



Rehabilitación de la vegetación en una mina de bauxita en Venezuela

Gordon Elizabeth*¹, Fernando Alessi², Arhen Estrada²
y Mario Lisena M.³

¹Instituto de Zoología Tropical,

²Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela, A. P. 47058, Caracas;

³CVG - Bauxilum, Los Pijiguaos, Edo. Bolívar; Venezuela.

Tel. 58-212-6051585; Fax: 58-212-6051204;

*elizabeth.gordon@ciens.ucv.ve; egordoncolon@gmail.com

Resumen

En Los Pijiguaos (Edo. Bolívar-Venezuela), la empresa CVG-Bauxilum desde hace más de 15 años viene adelantando la rehabilitación de la vegetación en áreas afectadas por la explotación de la bauxita. Con el objeto de proporcionar información sobre el estado y alcance del proceso de rehabilitación en este trabajo se determinó el tamaño y composición florística del banco de semillas (BS) y de la vegetación en cuatro zonas, incluyendo el bosque natural (BN) y zonas con distintos tiempos (1-2, 5, 8 y 12 años) y tratamientos de rehabilitación. En todas las zonas, al inicio de la rehabilitación el sustrato se escarificó y fertilizó con N:P:K (12:24:12). En la zona con 12 años de rehabilitada se sembraron varias especies arbóreas exóticas, pero no se suministró capa orgánica proveniente del bosque deforestado. A las zonas de 1-2, 5 y 8 años de rehabilitadas se les agregó capa orgánica, se sembraron gramíneas exóticas para estabilizar el sustrato, y también se plantaron individuos de *Pinus caribaea*. En las zonas escogidas se ubicaron seis parcelas de 50 m², donde se determinaron forma de crecimiento, índices de importancia, altura y cobertura del dosel, profundidad de la hojarasca y porcentaje de la materia orgánica del suelo. El tamaño y la composición del BS se determinaron por el método de emergencia de plántulas. Se calcularon índices de similitud, diversidad e hicieron análisis multivariados para establecer relaciones entre las zonas. En la vegetación se identificaron un total de 93 especies. El bosque natural presentó la mayor riqueza (60 especies), seguida de las zonas rehabilitadas con 12 años (30 especies), con 8 años (27 especies) y 5 años (24 especies). En el BS se identificaron 45 especies de plantas. La riqueza de especies presentes en el BS fue similar entre las zonas evaluadas (17-22 especies). La densidad media del BS para el BN fue la más baja (280 semillas.m⁻²), y en las zonas rehabilitadas incrementó con el tiempo de la rehabilitación; así, la zona de 1-2 años tuvo 460 semillas.m⁻², la de 8 años 960 semillas.m⁻² y la de 12 años 1525 semillas.m⁻². El aporte de capa vegetal parece esencial para la rehabilitación, debido a que contiene el BS del bosque natural, el cual incrementa la repoblación de especies vegetales. Las zonas rehabilitadas con diferentes tiempos de rehabilitación desde 2 a 12 años difieren sustancialmente del BN, en atributos como riqueza y composición de especies, sugiriendo que se requiere de un tiempo mayor para la restauración de las áreas afectadas por la explotación de la bauxita.

Palabras claves: bosque húmedo tropical, minería, rehabilitación, banco de semillas.

INTRODUCCIÓN

En el mundo entero, los bosques naturales están siendo deforestados a una tasa entre el 1 y 2 % al año, de mantenerse esta velocidad de destrucción, en 50 – 100 años habrán desaparecido (Lugo & Lowe 1989), principalmente como consecuencia de la explotación ilegal de la madera, las concesiones mineras y la expansión urbana. En la década del 90, el 40 % del total de los bosques manejados por el hombre eran destinados a la minería. En países tropicales, suponiendo que el área de bosques afectados por actividades mineras no sea muy grande, el impacto indirecto puede ser muy extenso a través de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, emisiones atmosféricas de polvo, producción de ruido (Bradshaw 1997; Parrotta & Knowles 2001), problemas de erosión y escorrentía superficial, que traen consigo sedimentación y deterioro de la calidad de los cuerpos de agua cercanos (ríos y lagos) (Parrotta & Knowles 2001).

El impacto directo de las actividades mineras usualmente es severo, puesto que envuelve la destrucción de los ecosistemas naturales. Las actividades mineras tienen efectos multiplicadores, al producirse fragmentación de los ecosistemas naturales originales, cambios en los patrones de drenaje de las aguas superficiales y subterráneas y en las condiciones microclimáticas (Barrera *et al.* 2005; Cooke & Johnson 2005). Las tierras degradadas por minería se caracterizan por suelos erosionados, inestabilidad hídrica, producción primaria y biodiversidad disminuida (Parrotta 1992). La mayoría de las restricciones contra el establecimiento y crecimiento de las plantas son atribuidas al deterioro de las características estructurales, químicas, nutricionales, hídricas y microbiológicas de los suelos (Tripathi & Singh 2005). Contra estos impactos adversos es necesaria la restauración de la vegetación en los sitios afectados por la minería, lo cual requiere de una cuidadosa planificación e integración de operaciones de minería y rehabilitación, basadas en el conocimiento de principios ecológicos y silviculturales (Bradshaw 1987; 1997). Un objetivo importante de la rehabilitación es acelerar los procesos sucesionales naturales, de modo que se puedan reducir las tasas de erosión, aumentar la fertilidad del suelo (incluyendo materia orgánica), productividad y complejidad biológica, e incrementar el control biótico sobre los flujos biogeoquímicos dentro del sistema recuperado (Parrotta 1992).

La rehabilitación es una propuesta o estrategia de manejo para revertir las consecuencias negativas de la

deforestación y la degradación del suelo. La preparación del terreno ha demostrado que es un requisito esencial para el crecimiento y regeneración natural de las especies de plantas a partir de las semillas viables contenidas en la capa vegetal (“top soil”). Esta preparación incluye el manejo y aplicación de la capa u horizonte superior del suelo, escarificación del subsuelo compactado y aplicación de nutrientes (Grant *et al.* 1996; Parrotta *et al.* 1997). Además, se requiere de prácticas silviculturales para seleccionar las especies y técnicas de establecimiento apropiadas a las condiciones locales (Norman *et al.* 2006).

Diversos estudios sobre la rehabilitación de la vegetación se han realizado en distintos hábitats alrededor del mundo, por ejemplo en bosques de *Eucalyptus* de Australia (Koch & Ward 1994; Koch *et al.* 1996; Norman *et al.* 2006; Gardner 2008), bosques subtropicales de la India (Tripathi & Singh 2005) y bosques templados de los Estados Unidos de Norteamérica (Holl 2001; 2002). En el trópico destacan los trabajos de Parrotta *et al.* (1997) y Parrotta & Knowles (2001) realizados en los bosques del Amazonía Central de Brasil, en donde se ha desarrollado desde 1980 un programa de rehabilitación de la vegetación en zonas explotadas por la bauxita; estos autores señalaron que el éxito de la restauración a largo plazo depende de la preparación del sitio o del terreno y de la reforestación con especies locales, de las cuales casi siempre se conoce poco. Para los bosques lluviosos de Venezuela existe poca información publicada sobre la rehabilitación de la vegetación; no obstante para este tipo de bosque, Uhl (1982) en la Amazonía venezolana realizó estudios de recuperación de la vegetación sometida a distintas intensidades de perturbación por tala y quema.

Respecto a las actividades mineras en Venezuela, la empresa CVG-Bauxilum emplazada en la serranía Los Pijiguaos (estado Bolívar) en aras de proteger el ambiente, viene adelantando desde hace más de 15 años la rehabilitación de la vegetación en zonas afectadas por la explotación de la bauxita, señalándose que para el año 2003 se habían rehabilitado unas 320 ha (Lisena 2004). Con el objeto de proporcionar información sobre el estado y alcance del proceso de rehabilitación llevado a cabo por CVG-Bauxilum, en este trabajo se midieron diversos atributos, como diversidad y composición de especies vegetales y estructura de la vegetación en cuatro zonas, incluyendo el bosque natural y zonas con distintos tiempos y tratamientos de rehabilitación; también se determinó el tamaño y composición florística del banco

de semillas, para evaluar la importancia del banco de semillas en los programas de rehabilitación. El banco de semillas definido como las semillas y/o propágulos vegetativos presentes en o sobre la superficie del suelo o asociadas a la hojarasca que tiene dimensiones espaciales y temporales (Simpson 1989), representa una memoria del

pasado y del presente de la vegetación existente a partir del cual potencialmente se puede determinar la composición de la vegetación del futuro (Leck *et al.* 1989), ya que permite la regeneración natural de la vegetación (sucesión secundaria) después de una perturbación (Leck *et al.* 1989; Simpson 1989).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La serranía de Los Pijiguaos (Distrito Cedeño, Edo. Bolívar) se ubica al borde noroccidental del escudo de Guayana. La mina de bauxita geográficamente está situada entre 6°34'10" y 6°44'00" latitud norte y 66°42'40" y 66°45'20" longitud oeste. La precipitación total anual varía entre 2000 - 2500 mm, con un régimen de precipitación biestacional, con una estación lluviosa entre mayo y noviembre y una seca el resto del año. La temperatura media anual varía entre 24-33 °C (Lisena 2004).

El paisaje corresponde a una altiplanicie de altitud moderada (400 - 600 m s.n.m.), poco disectada y ligeramente ondulada en la parte sureste, vertientes algo inclinadas respecto al borde de la altiplanicie, y planicies coluvio-aluviales del valle ancho del río Orinoco situadas a 50 - 100 m s.n.m. (Lisena 2004). Su fitogeografía corresponde a la confluencia de las regiones: Caribe (Provincia Florística de los Llanos); Región Hylaea (Provincia Florística del Alto Orinoco); Región Guayana (Provincia de la Guayana Alta) (Huber & Guanchez 1988).

Los suelos pertenecen al orden Oxisol, suborden Orthoxs, caracterizados por permanecer húmedos durante todo el tiempo, expuestos a estación seca corta y bajo vegetación boscosa. Estos suelos son antiguos con extremo grado de meteorización, ácidos, profundos, friables, arcillosos de color rojo, lateríticos, formados por la meteorización de rocas básicas; durante el proceso de pedogénesis tuvo lugar la separación del sílice y los sesquióxidos, y la eliminación por lavado de cationes (calcio, magnesio, sodio y potasio), caracterizándolos por la baja reserva de bases (Lisena 2004), y consecuentemente se definen como suelos poco fértiles. Al respecto, Alessi (2003) reportó para el área de estudio que los suelos tienen pH bajos (5-5,6) y textura franco arenosa.

De acuerdo al sistema de clasificación de Holdridge la vegetación del área de estudio corresponde a un bos-

que húmedo tropical primario, medio y denso (Ewel & Madriz 1968). Huber & Guanchez (1988) describieron la vegetación del área de estudio, caracterizándola en dos grupos, una cerca del área de la mina de Bauxilum y otra en la región circundante o alrededor de la mina. A la primera corresponden: (1) bosque ombrófilo macrotérmico de altiplanicie; (2) bosque esclerófilo macrotérmico, situado sobre partes elevadas de la altiplanicie; (3) arbustal esclerófilo macrotérmico, ubicado sobre cumbres y topes expuestos de la altiplanicie; (4) bosque tropófilo macrotérmico, situado en laderas, van desde bosques medianos mayormente decíduos hasta semidecíduos; (5) vegetación herbácea-arbustiva, sobre lajas graníticas. En el área circundante a la mina se encuentran: (1) bosque ribereño; (2) bosque tropófilo macrotérmico; (3) sabanas arboladas; (4) sabanas arbustivas, (5) sabanas lisas, (6) vegetación herbácea-arbustiva.

La vegetación que experimenta el mayor impacto por asentamiento de poblaciones en zonas circundantes y por la explotación de la bauxita son: sabanas arboladas, arbustivas y abiertas, el bosque ombrófilo macrotérmico (altiplanicie), el arbustal esclerófilo (altiplanicie), el bosque esclerófilo macrotérmico (altiplanicie), el bosque tropófilo macrotérmico (laderas y pendientes), y el bosque ribereño (río Orinoco y río Suapure inferior) (Huber & Guanchez 1988). A los bosques de altiplanicies se les ha dado prioridad en su recuperación, por ser los más afectados ya que están ubicados en las áreas de explotación o ya explotadas; además con su recuperación se evita entre otros el arrastre de sedimentos, dado que están ubicados en los topes de las montañas.

Explotación de bauxita y tratamientos para la rehabilitación

La explotación de la bauxita se realiza en el tope de la montaña, para lo cual las plantas son eliminadas y los

suelos son removidos hasta una profundidad de 10 m, de modo que después del proceso de extracción la superficie es aplanada. Inicialmente, la empresa CVG-Bauxilum para la rehabilitación de la vegetación solamente escarificaba y fertilizaba el suelo con N:P:K 12: 24: 12. Posteriormente, para mejorar la calidad de los suelos la empresa, empezó a utilizar la capa vegetal, conformada por la biomasa vegetal y el suelo original removido. La capa vegetal es apartada durante el proceso de explotación que con la maquinaria apropiada es mezclada y apilada, y posteriormente añadida y expandida en las zonas a rehabilitar. Estas pilas o depósitos de almacenamiento no son protegidas, sino que se encuentran expuestas a las condiciones ambientales del área, lo que trae consigo que muchas de las semillas contenidas en ellas germinen antes que sean aplicadas en las zonas a rehabilitar, evidenciado con la presencia de plantas en diferentes etapas de desarrollo (plántulas, juveniles hasta individuos adultos) en todas las pilas de almacenamiento.

Una vez culminado el proceso de explotación, la compañía CVG -Bauxilum inicia las actividades de rehabilitación. El tiempo de rehabilitación va desde zonas con sólo meses hasta zonas con 12 años en recuperación. En la zona de estudio se seleccionaron zonas que han sido sometidas a uno de los dos siguientes tratamientos:

Tratamiento I: sin suministro de materia orgánica o capa vegetal. Siembra de especies arbóreas exóticas (*Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus* sp., *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, *Tabebuia* sp., *Anacardium occidentale* y *Manguifera indica*).

Tratamiento II: con suministro de capa orgánica o vegetal. Siembra de gramíneas exóticas (*Urochloa humidicola* (= *Brachiaria humidicola*), *U. decumbens* (= *B. decumbens*), *Melinis minutiflora*, *Panicum maximum*, *Cynodon dactylon* e *Hyparrhenia rufa*) para estabilizar el sustrato, controlando así la erosión del suelo (Lisena 2004), y por último la siembra de *P. caribaea*. La escogencia de las gramíneas se hizo en base a su tolerancia a la acidez y a las altas concentraciones de aluminio en el suelo (Lisena 2004).

El periodo entre la explotación y la rehabilitación varió entre las parcelas, de allí que el tiempo de acumulación y aplicación de la capa vegetal sea diferente entre las zonas, esto se evidenció por la cantidad de plántulas y árboles juveniles que se observan apiñadas en ellas. A

su vez, la aplicación de la capa vegetal no fue homogénea, dado que la profundidad de la misma iba desde unos pocos centímetros hasta 30 cm o más. Por ejemplo, en la zona con 8 años de rehabilitada se observaron sitios con 30 cm y otros con 1-2 cm de grosor de la capa vegetal; mientras que en la zona con 5 años, la capa vegetal estaba distribuida más homogéneamente y tenía unos 30 cm de espesor.

Zonas de muestreo

Para caracterizar la vegetación en el área de estudio se seleccionaron cuatro zonas de muestreo: (1) bosque natural, (2) zona con 12 años de rehabilitada, (3) zona con 8 de rehabilitada y (4) zona con 5 años de rehabilitada (Tabla 1). Para los estudios de banco de semillas (BS) además del bosque natural, las zonas con 12 años y 8 años de rehabilitadas, se escogió una zona con 1-2 años de rehabilitada (Tabla 1). Se incluyó esta última zona, debido a que se espera contenga la mayor densidad de semillas y número de especies provenientes del banco de semillas del bosque natural. Para la determinación del banco de semillas no se incluyó la zona de 5 años, debido a limitaciones de espacio para el manejo de las muestras de suelo en el vivero y en laboratorio.

Tabla 1. Zonas rehabilitadas y bosque natural seleccionadas para los muestreos, ubicadas en las cercanías de la mina de bauxita en los Pijiguaos, Edo. Bolívar

Zonas de muestreo	Altitud m s.n.m.	Pendiente (%)	Tratamiento
Bosque natural	687	5	Ninguno
Zona 12 años	672	15	I
Zona 8 años	660	5	II
Zona 5 años	633	5	II
Zona 1-2 años	650	5	II

Fisionomía, riqueza y composición florística de la vegetación

El muestreo se realizó entre mayo y septiembre de 2002. En cada una de las cuatro zonas de muestreo (bosque natural, zonas de 12 años, 8 años y 5 años de rehabilitadas) se ubicaron seis parcelas de 50 m² (área total por zona: 300 m²) para determinar la composición e importancia de las especies del estrato arbóreo-arbustivo o superior. En cada parcela se contaron los individuos presentes y se midió el perímetro de los tallos a la altura del

pecho. Para determinar la composición e importancia de las especies del estrato herbáceo o inferior se demarcaron dos cuadratas de 4 m² situadas en los extremos de cada parcela, para un total 12 cuadratas por zona (área total por zona: 48 m²); en cada cuadrata se contaron los individuos presentes para cada especie.

En cada zona de muestreo se examinaron variables estructurales de la vegetación como altura, cobertura del dosel, forma de crecimiento y profundidad de la hojarasca. La cobertura del dosel se estimó de acuerdo a la escala de Braun-Blanquet (1964). Además se determinó el porcentaje de materia orgánica del suelo por vía húmeda (Jackson 1982), para ello se colectaron por triplicado muestras de suelo de los primeros 15 cm de profundidad (no se incluyó la hojarasca); previamente las muestras del suelo fueron secadas al aire libre durante dos semanas, luego se pasaron por un tamiz con apertura de malla de 2 mm.

Tamaño, riqueza y composición florística del banco de semillas

El muestreo se realizó entre el 11 – 15 de noviembre del 2002, etapa final de temporada de lluvias, por lo que algunas semillas podrían haber germinado, además en esta época se observaron pocas especies en floración y/o fructificación, lo que sugiere que las medidas del tamaño del banco de semillas pueden ser subestimadas (Estrada 2003). Además, se realizó el inventario de especies en las pilas de almacenamiento para compararlo con el BS presente en las cuatro zonas de muestreo, y así poder determinar la importancia de añadir la capa vegetal en el proceso de rehabilitación de áreas degradadas por la extracción de bauxita. Para esto se seleccionaron tres pilas de almacenamiento cercanas a las zonas de muestreo.

En una parcela de 100 m² se colectaron azarosamente 20 muestras de suelo de los primeros cinco centímetros. Para la colecta se utilizó un barreno de 11,28 cm de diámetro y 100 cm² de área superficial. La vegetación de la zona de 1-2 años de rehabilitada se muestreó paralelamente con los estudios de banco de semillas, puesto que esta zona no se había muestreado previamente, en donde se contaron y se colectaron especímenes de los individuos establecidos en la parcela para determinar la densidad de las especies de plantas.

Para estimar el tamaño y composición del banco de semillas se utilizó el método de emergencia de plántulas (Poiani & Johnson 1988). Las muestras de suelo se

pasaron por un tamiz de 5 mm, para eliminar material grueso (piedras, troncos, hojas, etc.) y demás restos vegetales (rizomas, estolones, etc.). El banco de semillas se determinó en la fracción de tamaño de partículas <5 mm, a la que se incluyó los rizomas y estolones, de modo que el banco será una expresión de los propágulos presentes en el suelo. Cada muestra se colocó en recipientes plásticos (volumen: 6647 cm³) con perforaciones en el fondo para evitar el almacenamiento de agua. Cada recipiente contenía una capa de arena lavada de río. Cada dos días las muestras se regaron lentamente hasta observar el suelo saturado. También se usaron tres controles con la arena lavada, pero sin muestra de suelo para descartar la posible contaminación por semillas que no provienen de las muestras colectadas de suelo.

El registro de las plántulas se hizo cada cinco días; éstas se dejaron crecer hasta su identificación, y de ser necesario se transplantaron a envases de mayor volumen hasta que alcanzaron tamaño suficiente que permitiera su identificación. En paralelo se ubicaron tres recipientes plásticos como controles. Los experimentos se llevaron a cabo en las instalaciones de CVG -Bauxilum (Los Pijiguaos), ubicadas a 80 m s.n.m., en un vivero con una malla de filtro de luz (umbráculo), para disminuir la radiación solar directa y limitar la entrada de propágulos dispersados por el viento o por animales y donde la temperatura promedio diaria fue de 29 °C.

Los especímenes vegetales colectados en campo y las plántulas fueron identificados utilizando la bibliografía disponible (Berry *et al.* 1995; Boom 1990; Aymard 2000), cotejándolos con especímenes depositados en el Herbario Nacional (VEN), y consultando con especialistas. Cabe mencionar que fue difícil la identificación de las muestras de los experimentos de germinación, ya que no se disponía de herbario de plántulas y material bibliográfico de referencia, lo cual se solventó comparando las plántulas con los especímenes recolectados en las pilas de almacenamiento.

Análisis de los datos

La composición florística de la vegetación en cada zona se determinó en base al índice de valor de importancia (IVI); en el estrato arbóreo arbustivo el IVI se calculó mediante la sumatoria de la frecuencia, cobertura y densidad relativa de las especies (Mateucci & Colma 1982); mientras que en el estrato herbáceo se determinó a través de la suma de la frecuencia y densidad relativa de las espe-

cies. Se estimó la riqueza de especies, se calculó el índice de diversidad de Shannon - Wiener (H') y la Equidad (J) para cada una de las zonas de vegetación. Además, las especies se clasificaron según su forma de crecimiento.

A partir de los datos de germinación de semillas en el suelo se determinó la densidad de semillas por muestra y por zona de muestreo y la composición florística y riqueza del banco de semillas. Se comparó la composición de especies entre zonas, tanto en la vegetación como en el banco de semillas, mediante el índice de similitud de Sørensen (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) y se calculó el coeficiente de correlación de Spearman para determinar su significancia. Para comparar la densidad de semillas entre las zonas se utilizó la prueba de Kruskal Wallis, debido a que los datos no presentaban una distribución normal. Para estos análisis se utilizó el paquete estadístico Statistica 5.5. Además se realizó un análisis de los componentes principales (ACP) entre la composición florística de la vegetación, para visualizar la

relación entre las zonas, para ello se utilizó el programa MVSP ver. 3.0.

A partir de los datos de germinación de semillas en el suelo se determinó la densidad de semillas por muestra y por zona de muestreo, y la composición florística y riqueza del banco de semillas y la vegetación. Se comparó la composición de especies entre zonas, tanto en la vegetación como en el banco de semillas, mediante el índice de similitud de Sørensen (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) y, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman para determinar su significancia. Para comparar la densidad de semillas entre las zonas se utilizó la prueba de Kruskal Wallis, debido a que los datos no presentaban una distribución normal. Para estos análisis se utilizó el paquete estadístico Statistica 5.5. Además se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para la composición florística de la vegetación, con el fin de visualizar la relación entre las zonas, para ello se utilizó el programa MVSP ver. 3.0.

RESULTADOS

Características generales de las zonas de muestreo

La profundidad promedio de la hojarasca en las zonas muestreadas varió entre 3-19 cm, siendo mayor en el bosque, seguido de las zonas de 8, 5 y 12 años (Figura 1). El porcentaje de materia orgánica (MO) varió entre 1,4 - 6 % y presentó la misma tendencia que la hojarasca, con el valor mayor en el bosque, seguido de las zonas con 8, 5 y 12 años de rehabilitadas (Figura 2).

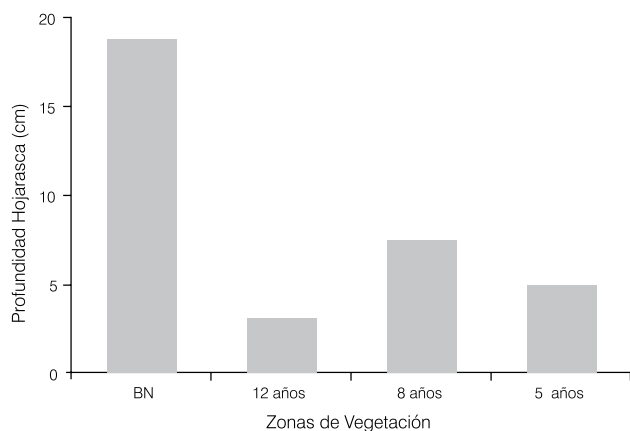


Figura 1. Profundidad (cm) de la hojarasca en el bosque natural (BN) y las zonas rehabilitadas (12 años, 8 años y 5 años), (Los Pijiguaos, Edo. Bolívar).

La mayor cobertura vegetal se determinó en la zona de 8 años y la menor en la de 12 años, mientras que la máxima altura del dosel se determinó en el bosque, seguido de las zonas de 8 y 5 años, y por último la de 12 años (Tabla 2).

En el anexo 1 se muestra el listado general de las especies presentes en la vegetación, en las pilas de almacenamiento y en el banco de semillas. En general, se identificaron 153 especímenes, pertenecientes a 51 familias presentes tanto en la vegetación (V) como en las

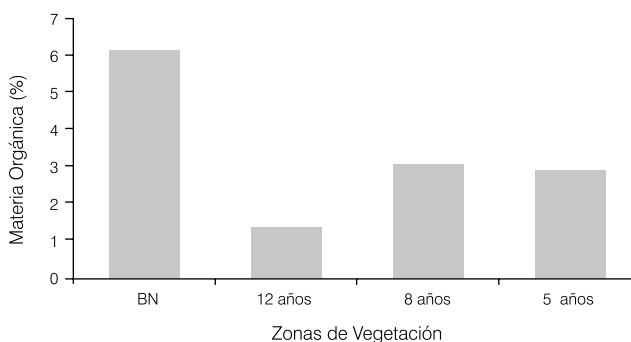


Figura 2. Porcentaje (%) de materia orgánica en el suelo en el bosque natural (BN) y zonas rehabilitadas (12 años, 8 años y 5 años) (Los Pijiguaos, Edo. Bolívar).

Tabla 2. Promedio de la cobertura (%) y altura máxima (m) del dosel e intervalo de variación de la vegetación en el bosque natural y las zonas rehabilitadas seleccionadas (Los Pijiguaos, Edo. Bolívar).

Zonas de muestreo	Cobertura dosel (%)	Altura (m) máxima dosel
Bosque natural	51 (30-70)	12 (9-14)
Zona 12 años	15 (10-20)	4 (3-4,5)
Zona de 8 años	88 (55-88)	8 (5,5-13)
Zona de 5 años	43 (30-65)	5 (4-5,5)

pilas de almacenamiento (PA) y en el banco de semillas (BS) (Anexo 1). Del total de especies identificadas 125 pertenecen a las dicotiledóneas y 26 monocotiledóneas, las cuales estuvieron presentes en 45 y 5 familias, respectivamente; una especie correspondió al grupo de los musgos (Briofitas), y otra a las coníferas (Gimnospermas) (Anexo 1). En las monocotiledóneas, las Poaceae se distribuyeron en 19 especies (Tabla 3); en las dicotiledóneas el 95% de las familias tienen entre 1-5 especies; el 5% restante de las familias que tenían mayor número de especies fueron las Rubiaceae (15 especies), Melastomataceae (12 especies) y Euphorbiaceae (7 especies); en el grupo de las dicotiledóneas no se lograron identificar 11 especímenes vegetales

La mayor riqueza de especies se determinó en la vegetación y la menor en el banco de semillas. En la vegetación se identificaron 109 especies distribuidas en 38 familias, de ellas 94 especies correspondieron a las

Tabla 3. Riqueza de especies y formas de crecimiento en las pilas de almacenamiento (PA), banco de semillas (BS) y vegetación (V) en el bosque natural y zonas rehabilitadas seleccionadas, ubicadas en las cercanías de la mina de bauxita en los Pijiguaos, Edo. Bolívar.

	Total	PA	BS	V
Riqueza Total	161	67	45	109
Total especies sin identificar	11	0	3	8
Total Familias	51	30	14	38
Especies/Familia	3,2	2,2	1	5,7
Dicotiledóneas				
Melastomataceae	12	8	4	9
Rubiaceae	15	6	9	11
Euphorbiaceae	7	1	0	6
Monocotiledóneas				
Poaceae	18	14	9	7
Formas de crecimiento				
Árbol	50	13	5	47
Arbusto	22	13	9	19
Hierba	36	27	25	16
Trepadora	9	2	1	9
Epífita	1	1	0	1
Musgo	1	0	1	1

dicotiledóneas, resultando las Rubiaceae la familia con mayor riqueza de especies. En las pilas de almacenamiento estuvieron presentes 67 especies, distribuidas en 30 familias, donde la familia que presentó mayor riqueza fue las Melastomataceae. En el banco de semillas en total se identificaron 45 especies pertenecientes a 14 familias, de ellas tres pertenecen a las monocotiledóneas que se distribuyeron en 12 especies.

Las 11 familias dicotiledóneas estuvieron repartidas en 23 especies (Tabla 3). La mayoría de las especies identificadas correspondieron a árboles, seguidos de hierbas, arbustos, trepadoras y epífitas; la menor abundancia de hierbas se determinó en la vegetación, siendo poco diferentes entre las pilas de almacenamiento y el banco de semillas (Tabla 3).

La comparación de la composición de especies entre la vegetación, pilas de almacenamiento y el banco de semillas resultó que sólo 21 especies son frecuentes o comunes entre ellas, distribuidas en 10 herbáceas, ocho arbustos y tres árboles. Entre la vegetación y las pilas de almacenamiento se registraron 38 especies comunes (11 especies arbóreas, 12 arbustivas y 13 herbáceas, una epífita y una trepadora); entre las pilas y el banco de semillas estuvieron presentes 30 especies comunes, de las cuales tres fueron árboles, ocho arbustos y 19 hierbas. Entre el banco de semillas y la vegetación resultaron comunes 22 especies, distribuidas en tres especies arbóreas, ocho arbustivas y 10 herbáceas (Anexo 1). La única briofita registrada en el muestreo apareció en la vegetación y en los experimentos de germinación (Tabla 3).

Riqueza y composición florística del bosque y las zonas rehabilitadas

En el estrato superior, la mayor riqueza de familias, géneros y especies se determinó en el bosque, donde también se estimó el mayor índice de diversidad y de equidad; entre las zonas rehabilitadas la mayor riqueza de géneros y especies fue en la zona de 12 años, mientras que el índice de diversidad y equidad fue mayor en la zona de 5 años (Tabla 4).

Las especies del estrato arbóreo del bosque con valores de IVI > 20 % fueron *Eugenia* sp. y *Byrsonima aerugo*. En la zona de 12 años destacan *Dolioscarpus brevipedicellatus*, *Clidemia sericea*, *Vismia cayenensis* y *Maprounea guianensis*, con valores de IVI > 30 %. En la zona de 8 años resultaron importantes *Bellucia grassularoides*, *V. cayenensis*

Tabla 4. Riqueza de especies, diversidad, equidad e índice de valor de importancia (IVI) de las especies más importantes en el estrato arbóreo-arbustivo de las zonas muestreadas.

Variable	Bosque natural	Zonas rehabilitadas		
		12 años	8 años	5 años
Nº Familias	31	18	19	17
Nº Géneros	47	26	23	23
Nº Especies	60	30	27	26
Índice de Diversidad (H)	3,4	2,4	2,2	2,6
H máximo	4,1	3,4	3,4	3,4
Equidad (J)	0,8	0,7	0,6	0,8
Especies				
<i>Bellucia grassularoides</i>	16	4	32	15
<i>Casearia grandiflora</i>	5	15	10	11
<i>Clidemia sericea</i>	13	30	1	5
<i>Dolioscarpus brevipedicellatus</i>	3	70	12	40
<i>Esweilera</i> sp.	12	3	9	6
<i>Eugenia</i> sp.	24	16	10	3
<i>Jacaranda copaia</i>	1	2	15	9
<i>Miconia dispar</i>	1	5	1	10
<i>Psychotria horizontales</i>	6	2	4	4
<i>Sterculia pruriens</i>	6	2	1	13
<i>Tapirira guianensis</i>	5	4	28	3
<i>Vismia cayennensis</i>	1	42	42	44
<i>Aparisthmium cordatum</i>	1	2	1	
<i>Byrsonima aerugo</i>	30	9		4
<i>Maprounea guianensis</i>		24	11	29
<i>Cecropia</i> sp.		2	11	2
<i>Miconia chrysophylla</i>	2		1	16
<i>Palicourea</i> sp.	11	14		13
<i>Calyptrothos lucida</i>	10	3		
<i>Cybianthus wurdakii</i>	10			5
<i>Nectandra</i> sp.	11			10
<i>Duroia genipoides</i>	11			2

sis y *Tapirira guianensis*; en la zona de 5 años fueron características con valores de IVI > 30 %, *D. brevipedicellatus*, *V. cayennensis* y *M. guianensis*. En este estrato, concurre en todas las zonas muestreadas *V. cayennensis* con valores de IVI relativamente altos y similares en las zonas rehabilitadas, no así en el bosque natural (Tabla 4).

Respecto al estrato inferior, el número de familias, géneros y especies, así como el índice de diversidad fueron mayores en el bosque que en el resto de las zonas estudiadas; entre las zonas rehabilitadas la riqueza de géneros y especies tiende a ser similar entre ellas, mientras que el índice de diversidad y equidad fueron mayores en la zona de 5 años (Tabla 5). En el estrato inferior del bosque, la especie con un IVI > 20 % fue *Fuirena umbelata*. En la zona de 12 años las especies con valores de IVI > 30 % fueron *V. cayennensis* y *Andropogum gayanus*;

Tabla 5. Riqueza de especies, diversidad, equidad e índice de valor de importancia (IVI) de las especies más importantes en el estrato herbáceo o inferior de las zonas muestreadas.

Variable	Bosque natural	Zonas Rehabilitadas		
		12 años	8 años	5 años
Nº Familias	25	13	13	13
Nº Géneros	30	17	17	19
Nº Especies	39	23	20	21
Índice de Diversidad (H)	3,0	2,1	2,0	2,5
H máximo.	3,7	3,1	3,0	3,0
Equidad (J)	0,8	0,7	0,7	0,8
Especies				
<i>Dolioscarpus brevipedicellatus</i>	5	10	3	15
<i>Fuirena umbelata</i>	21	5	10	8
<i>Vismia cayennensis</i>	1	30	16	35
<i>Casearia grandiflora</i>	13	5		3
<i>Clidemia sericea</i>	19	15		11
<i>Olyra micranta</i>		5	69	10
<i>Panicum rudgei</i>		21	18	3
<i>Sterculia pruriens</i>	6		3	3
<i>Andropogum gayanus</i>		30		10
<i>Andropogum leucostachyus</i>		22	3	
<i>Esweilera</i> sp.	10		3	
<i>Maprounea guianensis</i>	1			20
<i>Nectandra</i> sp.	18		3	
<i>Psychotria horizontalis</i>	3		14	
<i>Brachiaria humidicola</i>				25

en la zona de 8 años fue dominante *Olyra micranta* y en la de 5 años *V. cayennensis*. En este estrato, al igual que en el superior, *V. cayennensis* estuvo presente en las zonas muestreadas, principalmente en las zonas rehabilitadas (Tabla 5).

La comparación de la proporción de especies del estrato superior en las zonas rehabilitadas respecto al bosque natural reflejó que de las 60 especies del bosque natural, se encontraron 19 especies en la zona de 12 años, 16 en la de 8 años, y 18 en la de 5 años, cuyos porcentajes fueron 32 %, 27 %, 30 %, respectivamente (Tabla 6). El porcen-

Tabla 6. Porcentaje (%) de especies del bosque natural que fueron encontrados en las zonas rehabilitadas, e índices de similitud de Sørensen entre la composición de especies de los estratos superior (arbóreo-arbustivo) e inferior (herbáceo) de las zonas muestreadas.

Zonas rehabilitadas	Estrato superior			Estrato inferior		
	12 años	8 años	5 años	12 años	8 años	5 años
Especies presentes (%)						
Bosque Natural	32	27	30	18	18	26
Similitud (%)						
Bosque Natural	47	42	49	23	31	37
12 años	1	61	61	1	37	45
8 años	61	1	68	37	1	44

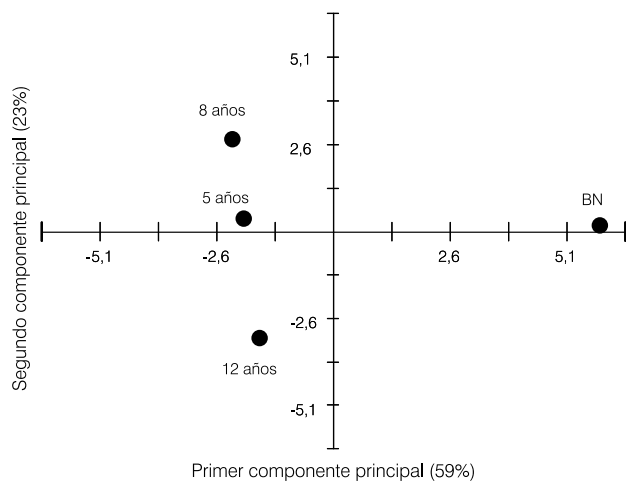


Figura 3. Biplot realizado con base en la composición florística del estrato arbóreo- arbustivo de la vegetación de las zonas muestreadas. BN: Bosque natural; zonas rehabilitadas: 12 años, 8 años y 5 años.

taje de similitud (índice de Sørensen) en la composición de especies entre el bosque y las zonas rehabilitadas varió entre 42 y 68 %; la mayor similitud del bosque fue con la zona de 12 años; entre las zonas rehabilitadas la semejanza estuvo por encima del 60 %, donde el valor superior se obtuvo entre la zona de 8 años y la de 5 años (Tabla 6).

El análisis de componentes principales (ACP) para el estrato superior mostró que dos componentes incorporan el 81,4 % de la varianza total. El primer componente separa negativamente a las zonas rehabilitadas del bosque natural; mientras que en el segundo componente se separa la zona de 12 años de las de 8 y 5 años, estas últimas dos relacionadas positivamente entre sí (Figura 3).

En el estrato inferior, de las 39 especies presentes en el bosque natural, siete se encontraron en la zona de 8 y

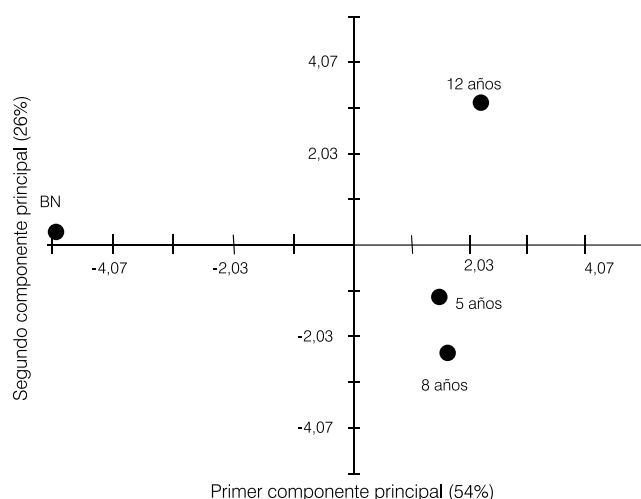


Figura 4. Biplot realizado con base en la composición florística del estrato herbáceo de la vegetación de las zonas muestreadas. BN: Bosque natural; zonas rehabilitadas: 12 años, 8 años y 5 años.

12 años, y 10 en la de 5 años, cuyos porcentajes fueron 18 y 26%, respectivamente. La similitud entre la composición de especies del estrato inferior del bosque y las zonas rehabilitadas varió entre 23 y 37 %; la mayor similitud del bosque fue con la zona de 5 años; entre las zonas rehabilitadas la semejanza estuvo por debajo del 50%, donde el valor superior fue entre las zonas de 12 años y 5 años (Tabla 6). El ACP para el estrato inferior muestra que dos componentes principales incorporan el 79,4 % de la varianza total; el primer componente separa negativamente el bosque natural de las zonas rehabilitadas (Figura 4). El segundo componente separa negativamente la zona de 5 y 8 años de la de 12 años (Figura 4). Cabe mencionar que a los fines de una mejor visualización de la relación entre las zonas muestreadas, en el biplot resultante del ACP no se incluyeron los nombres de las especies (variables).

La vegetación en pie de la zona de 1-2 años de rehabilitada se muestro junto con el banco de semillas a objeto de establecer comparaciones. La zona de 1-2 años se caracteriza por tener suelos casi desnudos, vegetación tipo herbácea, con presencia de individuos jóvenes de especies arbóreas y arbustivas, altura 1-2 m, una riqueza total de 24 especies, distribuidas en 15 familias, dos en las monocotiledóneas y 13 dicotiledóneas; del total de especies identificadas, 13 pertenecen al grupo de las hierbas, cinco al de los árboles y cuatro a los arbustos. Las especies más importantes en orden fueron: *Andropogon leucostachyus*, *Securidaca pubescens*, *Cupania* sp., una especie no identificada de la familia Euphorbiaceae (nº 11) y otra no identificada de la familia Asteraceae (nº 38).

Tamaño, riqueza y composición florística del banco de semillas del bosque natural y de las zonas rehabilitadas

Los valores de densidad media de semillas variaron desde 280 hasta 1525 semillas.m² para las diferentes zonas muestreadas, con la mayor densidad en la zona de 12 años y la menor en el bosque (Figura 5). La prueba no paramétrica del Test de Kruskal- Wallis, mostró que la distribución de densidades para las cuatro zonas en cuestión son estadísticamente diferentes ($H = 32,62; p < 0.001; n = 80; gl = 3$).

En el banco de semillas, la mayor riqueza de especies se determinó en la zona de 12 años de rehabilitada, seguida de la de 8 años y la de 1-2 años, y por último el bosque natural. Las diferencias detectadas entre las zonas de 8 años y la de 12 años, así como entre el bosque natural y

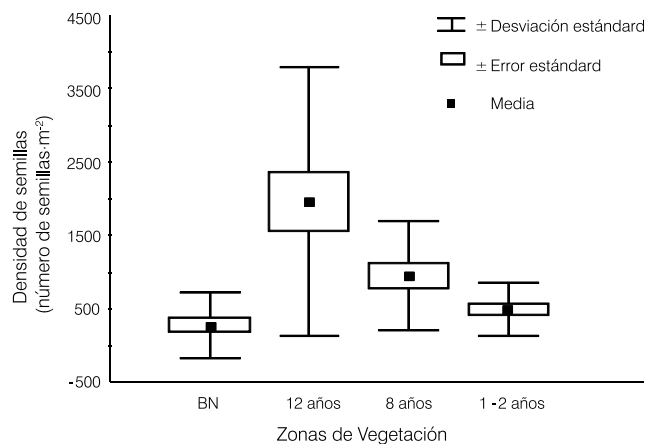


Figura 5. Densidad de semillas (número de semillas·m⁻²) en el banco de semillas evaluado en el bosque natural (BN) y zonas rehabilitadas (12 años, 8 años y 1-2 años).

la zona de 1-2 años (Tabla 7) son mínimas. Respecto a las formas de crecimiento, las hierbas siempre fueron dominantes en el banco para las cuatro zonas de muestreo, con porcentajes entre 71 y 77 %, seguidas de los arbustos, con 9 % en la zona de 8 años y un máximo de 25% en la zona de 12 años; la proporción de árboles resultó baja aún para

Tabla 7. Riqueza de especies, porcentaje de forma de crecimiento y densidad relativa de las especies más importantes en el banco de semillas en las zonas muestreadas.

Variable	Bosque natural	Zonas rehabilitadas		
		12 años	8 años	1-2 años
Riqueza Total	17	22	21	18
Formas de crecimiento (%)				
Hierbas	75	72	71	77
Árboles	7	2,2	20	13
Arbustos	18	26	9	10
Trepadoras	0	0	<1	0
Especies				
<i>Hypolytrum pulchrum</i>	2	<1	1	1
<i>Cordia curassavica</i>	2	1	7	
<i>Coccocypselum guianense</i>	23	1		1
Especie 1 (Dicotiledónea)	27	4		8
Especie 3 (Dicotiledónea)		7	14	22
<i>Jacaranda copaia</i>	4		<1	2
<i>Miconia</i> sp.	9	1	<1	
<i>Andropogon</i> sp.		16	1	
<i>Cyperus distans</i>	2		9	
<i>Casearia grandiflora</i>	2		6	
<i>Diodia</i> sp2		18	5	
<i>Panicum rudgei</i>			7	1
<i>Vismia cayenensis</i>		1	17	
<i>Andropogum gayanus</i>		16		
<i>Andropogon leucostachyus</i>				17
<i>Clidemia sericea</i>		8		
Especie 7 (Dicotiledónea)		6		

Tabla 8. Porcentaje de similitud (Índice de Sørensen) (debajo de diagonal) y coeficiente de correlación de Spearman (encima de diagonal) entre la composición de especies del banco de semillas en las zonas muestreadas.

Banco semillas	Banco de semillas			
	BN	12 años	8 años	1-2 años
Bosque Natural (BN)	-	-0,27	-0,03	-0,14
Zona 12 años	21,62	-	-0,21	0,32*
Zona 8 años	47,37	39,02	-	0,17
Zona 1-2 años	34,29	57,90	51,28	-

* Significativo ($p < 0,05$)

el bosque natural; el porcentaje de lianas resultó mínimo (< 1 %) (Tabla 7).

De las 45 especies registradas en el banco de semillas, sólo *Hypolytrum pulchrum* (hierba) estuvo presente en las cuatro áreas muestreadas. En el banco de semillas del bosque las especies más importantes fueron *Coccocypselum guianense* y una dicotiledónea no identificada (nº1); en la zona de 12 años las más abundantes fueron *A. gayanus*, *Andropogon* sp., *Diodia* sp2., *Clidemia sericea* y la dicotiledónea no identificada nº 3; en la zona de 8 años fueron *V. cayenensis* y la dicotiledónea nº3; en la de 1-2 años las más importantes fueron *A. leucostachyus* y también la dicotiledónea nº 3 (Tabla 7).

La comparación de la composición del banco de semillas (Índice de Sørensen) entre las zonas rehabilitadas mostró que la mayor similitud fue entre la zona 1-2 años y la de 12 años; la composición del banco de semillas del bosque natural presentó mayor semejanza con la zona de 8 años (Tabla 8).

El coeficiente de correlación de Spearman reveló correlación significativa entre las zonas de 12 años y la 1-2 años (Tabla 9). La vegetación de la zona de 1-2 años

Tabla 9. Coeficiente de correlación de Spearman entre la composición del banco de semillas y la vegetación en cada zona de muestreo.

Banco de semillas	Vegetación			
	Bosque natural	12 años	8 años	1-2 años
Bosque natural	-0,06	0,07	-0,02	0,21
1-2 a	-0,26*	0,19	-0,16	0,31*
8 a	-0,10	0,10	0,05	0,32*
12 a	-0,38*	0,25	-0,20	0,15

* Significativo ($p < 0,01$).

estuvo correlacionada significativamente con el banco de semillas de las zonas de 1-2 años y 8 años de rehabilitadas; por su parte la vegetación del bosque estuvo relacionada negativa y significativamente con el banco

de semillas de las zonas de 1-2 años y de 12 años. La vegetación de la zona de 8 y 12 años no tuvo relación con el banco de semillas del bosque natural y zonas rehabilitadas (Tabla 9).

DISCUSIÓN

Estructura, riqueza y composición de la vegetación

La incorporación de la capa vegetal es esencial para el proceso de rehabilitación, debido a que además de semillas, se agregan materia orgánica y nutrientes. Las zonas rehabilitadas son similares al bosque natural en cuanto al pH y textura del suelo (Alessi 2003), no así respecto a la profundidad de la hojarasca y porcentaje de materia orgánica (% MO) en el suelo. Al agregar capa vegetal, posiblemente, se aceleran los procesos que ayudan a reestablecer las características del suelo asociadas a la presencia de materia orgánica del suelo, así en la zona de 12 años (sin capa vegetal) la MO del suelo representó un 23 % de la MO del bosque natural, contrario a las zonas de 5 y 8 años de rehabilitadas, que en orden tuvieron un 47 y 50 % de la MO del bosque natural. Parrota & Knowles (2001) en estudios de restauración de bosques tropicales de la Amazonía brasileña alterados por la explotación de la bauxita, reportaron en sitios donde hubo aplicación insuficiente de capa vegetal, la profundidad de la hojarasca y del humus fue menor en comparación con aquellos sitios donde se había seguido el protocolo de preparación del suelo. El % de materia orgánica se considera un indicador del restablecimiento de procesos ecológicos dentro de los ecosistemas, que usualmente requiere de monitoreos a largo plazo (Ruiz-Jaen & Aide 2005).

En el área de estudio los suelos son lateríticos (oxisoles) que se caracterizan por baja disponibilidad de P, N, Ca, Mg, K y Na, donde las actividades mineras posteriores reducen aun más los niveles de estos nutrientes (Ward *et al.* 1993); además el área de estudio presenta alta precipitación, que puede generar arrastre o lavado de minerales contenidos en la capa vegetal o de los fertilizantes, aplicados al inicio de la rehabilitación, de allí que se requiere incorporar nutrientes al sistema no sólo al inicio del proceso de rehabilitación sino también en tiempos posteriores (Ward *et al.* 1996; Ward 2000; Norman *et al.* 2006), sobretodo en sitios inclinados o desprotegidos. La fertilización y el drenaje favorecen el

incremento de nutrientes y oxígeno dentro del suelo, factores que pudieran afectar la longevidad de las semillas en el suelo (Bekker *et al.* 1997). La minería remueve la vegetación, lo cual inevitablemente conduce a pérdida de nutrientes, principalmente en aquellos lugares donde los nutrientes totales son contenidos dentro de la vegetación y en la hojarasca, por lo cual deben implementarse programas de enmiendas al suelo (añadido de capa vegetal), y de fertilización a corto y largo plazo si se quiere alcanzar niveles de productividad equivalentes al ecosistema pre-minería (bosque natural antes de la minería) (Ghose 2005).

En áreas afectadas por la explotación de bauxita, la sucesión, y por ende la recuperación de la vegetación, ocurre más lentamente y depende del manejo apropiado de la capa vegetal, la fertilización, y de prácticas silviculturales, que envuelve la siembra de especies exóticas y nativas, aunque ello implique el incremento de costos (Parrota & Knowles 2001). El uso y control de las especies exóticas en planes de recuperación de la vegetación es controversial, dado que las consecuencias pueden ser negativas (Antonio & Meyersen 2002).

Respecto a las especies exóticas y su papel en el proceso de rehabilitación, destaca *Pinus caribaea*, especie que al principio se sembró en densidades altas en las zonas de ocho y cinco años de rehabilitadas. Alessi (2003) encontró que los individuos de *P. caribaea* estaban poco desarrollados, con una densidad baja (densidad < 1 individuo.m⁻²), quizás por el sombreo ocasionado por las especies arbóreas propias del bosque, que progresivamente se establecen en las zonas rehabilitadas. Norman *et al.* (2006) reportaron que en áreas rehabilitadas las densidades de especies exóticas declinan después de cinco años. Parrota (1995) reportó que especies pioneras arbóreas y arbustivas del bosque lluvioso tenían la habilidad de colonizar y establecerse debajo del dosel de esta especie exótica. Ashton *et al.* (1997) mostraron que especies arbóreas sucesionales tardías pueden esta-

blecerse debajo del dosel de *P. caribaea*, sembradas en claros del bosque lluvioso de Sri Lanka. Es posible que esta especie exótica reduzca la incidencia de radiación solar y mejore las condiciones de humedad del suelo, posibilitando el establecimiento de especies nativas (Ganade & Brown 2002); además se ha sugerido que el dosel de pinos puede actuar como trampas de semillas (Hewitt & Kellman 2002). Por el contrario, Galindo-Jaimes *et al.* (2002) reportaron en áreas dominadas por especies de *Pinus*, caracterizadas por tener una capa de hojarasca uniforme, que la regeneración de especies fue significativamente menor, quizás debido a que proporcionaba pocos sitios seguros para la germinación y establecimiento de plántulas. Galindo-Jaimes *et al.* (2002) señalaron que las especies de *Pinus* pueden cambiar las condiciones locales, haciendo el ambiente desfavorable para las especies arbóreas originales.

Las especies exóticas generalmente difieren significativamente de la flora nativa, desde la forma de vida hasta su estrategia de vida, capacidad de dispersión y plasticidad fenotípica (van Andel & Aronson 2006), por lo que pueden alterar profundamente cualquier ecosistema en su estructura y función; por ello es necesario distinguir entre especies nativas y no nativas. En este trabajo, no se determinó el número de especies exóticas, pero en los sitios rehabilitados hubo mayor riqueza de especies herbáceas (gramíneas y ciperáceas), rastreras, y arbustos decumbentes. De allí que será necesario establecer un programa de monitoreo para evaluar el papel de las especies exóticas en la sucesión ecológica durante el proceso de rehabilitación de la vegetación.

Los atributos estructurales de la vegetación de las áreas rehabilitadas difieren dependiendo del tratamiento, así, las zonas con capa vegetal tienen individuos más altos y con mayor cobertura que la zona sin capa vegetal; de manera general la zona de 8 años mostró una fisionomía y exuberancia semejante al bosque natural, mientras que la de 5 años resultó intermedia entre la de 8 y la de 12 años. Norman *et al.* (2006) en el trabajo realizado en sitios rehabilitados después de la explotación de la bauxita en bosques de eucaliptos al oeste de Australia, hallaron que la estructura de la vegetación difiere sustancialmente dependiendo del tratamiento aplicado para acelerar la sucesión. Parrota & Knowles (2001) encontraron resultados similares en la Amazonía brasileña, destacando que el cuidado y reaplicación de esta capa vegetal es esencial para el establecimiento del bosque, eliminación de hierbas y aceleramiento de los procesos

de sucesión vegetal. Similarmente, Ghose (2001; 2005) y Ghose & Nand (2004) en áreas degradadas por explotación del carbón en la India resaltaron la importancia de esta capa vegetal en la recuperación de la vegetación nativa.

Nuestros resultados indicaron que la mayor riqueza de especies fue para el bosque natural, denotando el efecto del tiempo y de una heterogeneidad microambiental que posiblemente crea mayor disponibilidad de recursos e interacción entre especies, y consecuentemente mayor diversidad y equidad. En las zonas rehabilitadas de 5 y 8 años, la riqueza e índices de diversidad de especies resultaron similares, mientras que en la zona de 12 años (sin capa vegetal), el índice de diversidad y la equidad resultó intermedia entre las zonas de 5 y 8 años de rehabilitadas. En Australia en sitios rehabilitados con adición inmediata de la capa vegetal, Koch & Ward (1994), encontraron que tan solo después de nueve meses había mayor riqueza de especies, cobertura vegetal y densidad de individuos. En las áreas rehabilitadas por Koch & Ward (1994), donde se había incorporado una mezcla de semillas de especies del sotobosque original, Norman *et al.* (2006) encontraron que la riqueza de especies nativas permanece constante; por su parte en las áreas que no habían recibido la mezcla de semillas, la riqueza de especies efímeras exóticas (no nativas) fue mayor. Sin embargo, las áreas con 8 y 14 años, que no fueron tratadas con agregados de semillas pero sí con adición de capa vegetal, alcanzaron valores de riqueza equivalentes a los tratados con semillas, aunque tenían baja diversidad y equidad, aspecto indeseable, debido a que la comunidad puede tener el mismo número de especies, pero estar dominada por un gran número de individuos de unas pocas especies (Norman *et al.* 2006).

En promedio el 21% y 30 % de las especies del bosque natural se encuentran en el estrato inferior y estrato arbóreo - arbustivo, respectivamente, sin embargo existen diferencias marcadas entre la composición de las especies de las zonas rehabilitadas y el bosque natural, denotando que ha ocurrido el establecimiento de especies en las áreas rehabilitadas que no son propias del bosque. Los índices de similitud de Sørensen para el estrato superior varían poco entre las zonas rehabilitadas y el bosque natural, mostrando que han ocurrido pocos cambios, en cuanto a la presencia de especies, con el tiempo. En el estrato inferior, los índices de Sørensen son menores con la edad o tiempo de rehabilitación, mostrando cambios en la composición de especies, pero

atribuibles al banco de semillas presente en la capa vegetal y a los procesos de dispersión.

Los análisis de los componentes principales para los estratos arbóreo - arbustivo y herbáceo muestran que en general la composición de especies de las zonas rehabilitadas es muy diferente a la del bosque natural (Figuras 3 y 4); sugiriendo que la recuperación de la vegetación parece dirigirse a un sistema muy diferente del bosque natural o requiere de un mayor tiempo que el evaluado. Sin embargo, hay una tendencia que los sitios con capa vegetal sean más semejantes al bosque natural, posiblemente debido al establecimiento y crecimiento de las especies propias del bosque (Figuras 3 y 4), lo cual sugiere que alcanzar una comunidad con una composición de especies lo más semejante al bosque natural puede requerir mucho más tiempo. Los ecosistemas rehabilitados parece que progresivamente van hacia un estado pre-minería, pero con una composición sustancialmente diferente a la original (Norman *et al.* 2006), cuyo desarrollo es controlado por las características individuales de las especies (Koch & Ward 1994).

Tamaño, riqueza y composición de especies del banco de semillas

En la vegetación tropical el tamaño y composición del banco de semillas presenta variación espacial y temporal, atribuida entre otros a cambios en los patrones de dispersión y en la abundancia y comportamiento de los predadores o consumidores de semillas (Garwood 1989). En general para el área de estudio, la densidad de semillas varió entre 280-1525 semillas.m⁻², con una media global de 679 semillas.m⁻². Al respecto, Garwood (1989) en su revisión del banco de semillas de bosques tropicales y subtropicales maduros o sin perturbar, incluyendo Venezuela, reportó densidades medias entre 25 – 3350 semillas.m⁻² (media = 384 semillas.m⁻²), mientras que en bosques perturbados por tala y quema las medias variaron entre 862-18.900 semillas.m⁻². Vlahos & Bell (1986), en bosques de *Eucalyptus* nativos de Australia, estimaron una densidad media de 767 semillas.m⁻² (intervalo: 377 – 1579 semillas.m⁻²). Ward *et al.* (1997) igualmente en el bosque de *Eucalyptus* nativo de Australia y adyacente a áreas post-rehabilitadas determinaron una densidad de 292 semillas.m⁻² (variación estacional: 207 - 435 semillas.m⁻²). En áreas intervenidas por explotación de la bauxita y post-rehabilitadas en Australia, específicamente en sitios de 12-13 años de rehabilitados (Aus-

tralia), Grant & Koch (1997) estimaron una reserva de semillas de 1938 semillas.m⁻² (variación estacional: 1153-2723 semillas.m⁻²), valores que resultaron siete veces mayores que la del bosque de *Eucalyptus* nativo adyacente (292 semillas.m⁻²; Ward *et al.* 1997). Smith *et al.* (2000), igualmente en sitios rehabilitados en una mina de bauxita (Australia), reportó para los de 5 años de rehabilitados una densidad media de 2121 semillas.m⁻² y para los de 8 años 1520 semillas.m⁻². Nuestros resultados tanto para el bosque natural (media: 280,00 semillas.m⁻²) como para las zonas rehabilitadas (505 – 1525 semillas.m⁻²) se ubican dentro de los valores arriba indicados; asimismo los sitios rehabilitados, incluyendo la zona de 1-2 años, tienen un tamaño del banco de semillas (**BS**) de dos a seis veces mayor que el bosque natural.

Respecto a la composición del banco de semillas, Garwood (1989) reportó para los bosques tropicales y subtropicales del mundo que el BS está dominado por especies arbóreas, con promedio de 45 %, con porcentajes altamente variables (18-91%). Matlack & Good (1990) hallaron para un bosque maduro costero que el BS está dominado por especies herbáceas, seguidas en proporción muy baja por árboles y arbustos. En áreas mineras post-rehabilitadas el BS está compuesto principalmente por especies herbáceas (pioneras y anuales), y en menor proporción por arbustivas y arbóreas, que en principio se incorporan en etapas sucesionales más avanzadas (Grant *et al.* 1996; Smith *et al.* 2000). En este trabajo, el BS, incluyendo el del bosque natural, está dominado por especies herbáceas, seguidas de arbustos y árboles y una proporción muy baja por trepadoras, lo cual coincide también con lo reportado por Abdulhadi & Lamb (1988) y Jankowska *et al.* (1998). La poca presencia de especies arbóreas en el banco de semillas aún en el bosque natural, puede deberse a que éstas generalmente tienen semillas grandes con baja longevidad o viabilidad (semillas transitorias que germinan en el mismo año que son producidas) (Thompson & Grime 1979) y que consecuentemente no forman parte del banco de semillas.

La riqueza total del BS resultó poco variable entre el bosque natural y la zona de 1-2 años, y entre las de 8 y 12 años. Garwood (1989) reportó que la riqueza del BS en los bosques tropicales (promedio: 28 especies; intervalo: 4 - 79 especies,) difiere poco de los bosques altamente perturbados y tierras agrícolas (promedio: 28 especies; intervalo: 8- 67 especies), pero consideró que esta comparación puede resultar errónea entre otras razones

por diferencias en los métodos de estimación del tamaño y composición del BS. En los bosques naturales, contrario a los perturbados y tierras agrícolas, al aumentar el número y tamaño de las muestras, la riqueza de especies incrementó, mostrando una alta heterogeneidad en el banco de semillas de los bosques. Uhl (1982) reportó 7 - 14 especies en el BS para bosques lluviosos naturales, y 9 - 16 especies para bosques lluviosos perturbados por quema y tala. En este trabajo la riqueza del banco de semillas tanto para el bosque como para las zonas rehabilitadas cae dentro de los intervalos antes mencionados, con la menor riqueza en el bosque natural.

La riqueza y composición de especies del BS en la zona de 12 años puede atribuirse a la dispersión y colonización de las especies provenientes de áreas boscosas aledañas, situadas a una distancia aproximada de entre 20 y 100 m, de sitios alterados o perturbados y de los individuos establecidos que han alcanzado el estado reproductivo; en la zona de 12 años la vegetación está dominada por las hierbas como *Andropogum* (Poaceae) y *Diodia* (Rubiaceae), que se ubican en la categoría de pioneras, caracterizadas por tener alta producción y dispersión de semillas. Por su parte, en la zona de 8 años, la riqueza y composición del banco de semillas se explica por el aporte de la capa vegetal, por los individuos adultos en reproducción, y por la dispersión de semillas desde áreas aledañas, ya que se encuentra a una distancia aproximada de 20 m de parches de bosque natural, y cuyo banco de semillas está dominado entre otras por *V. cayenensis* (árbol), especie que resultó importante en los estratos superior e inferior de las zonas rehabilitadas.

Vismia cayenensis podría ser utilizada como un indicador del avance o éxito del proceso de rehabilitación (Ruiz-Jaen & Aide 2005); esta especie tiene alta capacidad de dispersión y de colonización de áreas perturbadas, ya que estuvo presente en el banco de semillas y en el estrato superior e inferior de los sitios en rehabilitación. En una evaluación de la recuperación de la vegetación a diferentes intensidades de perturbación por quema y fuego en el bosque lluvioso del Amazonía venezolana, Uhl (1982) reportó a las especies de *Vismia* como árboles sucesionales con ciclo de vida largo; el establecimiento exitoso de estas especies sucesionales en sitios perturbados parece depender de su habilidad para arribar a microhábitats favorables, lo cual a su vez está relacionado con su capacidad de dispersión y por la distancia de las fuentes boscosas (Takahashi & Kamitani 2004).

Del trabajo de Uhl (1982) y de los resultados encontrados en este trabajo, las especies del género *Vismia* pueden considerarse como indicadores de los cambios de la vegetación asociados con las actividades de manejo y cambios ambientales, las cuales podrían ser utilizadas para el diagnóstico de procesos de perturbación y en la elaboración y monitoreo de estrategias de manejo del ecosistema a largo plazo en las prácticas específicas de restauración de la vegetación. Para ello es necesario conocer además de sus atributos morfológicos, sus estrategias de vida (p.e. período de floración) y de regeneración (p.e. dispersión) (Gondard *et al.* 2003).

En la zona de 1-2 años, se infiere que un alto porcentaje de las semillas viables allí presentes, se originaron principalmente de la capa vegetal reciente y de las que arribaron mediante la dispersión. La composición del banco de semillas del bosque y la zona de 1-2 años, aun cuando tuvieron un porcentaje de semejanza del 34 %, el coeficiente de correlación fue negativo y no significativo, que puede atribuirse a que parte de las especies del bosque natural habían germinado previamente en las pilas de almacenamiento (E Gordón, observación personal). Además, en las muestras de la zona de 1-2 años, la mayor proporción de especies que germinaron fueron de la familia Poaceae, caracterizadas por tener semillas pequeñas y livianas, fácilmente transportadas por el viento (anemocoria), las cuales presentaron su mayor riqueza en las pilas de almacenamiento, mientras que la menor riqueza fue en la vegetación, especialmente en el bosque natural; de allí la correlación negativa, pero no significativa entre la composición del banco de semillas del bosque y la zona rehabilitada de 1-2 años.

En el banco de semillas se encuentran las semillas persistentes y las que han sido producidas en el mismo año (Thompson & Grime 1979). Garwood (1989) planteó que las semillas involucradas en el proceso de regeneración de la vegetación proviene de la lluvia de semillas y del banco de semillas, lo cual cambia con el tipo de bosque, tamaño y duración de la perturbación; así en los bosques tropicales de Malasia y Costa Rica, el 85% de la regeneración provino del banco de semillas; similarmente en áreas perturbadas, el 95% de las plántulas de especies arbóreas provenían del banco de semillas. Sin embargo, en algunas especies la regeneración se originó a partir de la lluvia de semillas, tal es el caso de las gramíneas y ciperáceas. En este sentido, destacan los trabajos de Andrés & Zapater (1996), Parrota *et al.* (1997) y Alcañiz *et al.* (1998), quienes muestran el pa-

pel de la dispersión de las semillas desde la vegetación circundante y de los aportes de tierra y/o enmiendas en el proceso de restauración de la vegetación. Parrota & Knowles (2001) indicaron que en los bosques húmedos tropicales las especies con semillas grandes, usualmente ausentes en el banco de semillas, generalmente dependen de una amplia variedad de aves y mamíferos para su dispersión, y que en muchos casos su regeneración está limitada por la separación de las fuentes de semillas para los agentes dispersores; estos autores recomendaron que a objeto de acelerar el proceso de recuperación de la vegetación es conveniente sembrar las especies de semillas grandes después de cinco años de iniciado el proceso de rehabilitación.

Los resultados de similitud entre la composición del banco de semillas de las distintas zonas pueden indicarnos heterogeneidad en las condiciones ambientales (microtopografía y microclima) (Halpern *et al.* 1999). Se observó *in situ* que la vegetación de zonas similares en tiempo y tratamientos de rehabilitación eran cualitativamente diferentes, mostrando que la capa vegetal proviene de áreas con densidades y composición del banco de semillas distintas, debido a la independencia de los eventos naturales y antrópicos que ocurren en los ecosistemas; es decir, es poco probable que un mismo evento ocurra en el tiempo y espacio exactamente igual en más de una localidad. Hay que agregar que el tiempo de almacenamiento de las pilas de la capa vegetal no fue el mismo. Esto permite resaltar que el tipo de tratamiento y tiempo de haber iniciado la rehabilitación no dirigen por sí solos la densidad, riqueza y abundancia del BS, y en consecuencia el éxito ecológico de la rehabilitación. Por ello es pertinente considerar el tiempo (Ward *et al.* 1996), y profundidad (Grant *et al.* 1996) a las que están expuestas las semillas presentes en la capa vegetal, previamente almacenada para su utilización en el proceso de rehabilitación (Parrota & Knowles 2001).

La disminución de la viabilidad de semillas en las pilas de almacenamiento se atribuye a que se crean condiciones de anaerobiosis (Ghose 2001). La capa vegetal si no es protegida y apropiadamente manejada puede ser dañada: contaminada, erodada, compactada, volverse completamente estéril en el tiempo, e incluso perderse las micorrizas asociadas a la plantas nativas (Cooke & Johnson 2002); en las pilas ocurren cambios en las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo, como resultado de su almacenamiento (Ghose 2005), de allí que la incapacidad de preservarla es uno de los

problemas fundamentales en los procesos de rehabilitación y revegetación de áreas dañadas o degradadas por actividad minera (Ghose & Nand 2004). A lo anterior, se agrega que en el proceso de manipulación y mezcla se favorece la germinación de semillas que requieren escarificación, producida por la actividad mecánica del proceso mismo de colecta, almacenamiento y traslado del suelo que se utiliza para rehabilitar las zonas afectadas.

Si bien en este trabajo no se evaluó el efecto del tiempo de almacenamiento de la capa vegetal sobre la rehabilitación, el manejo no adecuado de las mismas se puede evidenciar a través de las observaciones *in situ* en las pilas de almacenamiento y resultados de riqueza de especies y similitud con el banco de semillas. Las pilas de almacenamiento (PA) tenían 1,5 veces más especies que el BS de todas las zonas estudiadas (ver Anexo 1). Además, en las pilas había un gran porcentaje de plantas de distintas etapas de desarrollo, lo que incidirá en la recuperación de la vegetación, puesto que serán individuos que no se incorporarán al proceso de rehabilitación. A partir de los datos de similitud entre el banco de semillas y las pilas de almacenamiento se puede presumir que potencialmente un 50 % de las especies presentes en las pilas no formarán parte de la vegetación.

Al comparar el banco de semillas con la vegetación ya establecida en la misma zona, destaca que la mayor similitud la presentó la zona de 1-2 años, con un 44 % de especies comunes, y un coeficiente de correlación significativo, lo cual puede deberse a que esta zona no presentó cambios considerables en la composición de especies desde que se inició el proceso de rehabilitación hasta la de colección de las muestras. Por su parte, la menor relación fue entre la vegetación del bosque natural y su banco de semillas, quienes tuvieron un 25% de especies comunes; en los bosques tropicales, los árboles se caracterizan por tener semillas grandes que tienen baja viabilidad, que casi siempre germinan en el mismo año que son producidas, por lo que en general tienden a formar parte del bancos de plántulas, en vez del banco de semillas.

El banco de semillas está formado por especies con semillas pequeñas y por especies pioneras (Thompson & Grime 1979), tales como hierbas de las familias Poaceae, Cyperaceae y algunos arbustos pertenecientes a las Rubiaceae, Melastomataceae, Gentianaceae, entre otras. Estas especies pioneras inician la colonización y los procesos sucesionales (primarios o secundarios) después de una perturbación. La vegetación de 1-2

años tuvo correlación significativa con el banco de semillas de las zonas de 8 y 12 años de rehabilitadas, lo cual, en el primer caso evidencia el aporte de la capa vegetal y en el segundo los procesos de colonización mediante el arribo de semillas que ocurren en la zona de 12 años.

En general, se puede presumir que las zonas a las cuales se les agregó capa vegetal pueden considerarse equivalente a un área donde se inicia una sucesión secundaria, puesto que en cierta medida se constituyó en fuente de recursos originales (banco de semillas, nutrientes y capacidad de retención de agua), a partir del cual se inicia la recuperación de la vegetación. La adición de la capa orgánica amortigua las restricciones impuestas por un suelo degradado o dañado por efecto de la actividad minera y permite el avance de la sucesión vegetal (Ghose 2001). Si el banco de semillas fue destruido por el apilamiento de la capa vegetal, entonces pocas plantas pueden establecerse de esta fuente (Ghose 2001; Ghose & Nand 2004).

CONCLUSIONES

Las zonas rehabilitadas son semejantes en cuanto a la riqueza de especies y características del suelo, a pesar de sus diferencias en el tiempo de rehabilitación; sin embargo, mostraron diferencias en atributos fisonómicos como altura y cobertura del dosel y composición florística, lo que muestra que el tratamiento (capa vegetal añadida) y el tiempo son fundamentales dentro del proceso de rehabilitación.

La presencia de especies del bosque natural en las zonas rehabilitadas y que una de ellas (zona de 8 años) haya alcanzado una vegetación relativamente compleja en sus atributos fisonómicos, indica que si bien el proceso de rehabilitación pareciera adecuado, se requiere de mayor tiempo para la restauración, ya que las zonas rehabilitadas difieren considerablemente del bosque natural en cuanto a la riqueza y composición de especies y otros atributos como altura del dosel y profundidad de la hojarasca.

La mayor densidad y riqueza del banco de semillas en la zona de 12 años (sin capa vegetal) muestran a las variables tiempo y procesos de dispersión como factores importantes en la rehabilitación. El suministro de capa vegetal es fundamental para iniciar y acelerar el proceso de rehabilitación, debido a que en ella se encuentra la "materia prima" del bosque original.

La flora potencial resultante refleja al banco de semillas y a las especies que tiene capacidad de dispersión, de modo que este debe ser considerado como parte de una estrategia a largo plazo de regeneración de la vegetación. Las especies que se dispersan a largas distancias usualmente son nativas y exóticas efímeras, anuales o tienen comportamientos parecidos a malezas, y no son deseables como formas dominantes en sitios rehabilitados (Norman *et al.* 2006). Sin embargo, la recuperación de la diversidad vegetal no puede ser exitosa si solamente se utiliza el banco de semillas, ya que las especies arbóreas propias del bosque no permanecen en el BS y no tienen buenos mecanismos de dispersión a largas distancias por lo que deben ser sembradas o plantadas directamente en los sitios rehabilitados, lo que aumenta la probabilidad de supervivencia de las mismas (Parrota & Knowles 2001; Norman *et al.* 2006; Doust *et al.* 2008). En general, se recomienda la adición de semillas, que pueden provenir de la dispersión desde zonas aledañas o en forma más rápida a través de la siembra de semillas.

El tipo de tratamiento y tiempo de haber iniciado la rehabilitación no dirigen por sí solos las densidades, riqueza y abundancia del BS, y en consecuencia el éxito ecológico de la rehabilitación. Por ello es pertinente considerar el tiempo y profundidad a las que están expuestas las semillas presentes en la capa vegetal, previamente almacenada para su utilización en el proceso de rehabilitación.

La presencia de especies propias del bosque natural tales como *V. cayanensis* (árbol) y *D. brevipedicellatus* (trepadora leñosa), con relativos altos índices de importancia en el banco de semillas y en la vegetación de las zonas rehabilitadas sugiere que pueden ser incluidas como indicadores del avance del proceso de rehabilitación.

De manera general para futuros planes de rehabilitación se recomienda proteger al suelo y la capa vegetal, y reducirse su tiempo de almacenamiento, para aumentar la eficiencia del proceso de rehabilitación. Asimismo, plantar especies propias del bosque, que pueden provenir de la dispersión desde zonas aledañas o en forma más rápida a través de la siembra de semillas. Además es conveniente realizar estudios sobre la cantidad y frecuencia de aplicación de fertilizantes.

Mejorar las técnicas de rehabilitación, incluyendo el manejo de la capa vegetal, de alguna manera contribuye a controlar la erosión del suelo, mejorar la recuperación de la vegetación, y por último los aspectos estéticos del paisaje. El proceso de restauración de la vegetación requiere de una reevaluación continua de lo que se ha hecho en la rehabilitación de la misma.

AGRADECIMIENTOS

A la empresa CVG-Bauxilum que proporcionó los recursos económicos y logísticos para la realización de esta investigación.

REFERENCIAS CITADAS

- Abdulhadi R & D Lamb. 1988. Soil seed stores in rainforest succession. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 15: 81-87.
- Alcañiz JM, GX Garcia & F Lloret. 1998. Banc de llavors i desit de platules en sols restaurats amb fangs de depuradora. *Oris* 13: 91-104.
- Alessi F. 2003. *Estado actual del proceso de rehabilitación de la vegetación en una mina de bauxita, Los Pijiguaos, Edo. Bolívar*. Tesis de Grado, Escuela de Biología, Universidad Central de Venezuela, Caracas.
- Andrés P & V Zapater. 1996. Stabilisation of motorway slopes with herbaceous cover, Catalonia, Spain. *Restoration Ecology* 4: 51-60.
- Antonio CD & LA Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology* 10: 703-713.
- Ashton PMS, S Gamage, IAUN Gunatilleke & CVS Gunatilleke. 1997. Restoration of a Sri Lanka rainforest: using Caribbean pine *Pinus caribaea* as nurse for establishing late-successional tree species. *Journal of Applied Ecology* 34: 915-925.
- Aymard G. 2000. Estudio de la composición florística en bosques de *terra firme* del alto río Orinoco, Estado Amazonas, Venezuela. *Acta Botanica Venezuelica* 23: 123-156.
- Barrera JI, G Camargo & S Montoya. 2005. Diseños para la Restauración Ecológica de la Cantera Soratama, Localidad de Usaquén, Bogotá, D.C., Colombia. Disponible en: www.dama.gov.co
- Bekker R, G Verweij, R Smith, R Reine, J Bakker & S Schneider. 1997. Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal Applied Ecology* 34: 1293 - 1310.
- Berry PE, JA Steyermark, B Holst & K Yatskievych. 1995. *Flora of the Venezuelan Guayana*. Volumen 1-5. St. Louis: Missouri Botanical Garden Press.
- Boom BM. 1990. Flora and vegetation of the Guayana-Llanos ecotone in estado Bolívar, Venezuela. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 64: 254-278.
- Bradshaw AD. 1987. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. En: W R Jordan, M E Gilpin, & J D. Aber, eds. *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press, Cambridge, 53-54.
- Bradshaw AD. 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering* 8: 255-269.
- Braun-Blanquet J. 1964. *Fitosociología*. Editorial Blume, Barcelona.
- Campana CJL, FID Kossman & AM Imakawa. 2002. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology* 4: 636-644.
- Cooke JA & MS Johnson. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews* 10: 41-71.
- Doust SJ, PD Erskine & D Lamb. 2008. Restoring rainforest species by direct seeding, tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management* 256: 1178 - 1188.
- Estrada A. 2003. *Tamaño y composición del banco de semillas en zonas rehabilitadas en una mina de bauxita, Los Pijiguaos, Edo. Bolívar*. Tesis de Grado, Escuela de Biología, Universidad Central de Venezuela, Caracas.
- Ewel, JE & A Madriz. 1968. *Zonas de vida de Venezuela*. Memoria Explicativa. Ministerio de Agricultura, Caracas, Editorial Arte.
- Galindo-Jaimes L, M González-Espinoza, P Quintana-Ascencio & L García-Barrios. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominant by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, México. *Plant Ecology* 162: 259-272.
- Ganade G & VK Brown. 2002. Succession in old pastures of Central Amazonia: Role of soil fertility and plant litter. *Ecology* 83: 743-754.
- Gardner J. 2008. *Rehabilitating mines to meet land use objectives: bauxite mining in the jarrah forest of Western Australia*. Disponible en: www.fao.org/docrep.
- Garwood NC. 1989. Tropical soil seed banks: a review. En: Leck MA, V. T. Parker & R L Simpson, eds. *Ecology of Soil Seed Bank*. Academic Press, New York, 149-209.
- Ghose MK. 2001. Management of topsoil for geo-environmental reclamation of coal mining areas. *Environmental Geology* 40: 1405-1410.
- Ghose MK. 2005. Soil conservation and revegetation of mine-degraded land. *TERI Information Digest on Energy and Environment* 4: 137-150.
- Ghose MK & S Nand. 2004. Rehabilitation and revegetation strategies for mine closure. En: Sinha IN, MK Ghose & G Singh, eds. *Proceedings of National Seminar on Environmental Engineering with special emphasis on Mining Environment*, NSEEME. Indian School of Mines, Dhanbad, 1-13.
- Gondard H, S Jauffret, J Aronson & S Lavorel. 2003. Plant functional types: promising tool for management and restoration of degraded lands. *Applied Vegetation Science* 6: 223-234.
- Grant CD, DT Bell, JM Koch & WA Loneragan. 1996. Implications of seedling emergence to site restoration following bauxite mining in Western Australia. *Restoration Ecology* 4: 146-154.

- Grant CD & JM Koch. 1997. Ecological aspects of soil seed-banks in relation to bauxite mining. II. Twelve year old rehabilitated mines. *Australian Journal of Ecology* 22: 177-184.
- Halpern CB, SA Evans & S Nielson. 1999. Soil seed banks in young, closed-canopy forest of the Olympic Peninsula, Washington: Potential contribution. *Canadian Journal of Botany* 77: 922-935.
- Hewitt N & M Kellman. 2002. Tree seed dispersal among forest fragments: I. Conifer plantations as seed traps. *Journal of Biogeography* 29: 351-363.
- Holl KD. 2001. *Recovery of Native Plant Communities after Mining*. Virginia Cooperative Extension Publication 460-140. Disponible en: <http://www.ext.vt.edu/pubs/mines/460-140/460-140.html>.
- Holl KD. 2002. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology* 39: 960-970.
- Huber O & F Guanchez. 1988. Flora y vegetación del área de los Pijiguaos, Distr. Cedeño. Síntesis ejecutiva. Caracas, Venezuela: Convenio MARNAR/BAUXIVEN.
- Jackson ML. 1982. *Análisis químico de suelos*. Ediciones Omega, Barcelona. 663 p
- Jankowska-Blaszczuk M, AJ Kwiatkoska, D Panufnik & E Tanner. 1998. The size and diversity of the soil seed banks and the light requirements of the species in sunny and shade natural communities of the Białowieza Primaver Forest. *Plant Ecology* 136: 105-118.
- Koch JM & SC Ward. 1994. Establishment of understory vegetation for rehabilitation of bauxite-mined areas in the Jarrah Forest of Western Australia. *Journal Environmental Management* 41: 1-15.
- Koch JM, SC Ward, CD Grant & GL Ainsworth. 1996. Effects of bauxite mine restoration operations on topsoil seed reserves in the jarrah forest of Western Australia. *Restoration Ecology* 4: 368-376.
- Leck JM, VT Parker & RL Simpson (eds.). 1989. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, New York.
- Lisena M. 2004. Compatibilidad entre las técnicas de aprovechamiento minero y el entorno ambiental en CVG Bauxilum-Los Pijiguaos. Los Pijiguaos, Venezuela: Corporación Venezolana de Guayana.
- Lugo AE & C Lowe. 1989. *Tropical Forests: Management and Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- Mateucci SD & A Colma. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington DC.
- Matlack GR & RE Good. 1990. Spatial heterogeneity in the soil seed bank of a mature Coastal Plain forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 117:143-152.
- Mueller-Dombois D & H Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation Ecology*. Wiley. USA.
- Norman MA, JM Koch, CD Grant, TK Morald & SC Ward. 2006. Vegetation succession after bauxite mining in Western Australia. *Restoration Ecology* 14: 278-288.
- Parrotta JA. 1992. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 41: 115-133.
- Parrotta JA. 1995. Influence of overstorey competition on understorey colonization by native species in plantation on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* 6: 627-636.
- Parrotta JA & OH Knowles. 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from Brazilian Amazon. *Ecological Engineering* 17: 219-239.
- Parrotta JA, OH Knowles & JM Jr Wunderle. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 99: 21-42.
- Poiani KA & WC Johnson. 1988. Evaluation of the emergence method in estimating seed bank composition of prairie wetlands. *Aquatic Botany* 32: 91-97.
- Ruiz-Jaen MC & TM Aide. 2005. Restoration success: How is it measured? *Restoration Ecology* 13: 569-577.
- Simpson RL. 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. En: Leck MA, VT Parker & RL Simpson, eds. *Ecology of Soil Seed Bank*. Academic Press, New York, 3-8.
- Smith MA, WA Loneragan, CD Grant & JM Koch. 2000. Effect of fire on the topsoil seed banks of rehabilitated bauxite mine sites in the jarrah forest of Western Australia. *Ecological Management and Restoration* 1: 55-65
- Thompson K & JP Grime. 1979. Seasonal variation in the bank of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893 - 921.
- Tripathi KP & B Singh. 2005. The role of revegetation for rehabilitation of sodic soils in semiarid subtropical forest India. *Restoration Ecology* 13: 29-38.
- Takahashi K & T Kamitani. 2004. Effect of dispersal capacity on forest plant migration at a landscape scale. *Journal of Ecology* 92: 778-785.
- Uhl C. 1982. Recovery following disturbances of different intensities in the Amazon Rain Forest. *Interciencia* 7: 19-24.
- van Andel J & J Aronson 2006. *Restoration Ecology: The New Frontier*. Blackwell Publishing, USA.
- Vlahos S & DT Bell. 1986. Soil seed-bank components of the northern jarrah forest of Western Australia. *Australian Journal of Ecology* 11: 171-179.
- Ward SC. 2000. Soil development on rehabilitated mines in south-west Australia. *Australian Journal of Soil Research* 34: 453-464.
- Ward SC, JM Koch & GL Ainsworth. 1996. The effect of timing of rehabilitation procedures on the establishment of a jarrah forest after bauxite mining. *Restoration Ecology* 4: 19-24.
- Ward SC, JM Koch & CD Grant. 1997. Ecological aspects of soil seed-banks in relation to bauxite mining. I. Unmined Jarrah Forest. *Australian Journal of Ecology* 22: 169 - 176.
- Ward SC, GC Slessar & DL Glenister. 1993. Environmental resource management practices of Alcoa of Australia Limited. En: Woodcock JT & JK Hamilton, eds. *Australian Mining and Metallurgy*. The Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Victoria, Australia, 104-108.

Anexo 1. Especies presentes en la vegetación (V), pilas de almacenamiento (PA) y banco de semillas (BS) en las zonas muestreadas. Leyenda: A: árbol; Ar.: arbusto; E: Epífita; H: hierba; M: Musgo; T: Trepadora; FC: Forma de crecimiento.

Monocotiledóneas/ Familias	Especies	FC	Nombre común	V	P	BS
Arecaceae	<i>Bractis</i> 1	A	Palma montañera	x		
Arecaceae	<i>Bractis</i> 2	A	Uva montañera	x		
Bromeliaceae	<i>Aechmea</i> sp.	E	Piña brava	x	x	
Eriocaulaceae.	<i>Paepalanthus fasciculoides</i> Hensold	H			x	
Cyperaceae	<i>Hypolytrum pulchrum</i> (Rudge) H. Pfeiffer	H		x	x	x
Cyperaceae	<i>Scleria</i> 2.	H	Cortadera	x	x	x
Cyperaceae	<i>Cyperus distans</i> L. fil.	H			x	x
Cyperaceae	<i>Scleria</i> 1	H	Cortadera			x
Poaceae	<i>Andropogon leucostachyus</i> H.B.K.	H	Gamelotillo	x	x	x
Poaceae	<i>Andropogum gayanus</i> Kunth.	H	Paja rabo de zorro	x	x	x
Poaceae	<i>Axonopus capillaris</i> (Lam.) Chase	H		x	x	x
Poaceae	<i>Urochloa humidicola</i> (<i>Brachiaria humidicola</i>) (Rendle) Schweick	H	Pasto alambre	x	x	
Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i> (<i>Brachiaria decumbens</i>) Stapf.	H	Pasto barrera	x	x	
Poaceae	<i>Ichnanthus calvscens</i> (Nees) Doel.	H		x	x	x
Poaceae	<i>Olyra micranta</i> H. B. K.	H		x	x	
Poaceae	<i>Panicum rudgei</i> Roem. & Schult	H	Gamelote	x	x	x
Poaceae	<i>Eragostris maypurensis</i> (H. B. K.) Steud.	H			x	x
Poaceae	<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) Kunth	H			x	x
Poaceae	Poaceae 1	H	Carrizo			x
Poaceae	<i>Hyparhenia rufa</i> (Nees) Stapf.	H	Yaguará		x	
Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i> Beauv.	H	Capín melao		x	
Poaceae	<i>Olyra latifolia</i> L.	H			x	
Poaceae	<i>Panicum maximum</i> Jacq	H		x		
Poaceae	<i>Panicum</i> sp.	H			x	x
Poaceae	Poaceae 2	H	Gramita	x		
Poaceae	<i>Andropogon</i> sp.	H				x
Poaceae,	<i>Thrasya paspaloides</i> Kunth.	H			x	
Dicotiledóneas/ Familias	Especies					
Acanthaceae	<i>Sanchezia nobilis</i> Hook.	A	Cola de gallo	x		
Amaranthaceae	Amaranthaceae 38				x	
Amaranthaceae	Amaranthaceae 35				x	
Amaranthaceae	Amaranthaceae 77				x	
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	A	Mango	x		
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	A	Patillo	x		
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil	A	Fruta de burro	x	x	
Annonaceae	<i>Duguetia</i> sp.	A	Laurel negro	x		
Anonaceae	<i>Rollinia</i> sp.	A		x		
Apocynaceae	<i>Stemmadenia grandiflora</i> (Jacq.) Miers.	A	Cojón de berraco	x		
Asclepiadaceae	<i>Sarcostemma glaucum</i> H.B.K.,	T	Bejuco del diablo	x		
Asclepiadaceae.	<i>Tassadia</i> sp.	A		x		
Asteraceae	Asteraceae 38			x		
Asteraceae	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill.	H			x	x
Asteraceae	Asteraceae 1	H				x
Asteraceae	<i>Piptocarpha opaca</i> (Benth.) Baker	Ar.	Capro	x	x	
Bignoniaceae	Bignoniaceae 1		Bejuco corazón de morrocoy	x		
Bignoniaceae	Bignoniaceae 2		Bejuco guaco	x		
Bignoniaceae	<i>Phryganocydia corymbosa</i> (Vent.) Bureau ex K. Schum.	T	Bejuco barquí	x		
Bignoniaceae.	<i>Pleonotoma clematis</i> (Kunth) Miers	T	Bejuco cuatrofilos	x		
Bixaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	A	Bototo	x		
Boraginaceae	<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult	Ar.		x	x	x
Boraginaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	A	Fregocillo	x	x	x
Burseraceae	Burseraceae 59				x	
Burseraceae	<i>Protium ferrugineum</i> (Engler) Engler	A	Jobillo	x		
Caesalpinaceae	<i>Cassia grandis</i> L.	A		x	x	

Anexo 1. (continuación)

Especies		FC	Nombre común	V	P	BS
Caesalpinaceae	<i>Copaifera reticulata</i> Ducke	A	Maramo	x		
Caesalpinaceae	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	A	Tacamahaca	x		
Cecropiaceae	<i>Cecropia</i> sp.	A	Yagrumo	x	x	
Chrysobalanaceae	<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	A	Icaquillo	x		
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	A	Guarrai negro	x		
Clusiaceae	<i>Clusia</i> 2	A	Matapalo	x		
Clusiaceae.	<i>Clusia</i> 1	A	Copey	x		
Dicotiledónea	Dicotiledónea 79		Guayabo colorao	x		
Dicotiledónea	Dicotiledónea 80			x		
Dicotiledónea	Dicotiledónea 81			x		
Dicotiledónea	Dicotiledónea 82			x		
Dicotiledónea	Dicotiledónea 88			x		
Dicotiledónea	Dicotiledónea 89			x		
Dicotiledónea	Dicotiledónea 12		Mapurite montañoero	x		
Dicotiledónea	Dicotiledónea 1					x
Dicotiledónea	Dicotiledónea 2					x
Dicotiledónea	Dicotiledónea 3		Hoja de Riñon			x
Dicotiledónea	Dicotiledónea 4					x
Dilleniaceae	<i>Dolioscarpus brevipedicellatus</i> Garcke.	T	Bejuco chaparrillo	x		
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (Juss) Baill.	A	Caporuno	x		
Euphorbiaceae	<i>Chastocarpus</i> sp.		Cacho	x		
Euphorbiaceae	Euphorbiaceae 11			x		
Euphorbiaceae	<i>Mabea parviflora</i> (Aubl.) Miers	T	Bejuco reventillo	x		
Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> sp.	A		x		
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	A	Guayabita blanca, mariposo	x		
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus</i> sp.	Ar.			x	
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp.		Pata de vaca	x		
Fabaceae	Fabaceae 16				x	
Fabaceae	Fabaceae 22				x	
Fabaceae	<i>Lochocarpus latifolius</i> (Willd.) H. B. K.	A	Majomo	x		
Flacourtiaceae	<i>Casearia grandiflora</i> Cambess	A	Nigüito	x	x	x
Flacourtiaceae	Flacourtiaceae 1	A	Frutón	x		
Gentianaceae	<i>Chelonanthus aff. alatus</i> (Aubl.) Pulle	H		x	x	x
Gentianaceae	<i>Coutoubea spicata</i> Aubl.	H	Oreja de Ratón		x	x
Gentianaceae	Gentianaceae 1	T	Bejuco corona	x		
Guttiferaceae	<i>Vismia cayenensis</i> (Jacq.) Pers.	A	Lacre	x	x	x
Guttiferaceae	<i>Vismia</i> sp.	A	Lacre			x
Lamiaceae.	<i>Anisomelis</i> sp.	Ar.	Bejuco cruceto	x		
Lauraceae.	<i>Nectandra</i> sp.	A	Laurel blanco	x		
Lecythidaceae.	<i>Eschweilera</i> sp.	A	Varablanca	x		
Lecythidaceae	<i>Lecythis</i> sp.	A	Coco de mono montañoero	x		
Malpighiaceae	<i>Byrsonima aerugo</i> Sagot	A	Guayare	x		
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Ar.	Guayabo negro	x	x	x
Melastomataceae	<i>Bellucia huberi</i> (Wurdack) S.S. Renner	Ar.		x	x	
Melastomataceae	<i>Clidemia sericea</i> D. Don	Ar.	Ñema de gato	x	x	x
Melastomataceae	<i>Miconia alata</i> (Aubl.) DC	Ar.	Guayabo cuatro filos	x	x	x
Melastomataceae	<i>Miconia dispar</i> Benth	A	Cola de gallo, oreja de toro	x	x	
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.	Ar.		x	x	x
Melastomataceae	<i>Clidemia octona</i> (Bonpl.) LO Williams		Bejuco rabo de rata	x		
Melastomataceae	Melastomataceae 79				x	
Melastomataceae	<i>Miconia chrysophylla</i> (Rich.) Urb.	Ar.	Guayabo venadero	x		
Melastomataceae	<i>Miconia myriantha</i> Benth	A	Arrayán morado		x	
Melastomataceae	<i>Miconia</i> 2	Ar.	Guayabo negro	x		
Melastomataceae	<i>Miconia</i> 1	Ar.	Hoja fina			
Mimosaceae	<i>Inga</i> sp.	A		x	x	
Mimosaceae	<i>Mimosa</i> 1				x	
Mimosaceae	<i>Mimosa</i> 2			x		

Anexo 1. (continuación)

Especies		FC	Nombre común	V	P	BS
Mimosaceae	<i>Mimosa</i> sp.	Ar.				x
Moraceae	<i>Ficus malacocarpa</i> Standley	A	Lechero	x		
Myrsinaceae	<i>Cybianthus wurdackii</i> Agostini ex Pipol		Copito negro	x		
Myrtaceae	<i>Eucaliptus camaldulensis</i> Dehnh.	A	Eucalipto	x	x	
Myrtaceae	<i>Calyptanthes lucida</i> Mart ex DC	Ar.	Guayabo rebarsero	x		
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	A	Guayabo montañero	x		
Myrtaceae	Myrtaceae 11					x
Myrtaceae	<i>Psidium</i> sp.	A	Guayabo pendango	x		
Nyctaginaceae.	<i>Neea spruceana</i> Heimerl	A	Casabe	x		
Ochnaceae.	<i>Sauvagesia ramisissima</i> Spruce ex Eichler in Mart.	H			x	x
Passifloraceae	<i>Passiflora</i> sp.	T	Parchita		x	
Piperaceae	<i>Piper marginatum</i> Jacq.	H	Anicillo	x		
Polygonaceae	<i>Cocoloba</i> sp.	A	Uveron	x		
Polygonaceae	<i>Symmeria paniculata</i> Benth	A	Palo de agua	x		
Polygonaceae.	<i>Securidaca pubescens</i> DC.	Ar.		x	x	
Proteaceae	<i>Roupala</i> sp.	A	Manteco de agua	x		
Rubiaceae	<i>Coccocypselum guianense</i> (Aubl.) Schum	H	Lombricita, yerbita	x	x	x
Rubiaceae	<i>Crucianella stylosa</i> Trin.	Ar.		x	x	x
Rubiaceae	<i>Declieuxia tenuiflora</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Stey. & Kirk.	H	Argalilla (Yerbita flor morada)	x	x	x
Rubiaceae	<i>Psychotria racemosa</i> Rich	Ar.	Quiebrajacho	x	x	x
Rubiaceae	<i>Amaioua corymbosa</i> Kunth	A	Cacho de venao	x		
Rubiaceae	<i>Declieuxia fruticosa</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Kuntze.	H		x		x
Rubiaceae	<i>Diodia radula</i> (Willd. & Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Cham. & Schitdl	H			x	x
Rubiaceae	<i>Diodia teres</i> Walt.	H			x	x
Rubiaceae	<i>Duroia genipoides</i> J.D. Hook. ex K. Schum.	A	Carutillo	x		
Rubiaceae	<i>Palicourea</i> sp.	A	Pomalaca	x		
Rubiaceae	<i>Psycotria poeppigiana</i> Müll.Arg.	Ar.	Oreja de gato	x		
Rubiaceae	<i>Psycotria</i> sp.	Ar.	Pata de palomo	x		
Rubiaceae	<i>Psycotria viburnoides</i> H.B.K	Ar.	Zarcillito	x		
Rubiaceae	<i>Diodia</i> 2.	H				x
Rubiaceae	<i>Diodia</i> 1.	H				x
Rutaceae	Rutaceae 17					x
Sapindaceae	<i>Cupania</i> sp.	Ar.		x	x	x
Scrophulariaceae	<i>Borreria</i> sp.	H			x	
Scrophulariaceae	Scrophulariaceae 8					x
Solanaceae	<i>Solanun crinitum</i> Lam.	Ar.		x	x	
Sterculiaceae	<i>Waltheria involucrata</i> Bentham	T	Bejuco lengua de mato	x		
Sterculiaceae.	<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K. Schum	A	Majagüillo	x	x	
Verbenaceae	<i>Citharexylum poeppigii</i> Walp.		Barbasco	x		
Vitaceae	<i>Cissus erosa</i> Rich.	T	Bejuco mano de danta	x	x	
Vochysiaceae	<i>Vochysia</i> sp.	A	Salao	x		
Gimnospermas/ Especies						
Familias						
Pinaceae	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>Hondurensis</i>	A	Pino caribe	x	x	
Briofita						
Briofita	Musgo	M		x		x
Especies no identificadas						
	Especie 3		Anuncillo	x		
	Especie 4		Bejuco de arco	x		
	Especie 5		Bejuco de toro	x		
	Especie 7		Bora montañera	x		
	Especie 11		Jala pa' tras	x		
	Especie 9		Ñema de sapo	x		
	Indeterminada 10		Indeterminada			x