en las minas, pero dicho efecto no es independiente de la distancia al bosque adyacente, siendo los puntos más alejados del bosque en el seno de las minas menos ricos y diversos. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la edad sucesional y distancia al bosque adyacente (comunidad de referencia sin minería) sobre la estructura biológica y composición de la comunidad vegetal que subyace en minas de oro abandonadas en una selva pluvial tropical de la región del Chocó en Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El estudio se realizó en la localidad de Raspadura (5°13'17" N &

76°38'37" W), municipio de Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Raspadura pertenece a la Subregión Central Norte del Chocó biogeográfico, la cual se caracteriza por presentar la mayor precipitación de la región (8 000-11 000 mm anuales), una temperatura promedio de 26 °C, humedad relativa mayor al 80 % y su vegetación nativa es propia del bosque pluvial tropical (Poveda-M et al., 2004). El Chocó ocupa el primer lugar en la producción de oro y platino de la República de Colombia (Valois-Cuesta & Martínez-Ruiz, 2016), pero más del 90 % de la minería aurífera en el territorio es ilegal (Lara-Rodríguez et al., 2020). Aunque muchos pobladores del territorio aun practican la minería de manera tradicional, con herramientas de bajo impacto ambiental (minería con batea y almocafre), en la actualidad, la minería de oro a cielo abierto se caracteriza por el uso de retroexcavadoras y motobombas que lavan grandes volúmenes de material que extraen del subsuelo, lo cual deja como resultado la selva nativa fragmentada por paisajes con socavones y extensas áreas cubiertas con montículos de rocas, arena y grava expuestos a la intemperie (Valois-Cuesta & Martínez-Ruiz, 2016) (Fig. 1).

Escenarios de estudio y diseño de muestreos: Los muestreos de vegetación se llevaron a cabo en tres minas con distinto tiempo de abandono (o edad de sucesión natural) y en el bosque adyacente que circunda a las minas (comunidad de referencia), de la siguiente manera: entre junio y diciembre de 2012 se realizaron muestreos de vegetación en las tres minas que tenían 6, 10 y 15 años de abandono; luego, entre junio y octubre de 2021 (nueve años después), las minas que en 2012 tenían 10 y 15 años (con 19 y 24 años en 2021) fueron re-muestreadas. Así, se pudo configurar una cronocecuencia de estudio con 6, 10, 15, 19 y 24 años de revegetación natural en las minas y el bosque adyacente como comunidad de referencia.

Las minas escogidas fueron homogéneas en cuanto al tipo de minería e intensidad del disturbio que caracteriza la actividad en la

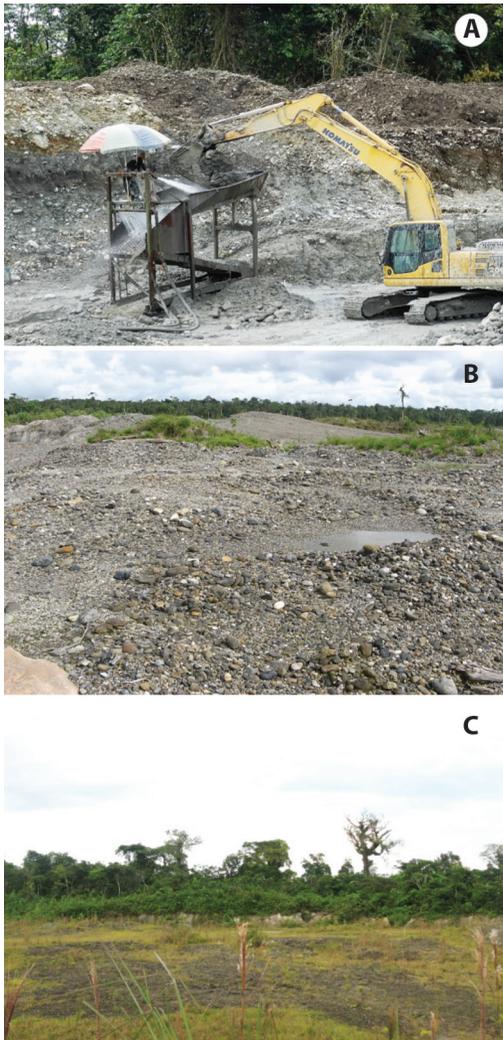


Fig. 1. **A.** Minería de oro a cielo abierto con maquinaria pesada. **B.** Paisajes con socavones y montículos de piedra, arena y grava. **C.** Donde se inicia el proceso de revegetación natural. Imágenes son de un paisaje minero común en Raspadura, Chocó, Colombia. / **Fig. 1.** **A.** Open pit gold mining with heavy machinery. **B.** Landscapes with sinkholes and mounds of stone, sand and gravel. **C.** where the natural revegetation process begins. Images are of a typical mining landscape in Raspadura, Chocó, Colombia.

región (Fig. 1). El tiempo de abandono de las minas se determinó a partir de información suministrada por los propietarios de los predios en la comunidad, quienes facilitaron información sobre la historia de uso de la tierra. La matriz de vegetación adyacente (en adelante

bosque de referencia) es un bosque natural sin actividad minera (Fig. 1). Los suelos de las minas estudiadas son ácidos y presentan bajo contenido de materia orgánica y alta concentración de aluminio, al compararse con el suelo en bosques de referencia (Quinto & Moreno, 2014; Ramírez-Moreno et al., 2019; Valois-Cuesta & Martínez-Ruiz, 2016).

En cada mina y tiempo de abandono, así como en el bosque de referencia, se establecieron cuatro parcelas de 2×50 m (400 m² en cada escenario de muestreo). Dentro de cada mina y tiempo de abandono, las parcelas fueron distribuidas de manera perpendicular al borde del bosque de referencia, a 50 m y 100 m de distancia (dos parcelas por distancia y tiempo de abandono), tomando como punto de partida el borde bosque-mina (ecotono). Esta misma distribución y punto de partida (borde bosque-mina) fue usada para posicionar cuatro parcelas hacia el interior del bosque de referencia (Fig. 2). Con este diseño, se pretende: 1) homogeneizar el esfuerzo de muestreo entre cada mina y el bosque de referencia tomando dos parcelas a cada distancia en cada ambiente, y 2) evitar posibles errores de estimación en variables de interés debido al efecto de borde, el cual, en ambientes tropicales, se extiende hacia el interior de los parches de bosque un poco menos de 50 m de distancia desde su borde (Harper et al., 2005).

En todas las parcelas se registró el número total de individuos de cada especie de planta vascular, tomando nota de su hábito de crecimiento (hierba, arbusto, árbol) y modo de vida (terrestre o epífita). El material vegetal recolectado en las parcelas fue identificado hasta el nivel de especie, haciendo uso de literatura especializada (Gentry, 1996), por confrontación con ejemplares de los herbarios CHOCO (Universidad Tecnológica del Chocó), COL (Universidad Nacional del Colombia) y la colaboración de especialistas. La validez de los nombres científicos se comprobó en la base de datos The plant list (<http://www.theplantlist.org>). Las muestras recolectadas se herborizaron y depositaron en el Herbario CHOCO y su clasificación se basa en los trabajos del grupo de

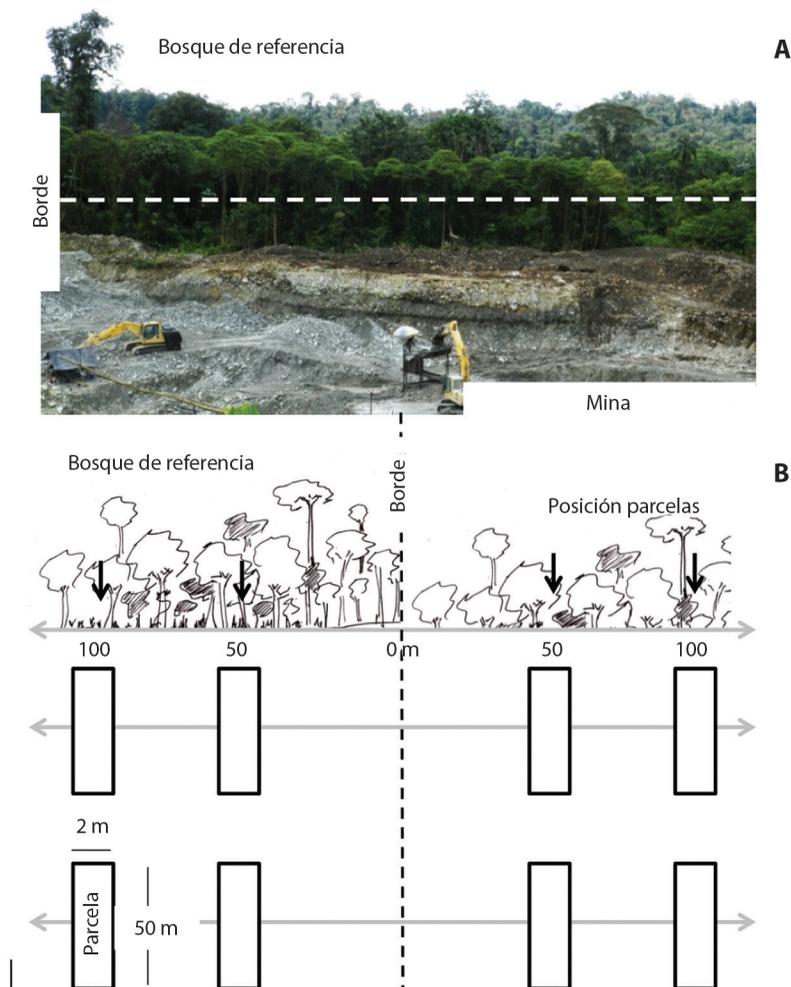


Fig. 2. Diseño de muestreo en las minas con distinta edad de revegetación natural y en el bosque de referencia en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. / **Fig. 2.** Sampling design in mines of different ages of natural revegetation and reference forest in Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

filogenética de angiospermas (The Angiosperm Phylogeny Group, 2009).

Tratamiento y análisis de los datos: Los datos fueron analizados a nivel de comunidad vegetal, entendiendo por comunidad vegetal cada combinación de los niveles de los factores distancia (50 y 100 m) × tiempo de abandono (6, 10, 15, 19 y 24 años de revegetación) en las minas y de distancia (50 y 100 m) en el bosque de referencia; por tanto, se dispone de datos de dos parcelas de 2 × 50 m (200 m²) por comunidad, i.e. dos réplicas.

En cada comunidad vegetal se estimó la riqueza de especies con el estimador Chao1 (ecuación 1), y la diversidad y equitatividad mediante los índices de Shannon (ecuación 2) y Pielou (ecuación 3), respectivamente (Colwell & Elsensohn, 2013).

$$S_{\text{Chao1}} = S_{\text{obs}} + \frac{F_1^2}{2 F_2} \quad (1)$$

Donde S_{obs} es el número de especies observadas en la muestra, F_1 es el número



especies con una sola ocurrencia en la muestra (singletons) y F_2 es el número de especies con exactamente dos ocurrencias en la muestra (doubletons). El estimador se basa en que si se está muestreando una comunidad y todavía se están descubriendo especies raras (singletons), es probable que todavía se encuentren más especies; pero si todas las especies de la comunidad se hallan al menos dos veces (dobles), es probable que no se encuentren más especies.

$$H = -\sum_{i=1}^s p_i \times \ln(p_i) \quad (2)$$

Donde H es el índice de Shannon–Weaver, s es el número de especies (riqueza de especies), p_i proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos.

$$J = \frac{H}{\ln(s)} \quad (3)$$

Donde J es el índice de Pielou, H es el valor del índice de Shannon–Weaver y s es la riqueza de especies.

El peso ecológico de las especies dentro de cada comunidad fue calculado mediante el Índice de Valor de Importancia Ecológica Simplificado (IVIs). Este índice se calcula sumando la abundancia y frecuencia relativas de una especie de una comunidad, dividido por el sumatorio de las proporciones de todas las especies de esa comunidad y llevado a porcentaje (ecuación 4).

(4)

$$IVIs = \frac{(Asp / Aspp) + (Fsp / Fsp)}{2} \times 100$$

Donde Asp y Fsp son la abundancia (número total de individuos) y la frecuencia (número total de parcelas) respectivamente de una especie en una comunidad, Aspp y Fsp son las sumatorias de las abundancias y frecuencias respectivamente de todas las especies de esa comunidad (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974).

Para determinar el grado de semejanza florística entre las comunidades vegetales, se calcularon los índices de diversidad beta de Jaccard (ecuación 5) y Sorensen (ecuación 6) (Colwell & Elsensohn, 2013; Magurran, 2004; Magurran & McGill, 2011).

$$I_j = \frac{c}{a + b - c} \times 100 \quad (5)$$

Donde I_j es el índice de Jaccard, a y b indican el número de especies en las comunidades A y B, y c indica el número de especies compartidas entre A y B.

$$I_{Scuant} = \frac{2pN}{aN + bN} \times 100 \quad (6)$$

Donde I_{Scuant} es el índice de Sorensen cuantitativo para datos de abundancia, aN es el número total de individuos en el sitio A, bN es el número total de individuos en la comunidad B y pN es la sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre A y B.

Para este trabajo ambos índices (Jaccard y Sorensen) son expresados en porcentaje, por lo tanto, valores cercanos a 100 indican composiciones florísticas semejantes mientras que valores cercanos a 0 indican falta de semejanza. De manera complementaria a los índices, para determinar diferencias estadísticamente significativas entre comunidades en la composición de especies se usó una prueba Binomial sobre la base del número de especies comunes. Para esta prueba se estableció como límite de rechazo de la hipótesis alternativa el 0.5, con un intervalo de confianza del 95 %, es decir, que composiciones florísticas con una probabilidad de similitud por debajo del 50 % resultan, desde el punto de vista estadístico, significativamente disímiles ($P < 0.05$).

Finalmente, para explorar diferencias entre comunidades vegetales en la representatividad taxonómica a nivel de familias, se propone el Índice de Representatividad Taxonómica para Familias (IRTF), para las diez familias más comunes de cada comunidad vegetal. Este

índice se calculó sumando los valores relativos del número de géneros y especies de una determinada familia en relación con el número total de géneros y especies de la comunidad a la cual pertenece, dividido por la sumatoria de las proporciones calculadas para todas las familias de esa comunidad y llevado a porcentaje (ecuación 7).

$$\text{IRTF} = \frac{(\text{Gf} / \text{Gc}) + (\text{Ef} / \text{Ec})}{2} \times 100 \quad (7)$$

Donde Gf es el número de géneros de una determinada familia, Gc es número de géneros de la comunidad, Ef es el número de especies de esa familia y Ec es el número de especies en esa misma comunidad.

La estimación de la riqueza de especies y los índices de diversidad se calculó con el programa Estimates versión 9 (Colwell & Elsensohn, 2013) y las pruebas estadísticas se realizaron en el entorno de programación R (R Core Team, 2012).

RESULTADOS

Cambios en la estructura biológica de la comunidad vegetal: A partir de los inventarios de vegetación realizados en las minas con distintos tiempos de revegetación natural y el bosque de referencia, se identificaron 300 especies (90 en las minas y 231 en el bosque de referencia; de las cuales, 21 fueron comunes en ambos sistemas) pertenecientes a 193 géneros y 75 familias. La mayoría de las especies en las minas fueron herbáceas (65.5 %) mientras que en el bosque de referencia estuvo representado por especies arbóreas (48 %) (Apéndice 1).

Al comparar la riqueza de especies observada con la riqueza estimada (Chao 1) en cada mina (6, 10, 15, 19 y 24 años) y el bosque de referencia, se pudo apreciar que el esfuerzo de muestreo fue representativo, pues se pudo registrar entre el 88.1 y 95.7 % de las especies de las minas y el 87.5 % de las especies del bosque de referencia (Tabla 1).

El número de individuos varió con el tiempo de abandono de las minas y respecto

al bosque de referencia (Tabla 1); la densidad de individuos fue máxima en las comunidades de las minas con mayor tiempo de regeneración (19 y 24 años) y mínima en el bosque de referencia. El número de familias, géneros y especies, así como la diversidad y equitatividad parecen incrementar lentamente con el tiempo de revegetación de las minas, pero presentan sus valores máximos en el bosque de referencia (Tabla 1).

La distancia desde el borde bosque-mina afecta la densidad de individuos, ya que comunidades ubicadas, tanto en la mina como en el bosque de referencia, a 50 m de distancia respecto del borde bosque-mina, presentaron mayor número de individuos que aquellas ubicadas a 100 m. Por el contrario, el número de familias, géneros y especies en las minas no varió con la distancia al borde bosque-mina, mientras que en el bosque de referencia estas variables fueron significativamente mayores en la comunidad a 100 m del borde. La diversidad y equitatividad variaron poco entre comunidades ubicadas a 50 y 100 m en las minas con menor tiempo de revegetación (6 y 10 años), pero estas diferencias se hicieron más amplias en las minas de revegetación más tardía (15, 19 y 24 años) y en el bosque de referencia, mostrando tendencias opuestas: mayor diversidad y equitatividad a 50 m en la mina de 15, 19 y 24 años y a 100 m en el bosque de referencia (Tabla 1).

Cambios en la composición florística: Los índices de diversidad beta de Jaccard y Sorensen indicaron alta semejanza florística entre las comunidades de las minas y entre el conjunto de comunidades del bosque de referencia, pero baja semejanza entre las comunidades de estos dos ambientes (minas de distinto tiempo de revegetación vs bosque de referencia) (Tabla 2). Al respecto, el recambio de especies (número de especies comunes) entre las comunidades en las minas fue de 26.6-65.9 % y entre las comunidades en el bosque de referencia fue de 43.3 %. Sin embargo, al comparar los inventarios de las minas con el bosque de referencia, los porcentajes de especies comunes



TABLA 1 / TABLE 1

Estructura biológica de las comunidades vegetales ubicadas a 50 y 100 m de distancia desde el ecotono, en minas con 6, 10, 15, 19 y 24 años de revegetación natural y bosque de referencia en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. / Biological structure of plant communities located 50 and 100 m away from the ecotone, in mines with 6, 10, 15, 19 and 24 years of natural revegetation and reference forest in Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia

Ambiente	Distancia (m)	Área (m ²)	Densidad			Riqueza			Diversidad		Equitatividad Pielou			
			Individuos (%)	Familias (%)	Géneros (%)	Especies (%)	Chao1 (%)	Shannon						
Mina 6 años	50	200	2 084	53.5	14	60.9	30	69.8	40	75.5	42	95.2	2.6	0.72
	100	200	1 813	46.5	20	87.0	36	83.7	39	73.6	44	88.6	2.6	0.72
	Total	400	3 897	11.9	23	30.7	43	22.3	53	17.7	60	88.3	2.4	0.72
Mina 10 años	50	200	2 812	48.9	21	91.3	39	86.7	48	81.4	57	84.2	2.6	0.66
	100	200	2 935	51.1	16	69.6	29	64.4	38	64.4	45	84.4	2.6	0.72
	Total	400	5 747	17.6	23	30.7	45	23.3	59	19.7	67	88.1	2.7	0.66
Mina 15 años	50	200	3 715	68.8	21	100	45	90.0	57	85.1	66	86.4	2.8	0.71
	100	200	1 682	31.2	15	71.4	36	72.0	44	65.7	53	83.0	2.1	0.57
	Total	400	5 397	16.5	21	28.0	50	25.9	67	22.3	79	84.8	2.8	0.67
Mina 19 años	50	200	3 923	52.4	25	92.6	47	88.7	65	85.5	69	94.2	2.7	0.68
	100	200	3 564	47.6	19	70.4	42	79.2	63	82.9	75	84.0	2.6	0.74
	Total	400	7 487	22.9	27	36.0	53	27.5	76	25.3	82	92.7	2.8	0.73
Mina 24 años	50	200	3 958	50.8	28	96.6	49	89.1	76	86.4	81	93.8	2.9	0.75
	100	200	3 832	49.2	23	79.3	47	85.5	71	80.7	78	91.0	2.8	0.73
	Total	400	7 790	23.8	29	38.7	55	28.5	88	29.3	92	95.7	2.9	0.74
Bosque de referencia	50	200	1 359	57.0	48	72.7	98	64.1	138	59.7	140	98.6	4.1	0.84
	100	200	1 027	43.0	59	89.4	129	84.3	193	83.5	278	69.4	4.6	0.87
	Total	400	2 386	7.30	66	88.0	153	79.3	231	77.0	264	87.5	4.5	0.83
Ambientes	Global	2 400	32 704		75	193		300						

Los porcentajes entre distancias se calcularon a partir del total y los porcentajes totales a partir del valor global. / Percentages between distances were calculated from the total and total percentages from the global value.

son muy inferiores en todas las posibles combinaciones (1.72-8.63 %), indicando diferencias estadísticamente significativas en composición florísticas entre estos dos ambientes, independiente del tiempo de revegetación de las minas (Tabla 2).

La composición florística (considerando las diez especies con mayor índice de valor de importancia en cada ambiente) en el bosque de referencia se caracterizó por la presencia de especies arbóreas, arbustivas y epífitas como *Ossaea bracteata* Triana, *Ossaea spicata* Gleason, *Psychotria longicuspis* Müll. Arg., *Tococa guianensis* Aubl., *Dieffenbachia plowmanii* Croat, *Dicranopygium cuatrecasatum* Harling., *Palicourea seemanii* Standl., *Anthurium lancea* Sodiro, *Psychotria poeppigiana* Mull. Arg., *Qualea lineata* Stafleu. Por su parte, la composición florística en el conjunto de minas estuvo representada principalmente por especies herbáceas como *Lycopodiella cernua* (L.) Pic., Serm., *Sticherus bifidus* (Willd.) Ching, *Rhynchospora tenerrima* Nees ex Spreng, *Cyperus luzulae* (L.) Retz., *Clidemia sericea* D. Don, *Hypolepis repens* (L.) C. Presl, *Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem. & Schult., *Andropogon bicornis* L., *Sauvagesia erecta* L., *Xyris jupicai* Rich. Las especies arbóreas *Cespedesia spathulata* (Ruiz & Pavon) Planch y *Miconia reducens* Triana están bien representadas tanto en el bosque de referencia como en las minas, especialmente en la zona de borde bosque-mina (Apéndice 1).

Al analizar las diez familias de plantas más comunes tanto en las minas como en el bosque de referencia, se observaron diferencias en la identidad y representatividad taxonómica (número de géneros y especies) entre las comunidades de las minas y las del bosque de referencia, más que dentro de las comunidades de las minas. Las familias con mayor representatividad taxonómica en las minas fueron: Cyperaceae, Melastomataceae, Poaceae y Rubiaceae, mientras que en el bosque de referencia fueron también Melastomataceae y Rubiaceae, junto con Araceae, Fabaceae y Burseraceae (Fig. 3).

DISCUSIÓN

Cambios en la estructura biológica de la comunidad vegetal: La densidad de individuos es mayor en las minas que en el bosque de referencia, al contrario, la riqueza taxonómica (n° familias, géneros y especies), la diversidad y la equitatividad tienden a aumentar lentamente tras 24 años de abandono de las minas, pero son mayores en el bosque de referencia. Los cambios observados en la densidad de individuos pueden deberse a que los sitios alterados, durante la sucesión temprana, son colonizados inicialmente por especies de rápido crecimiento y de amplia dispersión (estrategia reproductiva r), pero con el tiempo de abandono, esta comunidad se va reemplazando por especies más competitivas (estrategia reproductiva k), lo que genera un aumento de la diversidad y otros atributos estructurales de la comunidad vegetal con el tiempo (Sabattini & Sabattini, 2018). Esta tendencia se ha observado en otras regiones tropicales y subtropicales donde se han estudiado procesos de sucesión natural, aunque no siempre tras minería o condiciones de alta pluviosidad. Al respecto, DeWalt et al. (2003), al estudiar varios bosques secundarios en Barro Colorado (Panamá), encontraron que la densidad de árboles decayó con el tiempo de abandono, mientras que en Bolivia se observaron incrementos en la diversidad al aumentar la edad de los rodales (Peña-Claros, 2003). También, en ambientes muy distintos al estudiado, se encuentran tendencias similares en la diversidad durante la sucesión. Así, Titlyanova y Mironycheva-Tokareva (1990) encuentran, en una mina de carbón en Siberia, que la riqueza y diversidad de especies no variaron significativamente en los primeros estadios sucesionales (entre 2 y 25 años de abandono), pero sí entre éstos y la comunidad de referencia, tendiendo a aumentar con el tiempo, es decir, hacia las etapas más avanzadas de la sucesión. De manera similar, la riqueza y la diversidad aumentan con el tiempo de abandono en áreas agrícolas del bosque seco tropical, pero tras 50 años de abandono, esas áreas no alcanzan los valores superiores registrados en el bosque de



TABLA 2 / TABLE 2
 Semejanza florística entre comunidades ubicadas a 50 y 100 m de distancia desde el borde mina-bosque, en minas de 6, 10, 15, 19 y 24 años de revegetación natural y bosque de referencia en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. / Floristic similarity between communities located 50 and 100 m of distance to the mine-forest edge, in mines with 6, 10, 15, 19 and 24 years of natural revegetation and reference forest in Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia

Comunidad vegetal 1		Comunidad vegetal 2		Riqueza de especies				Prueba Binomial	P
Tiempo de abandono (años)	Distancia desde el borde (m)	Tiempo de abandono (años)	Distancia desde el borde (m)	Total	Compartida	Jaccard	Sorensen		
Mina 6 años	50	Mina 6 años	100	53	26	49.1	65.8	0.49	0.50
		Mina 10 años	50	64	24	37.5	54.5	0.37	0.02
		Mina 15 años	100	54	24	44.4	61.5	0.44	0.24
		Mina 19 años	50	66	31	47.0	63.9	0.46	0.35
		Mina 24 años	100	56	28	50.0	66.7	0.50	0.55
		Bosque	50	73	32	43.8	61.0	0.43	0.17
			100	68	35	51.5	68.0	0.51	0.60
			50	79	37	46.8	63.8	0.46	0.32
			100	75	36	48.0	64.9	0.48	0.40
			50	172	6	3.49	6.74	0.03	< 0.0001
			100	229	4	1.75	3.43	0.01	< 0.0001
	100	Mina 10 años	50	62	25	40.3	57.5	0.40	0.08
		Mina 15 años	100	54	23	42.6	59.7	0.42	0.17
		Mina 19 años	50	64	32	50.0	66.7	0.50	0.54
		Mina 24 años	100	59	24	40.7	57.8	0.40	0.09
		Bosque	50	74	30	40.5	57.7	0.40	0.06
			100	68	34	50.0	66.7	0.50	0.54
			50	82	33	40.2	57.4	0.40	0.04
			100	78	32	41.0	58.2	0.41	0.07
			50	168	9	5.36	10.2	0.05	< 0.0001
			100	228	4	1.75	3.45	0.01	< 0.0001

Comunidad vegetal 1		Comunidad vegetal 2		Riqueza de especies			Diversidad beta		Prueba Binomial	P
Tiempo de abandono (años)	Distancia desde el borde (m)	Tiempo de abandono (años)	Distancia desde el borde (m)	Total	Compartida	Jaccard	Sorensen			
Mina 10 años	50	Mina 10 años	100	59	27	45.8	62.8	0.45	0.30	
		Mina 15 años	50	75	30	40.0	57.1	0.40	0.05	
		Mina 19 años	100	66	26	39.4	56.5	0.39	0.05	
		Mina 24 años	50	74	39	52.7	69.0	0.52	0.71	
		Bosque	100	87	24	27.6	43.2	0.27	< 0.0001	
			50	89	35	39.3	56.5	0.39	0.02	
			100	85	34	40.0	57.1	0.40	0.04	
	100		50	171	15	8.77	16.1	0.08	< 0.0001	
		Mina 15 años	100	230	11	4.78	9.13	0.04	< 0.0001	
		Mina 19 años	50	67	28	41.8	58.9	0.41	0.11	
		Mina 24 años	100	58	24	41.4	58.5	0.41	0.11	
		Bosque	50	72	31	43.1	60.2	0.43	0.14	
			100	73	28	38.4	55.4	0.38	0.03	
			50	85	29	34.1	50.9	0.34	0.002	
			100	83	26	31.3	47.7	0.31	0.0004	
			50	167	9	5.39	10.2	0.05	< 0.0001	
			100	225	6	2.67	5.19	0.02	< 0.0001	
Mina 15 años	50	Mina 15 años	100	67	34	50.7	67.3	0.50	0.59	
		Mina 19 años	50	84	38	45.2	62.3	0.45	0.22	
		Mina 24 años	100	79	41	51.9	68.3	0.51	0.67	
		Bosque	50	85	48	56.5	72.2	0.56	0.90	
			100	88	40	45.5	62.5	0.45	0.22	
			50	181	14	7.73	14.4	0.07	< 0.0001	
			100	240	10	4.17	8.00	0.04	< 0.0001	
	100	Mina 19 años	50	76	33	43.4	60.6	0.43	0.15	
		Mina 24 años	100	82	25	30.5	46.7	0.30	0.0002	
		Bosque	50	84	36	42.9	60.0	0.42	0.11	
			100	87	28	32.2	48.7	0.32	0.0005	



Comunidad vegetal 1		Comunidad vegetal 2		Riqueza de especies			Diversidad beta		Prueba Binomial	P
Tiempo de abandono (años)	Distancia desde el borde (m)	Tiempo de abandono (años)	Distancia desde el borde (m)	Total	Compartida	Jaccard	Sorensen			
		Bosque	50	174	8	4.60	8.79	0.04	< 0.0001	
Mina 19 años			100	233	4	1.72	3.38	0.01	< 0.0001	
	50	Mina 19 años	100	86	42	48.8	65.6	0.48	0.45	
		Mina 24 años	50	89	52	58.4	73.8	0.58	0.95	
			100	82	54	65.9	79.4	0.65	0.99	
		Bosque	50	196	7	3.57	6.90	0.03	< 0.0001	
			100	243	15	6.17	11.6	0.06	< 0.0001	
Mina 19 años	100	Mina 24 años	50	89	50	56.2	71.9	0.56	0.89	
			100	87	47	54.0	70.1	0.54	0.80	
		Bosque	50	187	14	7.49	13.9	0.07	< 0.0001	
			100	245	11	4.49	8.59	0.04	< 0.0001	
Mina 24 años		Mina 24 años	100	90	57	63.3	77.6	0.63	0.99	
	50	Bosque	50	197	17	8.63	15.9	0.08	< 0.0001	
			100	253	16	6.32	11.9	0.06	< 0.0001	
Mina 24 años	100	Bosque	50	195	14	7.18	13.4	0.07	< 0.0001	
			100	252	12	4.76	9.09	0.04	< 0.0001	
Bosque de referencia	50	Bosque	100	231	100	43.3	60.4	0.43	0.024	

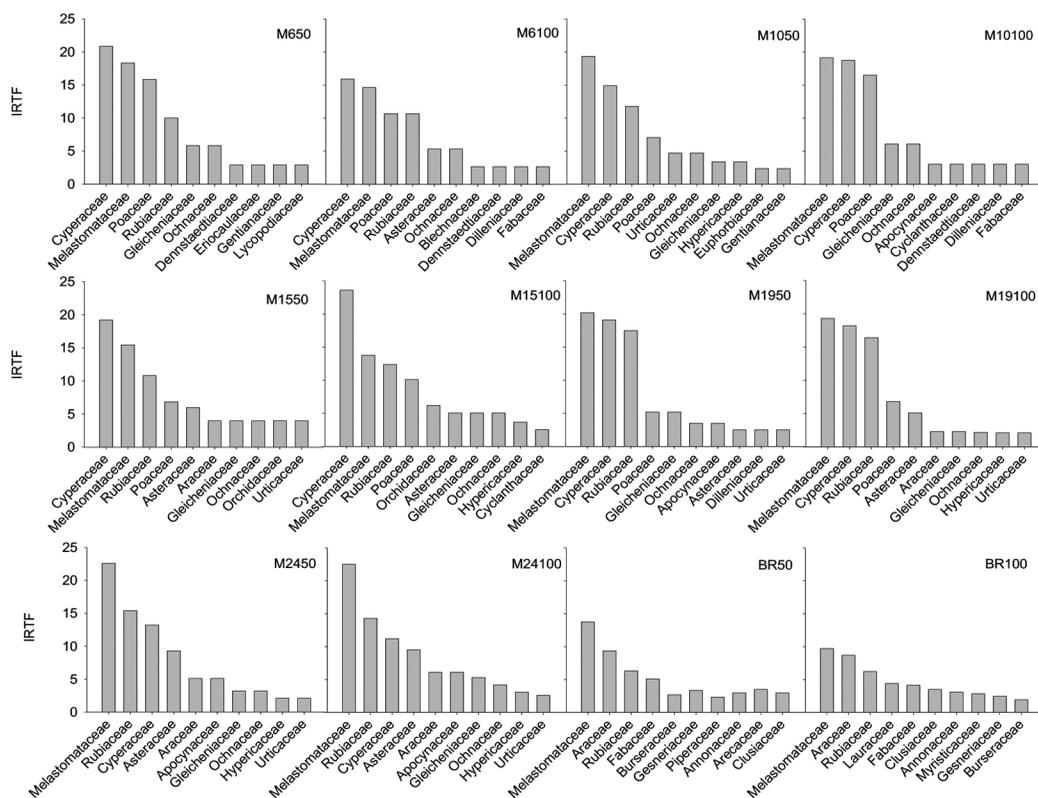


Fig. 3. Representatividad (IRTF %) de las diez familias más comunes encontradas a 50 y 100 m de distancia desde el borde bosque-mina, en minas (M) de distinto tiempo de revegetación natural (6, 10, 15, 19, 24 años) y bosque de referencia (BR) en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. / **Fig. 3.** Representativeness (IRTF %) of the ten most common families found at 50 and 100 m of distance to the mine-forest edge, in mines (M) of different time of natural revegetation (6, 10, 15, 19, 24 years) and reference forest (BR) in Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

referencia (Guerra-Martínez et al., 2021). Por el contrario, en minas de uranio (Martínez-Ruiz et al., 2001; Martínez-Ruiz & Fernández-Santos, 2005) y de carbón (Alday et al., 2011) en España, bajo clima Mediterráneo, la diversidad aumenta rápidamente durante la sucesión temprana (5-12 años) hasta valores máximos, similares a los de las comunidades de referencia (Martínez-Ruiz et al., 2001) o incluso más altos, y luego disminuye (Alday et al., 2011).

Asimismo, en bosques tropicales secundarios de Australia afectados por deforestación intensiva, se evidenció una fuerte influencia del tiempo de abandono sobre la diversidad de especies (Goosem et al., 2016). Está claro que al comparar tendencias de diversidad durante

la sucesión no sólo debe considerarse el tipo de ambiente sino también la naturaleza de la actividad minera realizada, ya que pueden conllevar diferente grado de deterioro del suelo y por ello diferente trayectoria sucesional (Prach & Walker, 2019). Además de la riqueza y la diversidad de especies, otros atributos de la vegetación también parecen ser favorecidos por el tiempo de abandono de las áreas alteradas, encontrándose por ejemplo incrementos significativos de la cobertura vegetal conforme aumenta el tiempo de abandono (Goosem et al., 2016).

De manera general, se acepta que la colonización de especies, su crecimiento y la dinámica sucesional son procesos que están



condicionados por el clima y la calidad del sustrato (Prach & Walker, 2019; Walker et al., 2003). Varios trabajos han demostrado que propiedades del suelo, tales como la biomasa microbiana, la actividad biológica, el contenido de materia orgánica y nutrientes, incrementan sus cantidades o mejoran su disponibilidad conforme aumenta el tiempo tras el cese de la alteración (Bardgett et al., 2005; De Kovel et al., 2000; Ramírez-Moreno et al., 2019; Wang et al., 2011). Dado que las comunidades vegetales estudiadas aquí (minas de distintos tiempos de abandono y bosque de referencia) están sometidas a las mismas condiciones climáticas (Poveda-M et al., 2004), es posible pensar que los pequeños cambios observados en la diversidad y en sus componentes se deban en gran medida al poco desarrollo del suelo en las minas tras la alteración, debido a la fuerte alteración biogeoquímica que el proceso extractivo genera sobre el suelo (Ramírez-Moreno et al., 2019), si se compara la calidad del suelo en las minas con el del bosque de referencia circundante donde la calidad del sustrato es mejor (Quinto & Moreno, 2014).

La calidad del sustrato tiene un efecto positivo sobre el restablecimiento de la vegetación en zonas alteradas (Prach & Walker 2019; Walker & del Moral, 2003). Sin embargo, es claro que otros factores, como los mecanismos de dispersión de las especies (Alday et al., 2011), la disponibilidad de un banco de semillas (Valois-Cuesta et al., 2017), la depredación post-dispersiva (Pérez-Ramos et al., 2012) o las interacciones planta-planta del tipo inhibición, competencia y/o facilitación (Alday et al., 2016), entre otros, también cumplen un papel regulador durante la revegetación natural temprana de zonas mineras abandonadas. Al respecto, algunas aproximaciones experimentales han demostrado que la introducción o eliminación de algunas especies de plantas (por ejemplo: especies nodriza, fijadoras de nitrógeno o promotoras de la actividad biológica del suelo) pueden limitar, favorecer o cambiar la trayectoria de la revegetación natural de áreas degradadas hacia la comunidad de

referencia (John et al., 2012; Stinca et al., 2015; Walker et al., 2003).

Independiente del tipo de sistema estudiado (minas de diferentes tiempos de abandono o bosque de referencia), las áreas más cercanas a la zona de borde bosque-mina mostraron mayor densidad de individuos (mayor dominancia). Por su parte, la riqueza y diversidad de especies apenas variaron con la distancia en las minas de distintos tiempos de abandono, pero tomaron valores más altos en el bosque de referencia. Desde el punto de vista de la revegetación natural de las minas abandonadas, este resultado sugiere que la zona de transición bosque-mina (borde) cumple un papel regulador en la expansión de algunos (no todos) elementos florísticos del bosque de referencia hacia las minas. En esta zona de transición se generan condiciones ambientales y ecológicas particulares (p.e. hay más iluminación en el borde que en el interior del bosque) (Harper et al., 2005) que facilitan el establecimiento y propagación de algunas especies pioneras heliófitas que logran sobrevivir en el área próxima al borde del bosque de referencia (Forero & Finegan, 2002). Esto puede explicar el hecho de haber encontrado menor riqueza y diversidad de especies en el bosque de referencia a 50 m de distancia del borde bosque-mina (Tabla 1), y alta importancia ecológica (IVIs) de pocas especies leñosas como *C. spathulata* y *M. reducens* a esa misma distancia (50 m), tanto en el interior del bosque de referencia como de las minas (Apéndice 1).

El establecimiento natural de la vegetación en zonas donde la sucesión primaria es el punto de partida (minas, taludes de carretera, etc.) es lento, pero puede acelerarse si existe una fuente de propágulos cercana en parches de vegetación remanentes (Martín-Sanz et al., 2015). Aunque en este estudio la distancia al bosque de referencia no parece tener un efecto evidente sobre la riqueza y diversidad vegetal de las minas tras 24 años de abandono, otros trabajos desarrollados en áreas alteradas por causas antropológicas han mostrado tendencias diferentes. Por ejemplo, Goosem et al. (2016), evidenciaron que la riqueza de especies tiende a ser mayor en las áreas cercanas al bosque.

Asimismo, Helsen et al. (2013), concluyeron que los cambios en diversidad vegetal en las áreas alteradas con respecto a la distancia al bosque adyacente están determinados por el tipo de especie de planta, puesto que las especies especialistas propias del bosque maduro disminuyen su representatividad con la distancia a éste; mientras que, las especies generalistas la aumentan en ese sentido (Helsen et al., 2013). Al respecto, Turner et al. (1998) encontraron que el tamaño del disturbio es un factor condicionante de la sucesión vegetal; pues si el área alterada es grande, puede cambiar drásticamente las condiciones microclimáticas del sitio y generar ambientes extremos que limitan la colonización y sobrevivencia de especies dentro del área alterada y, por lo tanto, se reduzca o se elimine la diversidad de especies con potencial para la revegetación temprana (Turner et al., 1998).

Tras 24 años de sucesión natural, las áreas afectadas por minería son colonizadas principalmente por especies herbáceas pioneras tolerantes a alta iluminación, altas temperaturas superficiales y sustratos pobres en nutrientes (Valois-Cuesta & Martínez-Ruiz, 2017), las cuales desarrollan altas abundancias en el seno de las minas (por ejemplo: *A. bicornis*, *A. berteroniana*, *C. spathulata*, *C. alatus*, *C. hirta*, *C. luzulae*, *C. sphacelatus*, *D. flexuosa*, *D. capitatum*, *E. interstincta*, *E. acutangula*, *E. filiculmis*, *F. umbellata*, *H. repens*, *L. granatensis*, *L. cernua*, *M. calvescens*, *M. reducens*, *P. calomelanos*, *R. tenerrima*, *S. erecta*, *S. bifidus* y *X. jupicai*). Como resultado, en las minas se configuran comunidades vegetales menos estructuradas en términos de riqueza, diversidad y equitatividad, si se comparan con el bosque de referencia (Tabla 1). Por ejemplo, en la mina de 6 años de revegetación, 62.3 % de los individuos registrados a 50 m desde el borde bosque-mina pertenecían a cinco (12.5 %) de las 40 especies registradas en esa mina y distancia (*C. luzulae*, *H. repens*, *L. cernua*, *P. calomelanos* y *X. jupicai*), todas reportadas como especies colonizadoras o pioneras (Valois-Cuesta & Martínez-Ruiz, 2017). Esta condición puede variar durante la sucesión

natural, ya que las especies más dominantes cambian paulatinamente su representatividad ecológica, dando cabida a otras especies que se ven favorecidas por dichos cambios pudiendo establecerse dentro del sistema (Martín-Sanz et al., 2015).

Cambios en la composición florística: La semejanza florística fue alta entre las comunidades de las minas, pero fue mínima al comparar las minas con el bosque de referencia en todas las posibles combinaciones (Tabla 2). Esta tendencia se ha observado en otros bosques neotropicales, donde la semejanza florística aumenta con el tiempo de abandono, siendo mucho mayor en el bosque de referencia que en las áreas en recuperación (DeWalt et al., 2003). El hecho de que las comunidades de las minas y las del bosque de referencia difieran ampliamente en composición florística (solo un 7 % de la vegetación registrada en el bosque de referencia se encontró en las minas) sugiere que la vegetación que se establece en las minas durante los primeros 24 años de revegetación natural no proviene en gran medida de la matriz de bosque adyacente. Entonces ¿Cuál es la fuente principal de propágulos de las minas durante las etapas tempranas de revegetación natural? Esta pregunta puede responderse al analizar las comunidades estudiadas desde el punto de vista del IRTF para las familias más comunes (Fig. 3). Por ejemplo, al comparar las composiciones de las familias Melastomataceae y Rubiaceae, dos grupos indicadores de diversidad (Valois-Cuesta et al., 2016), en minas y bosque, se aprecia que las especies que crecen en las minas son diferentes, en alto porcentaje, a las halladas en el bosque de referencia, pues sólo 11.1 % (cuatro especies) de las melastomáceas registradas (36) fueron comunes a los dos sistemas, un patrón similar fue observado en rubiáceas, con cuatro especies comunes (18.0 %) de 22 registradas (Apéndice 1), lo cual demuestra la existencia de amplias diferencias florísticas incluso a nivel de grupos taxonómicos comunes. Adicionalmente, una revisión de las colecciones de Melastomataceae y Rubiaceae en la base de



datos Trópico del *Missouri Botanical Garden* (<http://www.tropicos.org>), reveló que la mayoría de las especies de Melastomataceae encontradas en las minas también se han recolectado en bordes y taludes de carreteras, en zonas de deslizamientos de tierra, y en zonas de cultivo o pastoreo abandonadas, mientras que las especies de esta misma familia registradas en el bosque de referencia son reportadas en bosques primarios o secundarios. Lo anterior sugiere que las diferencias en composición florística entre las minas y el bosque de referencia es el resultado de una colonización más eficiente de especies pioneras nativas o naturalizadas que provienen de otras áreas alteradas circundantes a las minas, que de especies menos adaptadas a las condiciones ambientales de las minas que posiblemente ingresan desde el bosque de referencia. Estas especies ruderales que colonizan las minas rápidamente tras su abandono ya están adaptadas a condiciones ambientales estresantes en otras zonas degradadas (p. e. alta disponibilidad de luz, altas temperaturas superficiales y pocos nutrientes en el suelo, alta presión de herbivoría, etc.) y pueden competir eficientemente con las especies que eventualmente llegan desde el bosque de referencia a esas zonas críticas.

Por otra parte, el hecho de que familias como Cyperaceae sean dominantes en las minas, pero no en el bosque de referencia, indica que ciertos taxones conforman grupos funcionales de especies que encuentran en el seno de las minas un hábitat propicio para prosperar y, eventualmente, favorecer las condiciones para el reclutamiento paulatino de otras especies menos tolerantes. El establecimiento temprano de especies de Cyperaceae en las minas puede deberse entre otras razones a las relaciones simbióticas que establecen con micorrizas arbusculares en sistemas con suelos degradados (Lovera & Cuenca, 1996). Helsen et al. (2013) sugieren que las diferencias en composición florística entre zonas alteradas y su bosque de referencia pueden ser explicadas por la historia de vida de las especies de plantas, ya que especies adaptadas al bosque maduro disminuyen su representatividad con la

distancia a éste; mientras que aquellas generalistas la aumentan a medida que se alejan del mismo (Helsen et al., 2013).

La distancia al borde (bosque-mina) parece aumentar las diferencias en composición florística entre las comunidades del bosque de referencia. Al respecto, es posible que el efecto de borde penetre hasta los 50 m, pero no hasta los 100 m de distancia en el bosque estudiado, y como resultado de la variación en las condiciones microclimáticas que se generan entre la zona de borde y el interior del bosque (p.e. menor incidencia de flujo fotónico y demanda evapotranspirativa, pero mayor humedad y fertilidad del suelo en el interior que en el borde), se configuren composiciones vegetales diferentes, con una mezcla de especie heliófitas pioneras y esciófitas en el borde, y una comunidad dominada por especies esciófitas en el interior (Harper et al., 2005) (Apéndice 1).

En conclusión, los resultados sugieren que si se considera el bosque adyacente como la comunidad de referencia hacia donde tendría que direccionarse la trayectoria sucesional de las minas; entonces, 24 años de abandono tras el cierre de las minas es poco tiempo para apreciar una recuperación sustancial de la estructura biológica y composición de la vegetación, pues tras ese tiempo de revegetación natural, las comunidades de minas tienen alta semejanza florística, pero su riqueza, diversidad, equitatividad y composición de especies dista sustancialmente de los valores superiores registrados en el bosque de referencia (solamente 7 % de las especies del bosque de referencia prospera en las minas). Estas variaciones parecen ser independientes de la distancia a la cual las minas se encuentran del bosque de referencia; sin embargo, es claro que otros factores como la calidad del sustrato y las estrategias reproductivas de especies herbáceas de Cyperaceae y Melastomataceae, así como algunas arbóreas como *C. spathulata* y *M. reducens*, juegan un papel importante en la revegetación natural temprana de minas de oro abandonadas en los bosques pluviales del Chocó biogeográfico colombiano.

A manera de recomendación, se sugiere que, para futuras explotaciones mineras, previo a los impactos, se diseñen corredores biológicos que permitan un flujo de componentes bióticos desde la matriz de bosque adyacente a las áreas impactadas por la actividad, de manera que se promueva la dispersión de semillas entre estos dos sistemas, facilitando así, la revegetación natural temprana de las áreas impactadas por la minería.

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento

se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

AGRADECIMIENTOS

A S. Eccehomo por su acompañamiento; a J. F. Lizalda, Y. Urrutia y K. J. Herrera por su ayuda en el trabajo de campo. A la comunidad de Raspadura por su acogida. Este trabajo fue financiado por la Universidad Tecnológica del Chocó (UTCH) (Convocatoria Interna 2013-2014), UTCH-Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (Código BPIN 2013000100191), y por la Fundación Carolina-UTCH-Universidad de Valladolid con una beca de doctorado asignada a H. Valois.

APÉNDICE 1 / APPENDIX 1

Inventario y valor de importancia (IVIs) de las especies en minas de 6-24 años de revegetación natural (M) y bosque de referencia (B) en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. / Inventory and value of importance (IVIs) of the species in mines of 6-24 years of natural revegetation (M) and reference forest (B) in Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

Nombre científico	Familia	Hábito de crecimiento	Modo de vida	Ambiente (IVIs)
<i>Abuta chocoensis</i> Krukoff & Barneby	Menispermaceae	Lianiforme	Epífito	B (0.23)
<i>Acalypha platyphylla</i> Mull. Arg.	Euphorbiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.99)
<i>Aciotis acuminifolia</i> (Mart. ex DC.) Triana	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.63)
<i>Aciotis indecora</i> (Bonpl.) Triana	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.74)
<i>Aciotis ornata</i> (Miq.) Gleason	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.30)
<i>Aciotis polystachya</i> (Bonpl.) Triana	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.57)
<i>Acisanthera quadrata</i> Pers.	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	M (2.85)
<i>Adelobotrys fuscescens</i> Triana	Melastomataceae	Lianiforme	Epífito	B (0.32)
<i>Aiouea lehmannii</i> (O. C. Schmidt) Renner	Lauraceae	Árboreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Euphorbiaceae	Árboreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Allomarkgrafia foreroi</i> A. H. Gentry	Apocynaceae	Lianiforme	Epífito	M (0.27)
<i>Amaioua corymbosa</i> Kunth	Rubiaceae	Árboreo	Terrestre	B (0.55)
<i>Amphidasya ambigua</i> (Standl.) Standl.	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.83)
<i>Amphitecna latifolia</i> (Mill.) A. H. Gentry	Bignoniaceae	Árboreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Anaxagorea crassipetala</i> Hemsl.	Annonaceae	Árboreo	Terrestre	B (0.51)
<i>Andira inermis</i> (Wright) DC.	Fabaceae	Árboreo	Terrestre	B (1.23)
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Poaceae	Herbáceo	Terrestre	M (6.82)
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Poaceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.56)
<i>Aneilema umbrosum</i> (Vahl) Kunth	Lauraceae	Árboreo	Terrestre	B (0.90)
<i>Aniba perutilis</i> Hemsl.	Lauraceae	Árboreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Anthurium acutangulum</i> Engl.	Araceae	Herbáceo	Epífito	B (0.78)
<i>Anthurium andraeanum</i> Linden ex André	Araceae	Herbáceo	Epífito	B (0.78)
<i>Anthurium aureum</i> Engl.	Araceae	Herbáceo	Terrestre	B (2.06)



Nombre científico	Familia	Hábito de crecimiento	Modo de vida	Ambiente (IVIs)
<i>Anthurium colonense</i> Croat	Araceae	Herbáceo	Epífita	B (0.23)
<i>Anthurium lancea</i> Sodiro	Araceae	Herbáceo	Terrestre	B (2.86)
<i>Anthurium monticola</i> Engl.	Araceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.28)
<i>Anthurium scandens</i> (Aubl.) Engl.	Araceae	Herbáceo	Epífita	B (1.06)
<i>Anthurium trilobum</i> Lindl.	Araceae	Herbáceo	Epífita	B (0.23)
<i>Aphelandra fasciculata</i> Wassh.	Acanthaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.23)
<i>Aphelandra panamensis</i> McDade	Acanthaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.47)
<i>Ardisia foreroi</i> Lundell	Primulaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.83)
<i>Arundinella berteroniana</i> (Schult.) Hitchc. & Chase	Poaceae	Herbáceo	Terrestre	M (2.12)
<i>Asplundia vagans</i> Harling	Cyclanthaceae	Herbáceo	Epífita	B (0.63)
<i>Asterogyne martiana</i> (H. Wendl.) H. Wendl. ex Drude	Arecaceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.02)
<i>Attalea allenii</i> H. E. Moore	Arecaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.97)
<i>Banisteriopsis elegans</i> (Triana & Planch.) Sandwith	Malpighiaceae	Lianiforme	Epífita	M (0.88)
<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl.	Fabaceae	Lianiforme	Epífita	B (0.23)
<i>Becquerelia cymosa</i> Brongn	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27)
<i>Bellucia wurdackiana</i> (S. S. Renner) Penneys, F. A. Michelangeli, Judd & Almeda	Melastomataceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.23)
<i>Blakea lanuginosa</i> Wurdack	Melastomataceae	Arbustivo	Epífita	B (1.81)
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	Moraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.28)
<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken	Moraceae	Arbóreo	Terrestre	B (2.27)
<i>Calathea colombiana</i> L. B. Sm. & Idrobo	Marantaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.23)
<i>Calatola costarricensis</i> Standl.	Icacinaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Calyptranthes killipii</i> Standl.	Myrtaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Calyptranthes speciosa</i> Sagot	Myrtaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Calyptrocarya glomerulata</i> (Brongn.) Urb.	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.31), B (0.63)
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.97)
<i>Carpotroche pacifica</i> (Cuatrec.) Cuatrec.	Flacourtiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.23)
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Salicaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.83)
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Cavendishia compacta</i> A. C. Sm.	Ericaceae	Lianiforme	Epífita	B (0.47)
<i>Cecropia peltata</i> L.	Urticaceae	Arbóreo	Terrestre	M (0.83), B (0.47)
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pavon) Planch.	Ochnaceae	Arbóreo	Terrestre	M (6.89), B (3.20)
<i>Cestrum racemosum</i> Ruiz & Pav.	Solanaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.23)
<i>Cheilocostus speciosus</i> (J. Koenig) C. D. Spectht.	Costaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.36)
<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle	Gentianaceae	Herbáceo	Terrestre	M (5.27)
<i>Chrysochlamys glauca</i> (Oerst. ex Planch. & Triana) Hemsl.	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Chusquea serpens</i> L. G. Clark & Londoño	Poaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.36)
<i>Cleistes rosea</i> Lindl.	Orchidaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.54)
<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D. Don	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27)
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	M (2.05)
<i>Clidemia killipii</i> Gleason	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.89)
<i>Clidemia sericea</i> D. Don	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	M (9.37)
<i>Clidemia setosa</i> (Triana) Gleason	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	B (1.94)
<i>Clusia cruciata</i> Cuatrec.	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.08)
<i>Clusia glomerata</i> Cuatrec.	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.36)
<i>Clusia lineata</i> (Benth.) Planch. & Triana	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.28)
<i>Coccocypselum hirsutum</i> Bartl. ex DC.	Rubiaceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.22)
<i>Coccoloba acuminata</i> Kunth	Polygonaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Columnea consanguinea</i> Hanst.	Gesneriaceae	Lianiforme	Epífita	B (0.89)
<i>Columnea cruenta</i> B. D Morley	Gesneriaceae	Lianiforme	Epífita	B (1.24)

Nombre científico	Familia	Hábito de crecimiento	Modo de vida	Ambiente (IVIs)
<i>Columnea ericae</i> Mansf.	Gesneriaceae	Lianiforme	Epifito	B (0.99)
<i>Compsonera capitellata</i> (A. DC.) Warb.	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.98)
<i>Compsonera cuatrecasii</i> A. C. Sm.	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.80)
<i>Conostegia lasiopoda</i> Benth.	Melastomataceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.20)
<i>Couepia guianensis</i> Aubl.	Chrysobalanaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Couma macrocarpa</i> Barb. Rodr.	Apocynaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Lecythidaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.48)
<i>Croton choconius</i> Croizat	Euphorbiaceae	Arbóreo	Terrestre	M (0.27), B (0.47)
<i>Cyathea brunnescens</i> (Barrington) R. C. Moran	Cyatheaceae	Arbustivo	Terrestre	B (2.11)
<i>Cyathea decorata</i> (Maxon) R. M. Tryon	Cyatheaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.51)
<i>Cybianthus magnus</i> (Mez) Pipoly	Primulaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.23)
<i>Cyclanthus bipartitus</i> Poit. ex A. Rich.	Cyclanthaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.56), B (1.03)
<i>Cyclodium trianae</i> (Mett.) A. R. Sm.	Dryopteridaceae	Herbáceo	Terrestre	B (2.36)
<i>Cyperus haspan</i> L.	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.28)
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (10.52)
<i>Cyperus millifolius</i> Poepp. & Kunth	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.47)
<i>Cyperus mutisii</i> (Kunth) Andersson	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.35)
<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (2.96)
<i>Dacryodes occidentalis</i> Cuatrec.	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre	M (0.27)
<i>Danaea nodosa</i> (L.) Sm.	Marattiaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.28)
<i>Davilla kunthii</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	Lianiforme	Epifito	M (1.46)
<i>Dendrobangia boliviana</i> Rusby	Cardiopteridaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.83)
<i>Dicranopteris flexuosa</i> (Schrud.) Underw.	Gleicheniaceae	Herbáceo	Terrestre	M (3.23)
<i>Dicranopygium cuatrecasanum</i> Harling	Cyclanthaceae	Herbáceo	Epifito	B (3.32)
<i>Dicranopygium idrobonis</i> Harling	Cyclanthaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27)
<i>Dicranopygium novogranatense</i> Harling	Cyclanthaceae	Herbáceo	Epifito	B (0.59)
<i>Didymochlamys whitei</i> Hook. F.	Rubiaceae	Herbáceo	Epifito	B (0.28)
<i>Dieffenbachia nitidipetiolata</i> Croat & Grayum	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (0.99)
<i>Dieffenbachia plowmanii</i> Croat	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (3.41)
<i>Dilkea acuminata</i> Mast.	Passifloraceae	Lianiforme	Epifito	B (0.47)
<i>Diplacrum capitatum</i> (Willd.) Boeckeler	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (5.42)
<i>Discophora guianensis</i> Miers	Stemonuraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Doliocarpus multiflorus</i> Standl.	Dilleniaceae	Lianiforme	Epifito	B (1.06)
<i>Duguetia odorata</i> (Diels) J. F. Marcbr.	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.06)
<i>Dystovomita clusiiifolia</i> (Maguire) D'Arcy	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.29)
<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.	Cyperaceae	Herbáceo	Acuática	M (3.56)
<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (3.55)
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Cyperaceae	Herbáceo	Acuática	M (7.76)
<i>Endlicheria browniana</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.02)
<i>Eriotheca squamigera</i> (Cuatrec.) Fern. Alonso	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Erythrina fusca</i> Lour.	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC) S. A. Mori	Lecythidaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.55)
<i>Evodianthus funifer</i> (Poit.) Lindm.	Cyclanthaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.29)
<i>Faramea calophylla</i> Standl.	Rubiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.95)
<i>Faramea oraria</i> Standl.	Rubiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.36)
<i>Fuirena robusta</i> Kunth	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.65)
<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.78)
<i>Geonoma cuneata</i> H. Wendl. ex Spruce	Arecaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.70)
<i>Glossoloma panamense</i> (C.V. Morton) J.L. Clark	Gesneriaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.95)
<i>Graffenrieda anomala</i> Triana	Melastomataceae	Lianiforme	Epifito	M (0.30), B (0.87)
<i>Guarea glabra</i> Vahl.	Meliaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Meliaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.48)
<i>Gutteria alta</i> R.E.Fr.	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Gutteria cargadera</i> Triana & Planch.	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.83)



Nombre científico	Familia	Hábito de crecimiento	Modo de vida	Ambiente (IVIs)
<i>Guatteria cestrifolia</i> Triana & Planch.	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.55)
<i>Guatteria hirsuta</i> Ruiz & Pav.	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Gustavia speciosa</i> (Kunth) DC.	Lecythidaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.59)
<i>Heisteria concinna</i> Standl.	Olacaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.51)
<i>Henriettella tuberculosa</i> (Donn. Sm.) L.O Williams	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.89)
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Phyllanthaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.87)
<i>Hieronyma oblonga</i> (Tul.) Mull. Arg.	Phyllanthaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.28)
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	Apocynaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Homalomena wendlandii</i> Schott	Araceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27), B (1.03)
<i>Homolepis aturensis</i> (Kunth) Chase	Poaceae	Herbáceo	Terrestre	M (2.10)
<i>Hylaeanthe hoffmannii</i> (K. Schum.) A. M. E. Jonker & Jonker ex H. Kenn.	Marantaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27), B (0.28)
<i>Hypolepis parallelogramma</i> (Kunze) C. Presl	Dennstaedtiaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.47)
<i>Hypolepis repens</i> (L.) C. Presl	Dennstaedtiaceae	Arbustivo	Terrestre	M (8.76)
<i>Hyptis capitata</i> Jacq.	Lamiaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.54)
<i>Inga cocleensis</i> Pittier	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Inga filiformis</i> N. Zamora	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Inga polita</i> Britton & Killip	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.39)
<i>Inga umbelifera</i> (Vahl) DC	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Iryanthera lancifolia</i> Ducke	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Ischaemum latifolium</i> (Spreng.) Kunth	Poaceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.29)
<i>Isertia pittieri</i> (Standl.) Standl.	Rubiaceae	Arbóreo	Terrestre	M (2.58)
<i>Klarobelia anomala</i> (R.E.Fr.) Chatronu	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Lacmellea floribunda</i> (Poepp.) Benth. & Hook. F.	Apocynaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Lacmellea panamensis</i> (Woodson) Markgr.	Apocynaceae	Arbóreo	Terrestre	M (0.28)
<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A.C. Sm.	Ochnaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.59)
<i>Leandra granatensis</i> Gleason	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	M (4.64)
<i>Leandra chaetodon</i> (DC.) Cogn.	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.81)
<i>Lepidaploa lehmannii</i> (Hieron.) H. Rob.	Asteraceae	Arbustivo	Terrestre	M (0.76)
<i>Leretia cordata</i> Vell.	Icacinaceae	Lianiforme	Epifito	B (0.23)
<i>Licania chocoensis</i> Cuatrec.	Chrysobalanaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.35)
<i>Licania durifolia</i> Cuatrec.	Chrysobalanaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.70)
<i>Lindsaea lancea</i> (L.) Bedd.	Lindsaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.78)
<i>Lomariopsis fendleri</i> D.C. Eaton	Lomariopsidaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.60)
<i>Lozania mutisiana</i> Schult.	Lacistemataceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.55)
<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic. Serm.	Lycopodiaceae	Herbáceo	Terrestre	M (18.2)
<i>Mabea occidentalis</i> Benth.	Euphorbiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.91)
<i>Macrolobium archeri</i> Cowan	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.28)
<i>Mapania assimilis</i> T. Koyama	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.28)
<i>Marila laxiflora</i> Rusby	Calophyllaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.32)
<i>Marila pluricostata</i> Standl. & L.O. Williams	Calophyllaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.56)
<i>Matisia bullata</i> Fern. Alonso	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.51)
<i>Matisia racemifera</i> Fern. Alonso	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.40)
<i>Miconia acuminifera</i> Triana	Melastomataceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Miconia affinis</i> DC.	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	M (1.13), B (1.23)
<i>Miconia calvescens</i> DC.	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	M (1.16)
<i>Miconia centrodesma</i> Naudin	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.39)
<i>Miconia centrioides</i> Gleason	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.06)
<i>Miconia impetolaris</i> (Sw.) D. Don ex DC.	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.16)
<i>Miconia lonchophylla</i> Naudin	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	M (0.33), B (1.12)
<i>Miconia loreyoides</i> Triana	Melastomataceae	Lianiforme	Epifito	B (0.97)
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	M (0.85)

Nombre científico	Familia	Hábito de crecimiento	Modo de vida	Ambiente (IVIs)
<i>Miconia pileata</i> DC.	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.32)
<i>Miconia reducens</i> Triana	Melastomataceae	Arbóreo	Terrestre	M (3.68), B (1.83)
<i>Mimosa pudica</i> L.	Fabaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.96)
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.47)
<i>Nepsera aquatica</i> (Aubl.) Naudin	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.17)
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.32)
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.52)
<i>Ocotea floribunda</i> (Sw.) Mez	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Ormosia cuatrecasasii</i> Rudd	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.28)
<i>Ossaea bracteata</i> Triana	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (11.83)
<i>Ossaea sessilifolia</i> (Triana) Wurdack	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.80)
<i>Ossaea spicata</i> Gleason	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (5.08)
<i>Otoba gracilipes</i> (A.C.Sm) A. H. Gentry	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.14)
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.23)
<i>Palicourea seemanii</i> Standl.	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (2.94)
<i>Panicum polygonatum</i> Schrad.	Poaceae	Herbáceo	Terrestre	M (2.04)
<i>Paradrymonia ciliosa</i> (Mart.) Wiehler	Gesneriaceae	Herbáceo	Epifito	B (0.87)
<i>Paradrymonia conferta</i> (C. V. Morton) Wiehler	Gesneriaceae	Herbáceo	Epifito	B (0.23)
<i>Paspalum saccharioides</i> Nees ex Trin.	Poaceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.35)
<i>Paullinia correae</i> Croat	Sapindaceae	Lianiforme	Epifito	B (0.28)
<i>Pausandra martinii</i> Baill.	Sapindaceae	Lianiforme	Epifito	B (0.47)
<i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.47)
<i>Perebea guianensis</i> Aubl.	Moraceae	Arbóreo	Terrestre	B (2.19)
<i>Phenax angustifolius</i> (Kunth) Wedd.	Urticaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.23)
<i>Philodendron alliodorum</i> Croat & Grayum	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (1.10)
<i>Philodendron bakeri</i> Croat & Grayum	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (0.23)
<i>Philodendron fragrantissimum</i> (Hook.) G. Don	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (0.51)
<i>Philodendron longipes</i> Engl.	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (0.51)
<i>Philodendron squamipetiolatum</i> Croat	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (0.23)
<i>Philodendron subhastatum</i> K. Krause	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (0.23)
<i>Philodendron tripartitum</i> (Jacq.) Schott	Araceae	Herbáceo	Epifito	B (0.95)
<i>Picramnia sphaerocarpa</i> Planch.	Picramniaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Pilea costaricensis</i> Donn. Sm.	Urticaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.23)
<i>Piper carpunya</i> Ruiz & Pav.	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.47)
<i>Piper cavendishioides</i> Trel. & Yunck.	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.95)
<i>Piper certeguiense</i> Trel. & Yunck.	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.83)
<i>Piper confertinodom</i> (Trel. & Yunck.) M.A. Jaram. & R. Callejas P.	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.74)
<i>Piper septuplinervium</i> (Miq.) C. DC.	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.60)
<i>Piper subpedale</i> Trel. & Yunck.	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.28)
<i>Pitcairnia killipiana</i> L. B. Sm.	Bromeliaceae	Herbáceo	Epifito	B (1.12)
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L) Link	Pteridaceae	Herbáceo	Terrestre	M (2.14)
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	Urticaceae	Arbóreo	Terrestre	M (1.66), B (0.70)
<i>Pouteria buenaventurensis</i> (Aubrév.) Pilz	Sapotaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.55)
<i>Pouteria chocoensis</i> (Aubrév.) T.D. Penn.	Sapotaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.28)
<i>Pouteria cuspidata</i> (A. DC.) Baehni	Sapotaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Protium colombianum</i> Cuatrec.	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.64)
<i>Protium confunsun</i> (Rose) Pittier	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.68)
<i>Protium leptostachyum</i> Cuatrec.	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.95)
<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.02)
<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.59)
<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.87)



Nombre científico	Familia	Hábito de crecimiento	Modo de vida	Ambiente (IVIs)
<i>Protium veneralense</i> Cuatr.	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.52)
<i>Psychotria cooperi</i> Standl.	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	M (0.54), B (2.27)
<i>Psychotria duckei</i> Standl.	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.80)
<i>Psychotria elata</i> (Sw.) Hammel	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.55)
<i>Psychotria longicuspis</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (4.96)
<i>Psychotria officinalis</i> (Aubl.) Rausch. Ex Sandwith	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.23)
<i>Psychotria pilosa</i> Ruiz & Pav.	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.24)
<i>Psychotria poeppigiana</i> Mull. Arg.	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre	M (0.55), B (2.73)
<i>Psychotria remota</i> Benth.	Rubiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Qualea lineata</i> Stafleu	Vochysiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (2.53)
<i>Rhodospatha monsalveae</i> Croat & D.C. Bay	Araceae	Herbáceo	Epífito	B (1.10)
<i>Rhynchospora blepharophora</i> (J. Presl & C. Presl) H. Pfeiff	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.28)
<i>Rhynchospora pubera</i> (Vahl) Boeckeler	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.11)
<i>Rhynchospora tenerrima</i> Nees ex Spreng	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (12.18)
<i>Rinorea lindeniana</i> (Tul.) Kuntze	Violaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.60)
<i>Ronnbergia explodens</i> L.B. Sm.	Bromeliaceae	Herbáceo	Epífito	B (0.59)
<i>Ronnbergia morreniana</i> Linden & André	Bromeliaceae	Herbáceo	Epífito	M (0.27)
<i>Ryania speciosa</i> Vahl	Salicaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.47)
<i>Sabicea panamensis</i> Wernham	Rubiaceae	Lianiforme	Epífito	M (1.22), B (0.51)
<i>Salpichlaena volubilis</i> (Kaulf.) J. Sm.	Blechnaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27), B (0.76)
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	Ochnaceae	Herbáceo	Terrestre	M (6.75)
<i>Schradera lehmannii</i> Standl.	Rubiaceae	Lianiforme	Epífito	M (0.29), B (0.83)
<i>Scleria gaertneri</i> Raddi	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27)
<i>Scleria secans</i> (L.) Urb.	Cyperaceae	Lianiforme	Epífito	M (0.86), B (0.70)
<i>Selaginella geniculata</i> (C. Presl) Spring	Selaginellaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.51)
<i>Siparuna aspera</i> (Ruiz & Pav.) A. DC.	Siparunaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.55)
<i>Siparuna conica</i> S.S. Renner & Hausner	Siparunaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.74)
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.23)
<i>Sloanea calva</i> Pal.-Duque & Fern. Alonso	Elaeocarpaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.70)
<i>Sloanea esmeraldana</i> Pal.-Duque	Elaeocarpaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Sobralia crocea</i> (Poepp. & Endl.) Rchb. f.	Orchidaceae	Herbáceo	Epífito	M (0.28)
<i>Sobralia macrophylla</i> Rchb. f.	Orchidaceae	Herbáceo	Epífito	M (0.82)
<i>Solanum adhaerens</i> Willd. ex Roem. & Schult.	Solanaceae	Lianiforme	Terrestre	M (0.27)
<i>Sorocea affinis</i> Hemsl.	Moraceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Spermacoce alata</i> Aubl.	Rubiaceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.47)
<i>Spermacoce ocyimifolia</i> Willd. ex Roem. & Schult.	Rubiaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.92)
<i>Spermacoce prostrata</i> Aubl.	Rubiaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27)
<i>Spigelia hamelioides</i> Kunth	Loganiaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.23)
<i>Stenospermatum andreaum</i> Engl.	Araceae	Herbáceo	Epífito	B (0.23)
<i>Stenospermatum angustifolium</i> Hemsl.	Araceae	Herbáceo	Epífito	B (0.28)
<i>Stenospermatum sessile</i> Engl.	Araceae	Herbáceo	Epífito	B (0.51)
<i>Sterculia aerisperma</i> Cuatrec.	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.51)
<i>Sticherus bifidus</i> (Willd.) Ching	Gleicheniaceae	Herbáceo	Terrestre	M (12.7), B (0.47)
<i>Strychnos panamensis</i> Seem.	Loganiaceae	Lianiforme	Epífito	B (0.63)
<i>Swartzia panamensis</i> Benth.	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.10)
<i>Symphonia globulifera</i> L. F.	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.12)
<i>Syngonium chocoanum</i> Croat	Araceae	Herbáceo	Epífito	B (0.23)
<i>Syngonium macrocarpum</i> Engl.	Araceae	Herbáceo	Epífito	B (0.74)
<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Araceae	Herbáceo	Epífito	M (0.27), B (1.08)
<i>Tabernaemontana panamensis</i> (Markgr., Boiteau & L. Allorge) Leeuwenb.	Apocynaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.32)

Nombre científico	Familia	Hábito de crecimiento	Modo de vida	Ambiente (IVIs)
<i>Talisia bullata</i> Radlk.	Sapindaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Tessmannianthus calcaratus</i> (Gleason) Wurdack	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.68)
<i>Tetrorchidium ochroleucum</i> Cuatrec.	Euphorbiaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.51)
<i>Thelypteris angustifolia</i> (Willd.) Proctor	Thelypteridaceae	Herbáceo	Terrestre	M (0.27)
<i>Thelypteris falcata</i> (Liebm.) R.M. Tryon	Thelypteridaceae	Herbáceo	Epífita	B (0.23)
<i>Theobroma simiarum</i> Donn. Sm.	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (3.61)
<i>Tonina fluviatilis</i> Aubl.	Eriocaulaceae	Herbáceo	Terrestre	M (1.25)
<i>Topobea alternifolia</i> Gleason	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre	B (1.39)
<i>Tovomita weddeliana</i> Planch. & Triana	Clusiaceae	Arbustivo	Terrestre	B (0.80)
<i>Trichomanes elegans</i> Rich.	Hymenophyllaceae	Herbáceo	Terrestre	B (0.36)
<i>Unonopsis darienensis</i> Maas & Westra	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.28)
<i>Vanilla planifolia</i> Jacks. ex Andrews	Orchidaceae	Lianiforme	Epífita	B (0.28)
<i>Vernonanthura patens</i> (Kunth) H. Rob.	Asteraceae	Arbustivo	Terrestre	M (1.71)
<i>Vernonia arborescens</i> (L.) Sw.	Asteraceae	Arbustivo	Terrestre	M (1.31)
<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre	B (0.23)
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Planch. & Triana	Hypericaceae	Arbóreo	Terrestre	M (1.41), B (0.63)
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	Hypericaceae	Arbóreo	Terrestre	M (0.54)
<i>Vochysia allenii</i> Standl. & L.O. Williams	Vochysiaceae	Arbóreo	Terrestre	M (0.54)
<i>Wettinia quinaria</i> (O.F. Cook & Doyle) Burret	Arecaceae	Arbóreo	Terrestre	B (1.31)
<i>Xyris jupicai</i> Rich	Xyridaceae	Herbáceo	Terrestre	M (6.06)

REFERENCIAS

- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Rosario, M., & Mercado, H. (1996). Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevation gradient in Northeastern Puerto Rico. *Biotropica*, 28(4), 537–548.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L., & Mercado-Vega, H. (2000). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pasture: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 8(4), 328–338.
- Alday, J. G., Marrs, R. H., & Martínez-Ruiz, C. (2010). The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. *Ecological Engineering*, 36(4), 579–585.
- Alday, J. G., Pallavicini, Y., Marrs, R. H., & Martínez-Ruiz, C. (2011). Functional groups and dispersal strategies as guides for predicting vegetation dynamics on reclaimed mines. *Plant Ecology*, 212(11), 1759–1775.
- Alday, J. G., Zaldívar, P., Torroba-Balmori, P., Fernández-Santos, B., & Martínez-Ruiz, C. (2016). Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14), 13606–13616.
- Bardgett, R. D., Bowman, W. D., Kaufmann, R., & Schmidt, S. K. (2005). A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(11), 634–641.
- Byrne, M., Stone, L., & Millar, M. A. (2011). Assessing genetic risk in revegetation. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1365–1373.
- Chazdon, R. L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1–2), 51–71.
- Colwell, R. K., & Elsensohn, J. E. (2013). EstimateS turns 20: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. *Ecography*, 37(2014), 609–613.
- De Kovel, C. F., Wilms, Y. J. O., & Berendse, F. (2000). Carbon and nitrogen in soil and vegetation at sites differing in successional age. *Plant Ecology*, 149(2000), 43–50.
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K., & Denslow, J. S. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182(1–3), 139–151.



- Díaz, W. A., & Elcoro, S. (2009). Plantas colonizadoras en áreas perturbadas por la minería en el Estado Bolívar, Venezuela. *Acta Botánica Venezuelica*, 32(2), 453–466.
- Forero, L. A., & Finegan, B. (2002). Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus implicaciones para el manejo y la conservación. *Revista Forestal Centroamericana*, 38(2002), 39–43.
- 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*. Conservation International.
- Gómez, J. M., García, D., & Zamora, R. (2003). Impact of vertebrate acorn-and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management*, 180(1–3), 125–134.
- González-Alday, J., Marrs, R. H., & Martínez-Ruiz, C. (2009). Soil seed bank formation during early revegetation after hydroseeding in reclaimed coal wastes. *Ecological Engineering*, 35(7), 1062–1069.
- Goosem, M., Paz, C., Fensham, R., Preece, N., Goosem, S., & Laurance, S. G. (2016). Forest age and isolation affect the rate of recovery of plant species diversity and community composition in secondary rain forests in tropical Australia. *Journal of Vegetation Science*, 27(3), 504–514.
- Guerra-Martínez, F., García-Romero, A., Martínez-Morales, M. A., & López-García, J. (2021). Resiliencia ecológica del bosque tropical seco: recuperación de su estructura, composición y diversidad en Tehuantepec, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(2021), 1–15.
- Hardt, R. A., & Forman, R. T. (1989). Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Journal of Ecology*, 70(5), 1252–1260.
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brosofske, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D. A., Jaiteh, M. S., & Esseen, P. A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768–782.
- Helsen, K., Hermy, M., & Honnay, O. (2013). Spatial isolation slows down directional plant functional group assembly in restored semi natural grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 404–413.
- John, M. G. S., Bellingham, P. J., Walker, L. R., Orwin, K. H., Bonner, K. I., Dickie, I. A., Morse, C. W., Yeates, G. W., & Wardle, D. A. (2012). Loss of a dominant nitrogen fixing shrub in primary succession: consequences for plant and below ground communities. *Journal of Ecology*, 100(5), 1074–1084.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L., & Ganade, G. (1997). Edge-to-interior changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. En W. F. Laurence, & R. O. J. Bierregaard (Eds.), *Tropical forest remnants ecology, management, and conservation of fragmented communities* (pp. 33–43). The University Chicago Press.
- Lara-Rodríguez, J. S., Tosi-Furtado, A., & Altimiras-Martin, A. (2020). Minería del platino y el oro en Chocó: pobreza, riqueza natural e informalidad (Platinum and Gold Mining in Chocó: Poverty, Natural Wealth and Informality). *Revista de Economía Institucional*, 22(42), 241–268.
- López-Barrera, F. (2004). Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas*, 13(1), 67–77.
- López-Barrera, F., Newton, A., & Manson, R. (2005). Edge effects in a tropical montane forest mosaic: Experimental tests of post-dispersal acorn removal. *Ecological Restoration*, 20(2005), 31–40.
- Lovera, M., & Cuenca, G. (1996). Arbuscular mycorrhizal infection in Cyperaceae and Gramineae from natural, disturbed and restored savannas in La Gran Sabana, Venezuela. *Mycorrhiza*, 6(2), 111–118.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.
- Magurran, A. E., & McGill, B. J. (2011). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press.
- Martínez-Ruiz, C., & Fernández-Santos, B. (2001). Papel de la hidrosiembra en la revegetación de escombreras mineras. *Informes de la Construcción*, 53(476), 27–37.
- Martínez-Ruiz, C., & Fernández-Santos, B. (2005). Natural revegetation on topsoiled mining-spoils according to the exposure. *Acta Oecologica*, 28(3), 231–238.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., & Gómez-Gutiérrez, J. M. (2001). Effects of substrate coarseness and exposure on plant succession in uranium-mining wastes. *Plant Ecology*, 155(2001), 79–89.
- Martínez-Ruiz, C., Milder, A. I., López-Marcos, D., Zaldivar, P., & Fernández-Santos, B. (2021). Effect of the forest-mine boundary form on woody colonization and forest expansion in degraded ecosystems. *Forests*, 12(6), 773.
- Martín-Sanz, R. C., Fernández-Santos, B., & Martínez-Ruiz, C. (2015). Early dynamics of natural revegetation on roadcuts of the Salamanca province (CW Spain). *Ecological Engineering*, 75(2015), 223–231.
- Matlack, G. R. (1994). Vegetation dynamics of the forest edge trends in space and successional time. *Journal of Ecology*, 82(1), 113–123.

- Milder, A. I., Fernández-Santos, B., & Martínez-Ruiz, C. (2008). Influencia de la forma del borde del bosque en la colonización de leñosas: aplicaciones en restauración de escombreras mineras. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 28(2008), 259–264.
- Milder, A. I., Fernández Santos, B., & Martínez Ruiz, C. (2013). Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insights for forest expansion. *Land Degradation & Development*, 24(1), 39–46.
- Millar, M. A., Byrne, M., Nuberg, I. K., & Sedgley, M. (2012). High level of genetic contamination in remnant population of *Acacia saligna* from a genetically divergent planted stand. *Restoration Ecology*, 20, 260–267.
- Mori, A. S., Osono, T., & Uchida, M. (2008). Changes in the structure and heterogeneity of vegetation and microsite environments with the chronosequence of primary succession on a glacier foreland in Ellesmere Island, high arctic Canada. *Ecology Restoration*, 23(2008), 363–370.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, D. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Jhon Wiley & Sons.
- Newmak, W. D. (2001). Tanzanian forest edge microclimate gradients: Dynamic patterns. *Biotropica*, 33(1), 2–11.
- Oosterhoorn, M., & Kapelle, M. (2000). Vegetation structure and composition along an interior edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management*, 126(3), 291–307.
- Parmenter, R. R., MacMahon, J. A., Waaland, M. E., Steube, M. M., & Crisafulli, C. M. (1985). Reclamation of surface coal mines in western Wyoming for wild-life habitat. *Reclamation and Revegetation Research*, 4(2), 93–115.
- Peña-Claros, M. (2003). Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian amazon. *Biotropica*, 35(4), 450–461.
- 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(2), 467–477.
- 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). Universidad Nacional de Colombia, Conservación Internacional.
- Prach, K., & Walker, L. R. (2019). Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *Journal of Ecology*, 107(2), 510–516.
- Quinto, H., & Moreno, F. (2014). Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó biogeográfico. *Revista Árvore*, 38(6), 1123–1132.
- R Core Team. (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Ramírez-Moreno, G., Klinger, W., & Valois-Cuesta, H. (2016). *Lineamientos de manejo ecosistémico post-aprovechamiento minero en ambientes naturales del Chocó, Colombia–Protocolo*. Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico. Universidad Tecnológica del Chocó.
- Ramírez-Moreno, G., Quinto, H., Vargas, L., & Rangel-Ch, J. O. (2019). Temporary effect of mining on breathing and on the physicochemical conditions of soil. *Modern Environmental Science and Engineering*, 5(9), 837–848.
- Rangel-Ch, J. O. (2004). *Colombia diversidad biótica IV: El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- Sabattini, J. A., & Sabattini, R. A. (2018). Sucesión vegetal y restauración ecológica. *Revista Científica Agropecuaria*, 22(1–2), 31–53.
- Saunders, S. C., Chen, J., Drummer, T. D., & Crow, T. R. (1999). Modelling temperature gradients across edges over time in a managed landscape. *Forest Ecology and Management*, 117(1–3), 17–31.
- Stinca, A., Chirico, G. B., Incerti, G., & Bonanomi, G. (2015). Regime shift by an exotic nitrogen-fixing shrub mediates plant facilitation in primary succession. *Plos One*, 10(4), e0123128.
- The Angiosperm Phylogeny Group. (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161(2), 105–121.
- Titlyanova, A. A., & Mironycheva-Tokareva, N. P. (1990). Vegetation succession and biological turnover on coal-mining spoils. *Journal of Vegetation Science*, 1(5), 643–652.
- Turner, M. G., Baker, W. L., Peterson, C. J., & Peet, R. K. (1998). Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1(1998), 511–523.
- 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*, 37(2), 295–305.
- Valois-Cuesta, H., & Martínez-Ruiz, C. (2017). Especies vegetales colonizadoras de áreas perturbadas por la minería en bosques pluviales del Chocó, Colombia. *Biota Colombiana*, 18(1), 88–104.
- Valois-Cuesta, H., Córdoba-Arias, J. A., & Rentería-Arriaga, E. (2016). Patrones de diversidad de plantas en un gradiente de baja elevación en el Chocó, Colombia, usando especies indicadoras (Rubiaceae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(4), 1275–1282.
- Valois-Cuesta, H., Martínez-Ruiz, C., & Urrutia-Rivas, Y. (2017). Formación del banco de semillas durante la revegetación temprana de áreas afectadas por la minería en un bosque pluvial tropical del Chocó, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65(1), 393–404.
- Walker, L. R., & del Moral, R. (2003). *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press.
- Walker, L. R., Clarkson, B. D., Silvester, W. B., & Clarkson, B. (2003). Colonization dynamics and facilitative impacts of a nitrogen-fixing shrub in primary succession. *Journal of Vegetation Science*, 14(2), 277–290.
- Wang, B., Liu, G. B., Xue, S., & Zhu, B. (2011). Changes in soil physico-chemical and microbiological properties during natural succession on abandoned farmland in the Loess Plateau. *Environmental Earth Sciences*, 62(2011), 915–925.
- Williams-Linera, G. (1990). Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology*, 78(2), 356–373.
- Young, T. P. (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92(1), 73–83.