

COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES EN UN REMANENTE DE BOSQUE DECIDUO SECUNDARIO

FLORISTIC COMPOSITION AND SPECIES ABUNDANCE IN A REMANENT DECIDUOUS SECONDARY FOREST

Maris J. López¹ y Nelson Ramirez²

Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias Instituto de Biología Experimental, Centro Botánica Tropical Apartado. 48312, Caracas 1041-A. Venezuela. 1. Dirección actual: Ministerio del Ambiente. 2. Autor para correspondencia

RESUMEN

La composición florística y abundancia de las especies fueron evaluadas en un remanente de bosque deciduo secundario ubicado en Colinas de Bello Monte, Caracas. Las especies de plantas fueron colectadas durante 23 años, usando un muestreo no sistemático, desde 1980 hasta 2003, el cual incluyó especies nativas, especies introducidas de otras áreas de Venezuela y especies exóticas. Un total de 77 familias de plantas fueron registradas: 76 de angiospermas y una familia de helecho. Las familias de angiospermas están repartidas en 65 dicotiledóneas y 11 monocotiledóneas, las cuales incluyen 253 y 54 especies respectivamente, para un total de 308 especies. Las familias con más de 10 especies fueron: Asteraceae, Fabaceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Mimosaceae, Malvaceae y Rubiaceae. El número de especies decrece desde el área perturbada al bosque. La similaridad florística entre hábitat decrece desde bosque-transición hasta bosque-perturbado. Todas las formas de vida crecen en los tres hábitat excepto epifitas y hemiparásitas, las cuales ocurren preferentemente en un hábitat. Los índices de diversidad fueron estadísticamente diferentes entre los hábitat comparados y mayor para la comunidad. Los valores del índice de equidad no variaron notablemente entre las áreas estudiadas. Las especies anuales fueron las más abundantes, seguidas por árboles, hierbas perennes y arbustos; las otras formas de vida muestran valores diferentes con el menor valor para hemiparásitas. La forma de vida está estadísticamente asociada con el tipo de hábitat: las especies leñosas son más abundantes en el bosque y las especies herbáceas en el área perturbada. La mayoría de las plantas nativas introducidas son árboles y la mayoría de especies exóticas son hierbas perennes, hierbas anuales, árboles y arbustos. La proporción de especies con disposición al azar, agregada y regular son similares para individuos adultos, mientras que para juveniles aproximadamente el 75% de las especies están distribuidas agregadamente y ninguna de las especies está distribuida regularmente. La distribución horizontal de las especies de plantas es similar de acuerdo al tipo de hábitat para los individuos adultos. La relación entre la forma de vida de las plantas y la distribución horizontal de las especies mostró que más del 50% de los árboles, arbustos, trepadoras leñosas y trepadoras semi-leñosas tienen una distribución agregada, seguida de la distribución al azar para árboles, trepadoras leñosas y trepadoras semi-leñosas; y de la distribución regular para arbustos. El 52.4% de 181 especies registradas en el censo de abundancia presentaron regeneración natural. Los mayores niveles de regeneración fueron encontrados en arbustos y trepadoras herbáceas, seguido de trepadoras semi-leñosas, hierbas perennes, árboles, trepadoras leñosas y hierbas anuales. Estos resultados son discutidos con relación a reportes previos en bosques deciduos de Caracas y de otras localidades tropicales.

SUMMARY

This research evaluates floristic composition and plant species abundance related to plant life forms, habitat specialization and their relationship to plant recruitment in a remnant of tropical deciduous forest situated in the city of Caracas. Plant species were collected during 23 years, using a non-systematic method, from 1983 to 2003, including collections of native, natives introduced from other Venezuelan areas, and exotic species. A total of 77 plant families were recorded, which included 76 angiosperms and one fern family. The families of angiosperms belong to 65 dicots and 11 monocots, which include 253 and 54 plant species, respectively, for 308 plant species in the community. Plant families with more than ten species were Asteraceae, Fabaceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Mimosaceae, Malvaceae and Rubiaceae. The number of plant species decrease from disturbed area to the forest. Floristic similarities between habitats showed a decreasing pattern from forest-transition and forest-disturbed area to forest-disturbed area. All life form growths occur in the three habitats, except epiphytes and hemiparasitics, which occur preferentially in one habitat. The largest diversity index was found for the community, and the indexes of equitability did not vary between the four

habitat studied. Species frequency according to life form was greater for annual herbs followed by trees, perennial herbs and shrubs; the other life forms were in a lesser frequency. Life form was statistically associated with habitat: woody species were abundant in the forest and herbaceous species in disturbed areas. Most of the natives introduced from other Venezuelan areas, were trees and many of the exotic species were perennial herbs, annual herbs, trees and shrubs. The proportion of plant species arranged randomly, clumped, and regularly were similar for adult individuals, however, for juveniles, approximately 75% of the species have clumped disposition and none regularly. The horizontal disposition of plant species was similar according to habitat for adult individuals. The relation between life form and horizontal disposition showed that more than 50% of trees, shrubs, woody lianas, and semi-woody lianas have an aggregated disposition, followed by random disposition for trees, woody lianas, and semi-woody lianas; and regular disposition for shrubs. From 181 plant species examined, 62.4% exhibited natural recruitment. The largest values of natural regeneration were found for shrubs and herbaceous climbing, followed by semi-woody lianas, perennial herbs, trees, woody lianas, and annual herbs. These results are discussed with relation to previous studies of deciduous forests in Caracas and other tropical localities.

Palabras clave: Flórmula, diversidad, riqueza, bosque deciduo secundario, hábitat, forma de vida, disposición horizontal, plantas exóticas, regeneración, Venezuela.

Keywords: Flora, diversity, richness, secondary deciduous forest, habitat, life form, horizontal distribution, exotic plants, regeneration, Venezuela.

INTRODUCCIÓN

Los bosques deciduos abarcan una amplia región tropical, los cuales tienen como característica común la caída de las hojas durante el período menos favorable para el crecimiento y la reproducción. Sin embargo, las características florísticas y fisonomía pueden variar ampliamente de acuerdo a la ubicación geográfica, suelo, distribución de la precipitación y extensión del período seco, temperatura y niveles de perturbación (Arriaga y León 1989, Medina 1995 y referencias, Condit 1998, Ruggiero et al. 2002, Meira-Neto y Martins, 2002, Silva et al., 2004, Pérez-García y Meave, 2005). La riqueza de especies de plantas presentes en los bosques deciduos varía dependiendo de muchos factores, ésta puede ser relativamente menor en ambientes extremos. De manera similar, la estructura de la vegetación varía dependiendo de la rigurosidad ambiental (Meira-Neto y Martins 2002). Sin embargo, la riqueza florística de los bosques deciduos ha sido pobremente evaluada; muchos de los estudios florísticos de bosques deciduos y semideciduos están limitados a censos de especies arbóreas (Meira-Neto y Martins, 2002; Paula et al., 2002; Santos y Kinoshita, 2003; Silva et al., 2003; Salis et al., 2004; Silva et al., 2004; Salm, 2004; Hack et al., 2005, y muchos otros más reportes), aunque en el caso de los bosques deciduos de Caracas existen reportes completos basados sobre especímenes de herbario (Berry y Steyermark, 1985).

Entre los factores que afectan la riqueza de especies y la estructura de la vegetación, la perturbación del ambiente, principalmente antrópicas, representa el factor de mayor impacto en las comunidades naturales. Este tipo de alteraciones traen consecuencias impredecibles en términos biológicos. Una de las consecuencias de las perturbaciones es la división del ambiente natural de bosque en un mosaico de estados sucesionales de la vegetación (Silva et al., 2004), lo cual puede determinar la estructura de parches en las comunidades (Grubb, 1977; Pickett, 1980; Tilman, 1982) y la consecuente especialización de las especies a hábitat particulares. Por otra parte, la gran heterogeneidad en la estructura y composición florística de los bosques secos estacionales ha sido asociada con características bióticas de muchas de las especies de árboles, perturbaciones naturales y la historia del uso de la tierra (Salm, 2004). Además, la diversidad de formas de crecimiento es reconocido como un factor que contribuye con la riqueza biótica (Shmida y Wilson, 1985), la cual varía dependiendo de las características climáticas (Westoby, 1980; Ish-Shalom-Gordon, 1993; Arriaga y León, 1989) y del grado de perturbación (Whittaker y Levin, 1977).

En la actualidad, uno de los factores que influyen notoriamente las características de las comunidades naturales, ocurre por la introducción espontánea o intencional de especies exóticas o nativas de otras áreas geográficas. Este tipo de actividad produce cambios en la composición florística.

De hecho, la introducción de especies exóticas puede producir cambios locales en el número de especies, más aún, si las plantas exóticas son invasoras (Barnes *et al.*, 1998). Esta situación puede ser más acentuada en remanentes de bosques situados en áreas pobladas, debido a que la introducción de plantas ornamentales y frutales, exóticas o nativas de otras áreas del país representa una actividad natural del hombre.

En las colinas al sur de la ciudad de Caracas se pueden encontrar vestigios de bosque deciduos (Berry y Steyermark, 1985), los cuales permanecen como remanentes de bosquecillos entre muchas edificaciones. Muchos de estos bosques y sus especies han sido biológicamente estudiados (Ediciones IBE, 2002). De acuerdo a Berry y Steyermark (1985), los bosques deciduos de Caracas pueden presentar una estructura diferente con relación a la altura de los árboles y variaciones en cuanto a la presencia de matorrales, asociados al grado y antigüedad de la perturbación.

Un estudio detallado sobre la flórmula de los bosques deciduos de Caracas reveló un total de 424 especies, de las cuales 12 son exóticas y 23 son especies nativas al país, pero introducidas en estas zonas (Berry y Steyermark, 1985). En este estudio, solo son reseñadas 78 especies de plantas para el área de Colinas de Bello Monte (Berry y Steyermark 1985). La principal limitación de este reporte es que esta basada en muestras de herbario, resultado de un estudio puntual (Berry y Steyermark 1985). Colecciones posteriores en los años noventa revelan que el número de especies presentes en el Arboretum de la Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias, UCV, ubicado en Colinas de Bello Monte, es más del doble del reportado, lo cual indica la necesidad de estudios detallados para determinar la composición florística del área. De acuerdo a las divergencias encontradas en los estudios florísticos de bosques y a la necesidad de incrementar el conocimiento sobre la biología de los bosques ubicados en pequeñas áreas urbanas, el objetivo general del presente estudio fue determinar la composición florística y el estado estructural de la vegetación de un remanente de bosque secundario situado en las Colinas de Bello Monte, Caracas.

MÉTODOS

Área de Estudio. Esta investigación fue realizada en el Arboretum de la Escuela de Biología, Facultad de Ciencias (U.C.V.), Colinas de Bello Monte, ubicado al sudoeste del Valle de Caracas, en los límites entre el Distrito Capital y el Estado Miranda (10° 29' N; 66° 33' W). El área comprende más de dos hectáreas de superficie con una altitud entre 1050 y 1100 msnm. Es importante aclarar que el nombre de arboretum no corresponde con la vegetación estudiada. Un Arboretum es definido como plantaciones de árboles destinados a fines científicos para el estudio de su desarrollo, acomodación al clima, suelo entre otros parámetros (Font Quer, 1982). La vegetación del área estudiada corresponde, desde el punto de vista geográfico, climático y estructural, a un remanente de bosque deciduo secundario (Berry y Steyermark 1985).

Los bosques deciduos de Caracas ocupan gran parte de la fila montañosa que se prolonga desde Caricuao al sudoeste de Caracas en dirección noreste hasta San Agustín y las Colinas del Jardín Botánico de Caracas (Berry y Steyermark 1985). El clima es isotérmico, con una temperatura media anual entre 18 y 24 °C, pero es biestacional con respecto a la precipitación, con un marcado período seco, desde diciembre hasta marzo, y un período de lluvia desde abril hasta noviembre. La precipitación media anual varía desde 550 a 1100 mm. Esta comunidad representa un bosque seco premontano secundario, el cual ha sido alterado con el paso del tiempo (Ewel *et al.*, 1976). La vegetación se caracteriza por presentar un alto porcentaje de especies deciduas y las familias predominantes son Asteraceae, Fabaceae y Euphorbiaceae (Berry y Steyermark, 1985). Además, destacan algunas especies xerófilas pertenecientes a la familia Cactaceae y Agavaceae, las cuales probablemente representan especies de la vegetación colonizadora original (Ewel *et al.*, 1976). El estrato arbustivo se caracteriza por la abundancia de trepadoras, arbustos espinosos y varias especies siempreverdes; las hierbas y sufrutices del estrato herbáceo son fundamentalmente especies perennes, aunque en las áreas con perturbación reciente se encuentran hierbas anuales. De acuerdo a la heterogeneidad de la vegetación, producto de perturbaciones recientes y pasadas, se pueden distinguir tres tipos de hábitat

relacionados con la estructura y grado de perturbación de la vegetación: 1. Bosque, caracterizado por la abundancia de árboles y arbustos; 2. Transición bosque-perturbado, representado por una angosta franja de vegetación transicional entre el bosque y áreas alteradas; y 3. Vegetación secundaria o área perturbada, originadas por la destrucción del bosque primario o secundario, la cual consiste de una vegetación herbácea, dominada por especies de plantas pioneras.

Composición florística. Las especies de plantas fueron colectadas durante 23 años, en un muestreo no sistemático, desde 1980 hasta 2003, los cuales incluyeron años cuando ocurrieron perturbaciones parciales (1994) y en todos los meses del año en repetidas oportunidades. Los especímenes colectados fueron identificados por especialistas nacionales e internacionales. Los especímenes identificados fueron depositados en el Herbario Nacional de Venezuela (VEN) y en otros herbarios de Venezuela. Las especies de plantas fueron agrupadas como monocotiledóneas, dicotiledóneas y helechos, y posteriormente en familias. De acuerdo a lo anterior, las familias dominantes fueron caracterizadas respecto al número de especies ($N > 10$). Además, la distribución de frecuencias del número de especies por familia y el número de géneros por familia fue determinada para la florula del área estudiada.

Las especies de plantas fueron clasificadas de acuerdo a su procedencia en: 1. Nativas, plantas propias del área de Caracas y zonas circunvecinas; 2. Nativas introducidas, plantas con distribución original en otras regiones geográficas de Venezuela y 3. Plantas exóticas, plantas procedentes de otros países. La caracterización de las especies fue establecida de acuerdo a la información reseñada en flóruas y floras locales (Schnee, 1960; Berry y Steyermark, 1985; Steyermark y Huber, 1978; Aristeguieta, 2003; MARN, 2001) y en la información disponible en internet. Además, el número de especies sólo reseñadas o descritas para el área de estudio, bosques deciduos de Caracas y Parque Nacional el Ávila fue registrado de acuerdo a los estudios previos en el área de Caracas y zonas aledañas y de acuerdo a especies que están descritas solo para el área del arboretum (Schnee, 1960; Berry y Steyermark, 1985; Steyermark y Huber, 1978; Aristeguieta, 2003; MARN, 2001).

Singularidad taxonómica. La singularidad taxonómica de las especies fue calculada como el inverso del número de especies por género para la flórua del Arboretum; además, con base a los registros florísticos de los bosques deciduos de Caracas (Berry y Steyermark, 1985) y para la flora del Parque Nacional el Ávila (Steyermark y Huber, 1978) fueron determinados los valores de singularidad taxonómica para cada una de estas áreas. Este índice, es considerado un parámetro para estimar el promedio de distintividad de las especies en una comunidad (ver Ojeda *et al.*, 1995).

Hábitat y especies. Las especies de plantas fueron caracterizadas de acuerdo al tipo de hábitat donde crecen: bosque, transición y perturbado. Cada especie de planta fue asignada a uno o más hábitat de acuerdo a los registros de colección y observaciones de campo. Posteriormente, esta información fue complementada con el censo de abundancia de las especies.

El número de hábitat donde ocurría cada especie de planta fue determinado para cada área. De acuerdo a lo anterior, se determinó el número y porcentaje de especies presentes en cada tipo de hábitat y en más de un hábitat. Además, se determinó el número de hábitat donde ocurría cada especie de planta de acuerdo al tipo de hábitat: bosque, transición y perturbado. La información sobre el número de hábitat en donde ocurre cada especie de planta, permite establecer la relación entre el número de hábitat y forma de vida de las plantas y procedencia de las especies.

Riqueza, diversidad y equidad. En cada hábitat y para el total de la comunidad se calculó la riqueza (número total de especies en el área muestreada), la diversidad y la equidad. La diversidad y equidad fueron estimadas con base al número de especies que aparecieron en el censo de abundancia. Es decir, para un área de 40 m² por hábitat y para 120 m² para la comunidad. La diversidad fue calculada usando el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H), de acuerdo a la fórmula:

$$H = \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

donde S es el número de especies registradas y p_i es la proporción de individuos pertenecientes a la especie i. Los índices de diversidad fueron comparados estadísticamente usando la prueba de t de student, de acuerdo al procedimiento de Magurran (1988).

La equidad, la cual refleja la abundancia relativa de las especies, es decir, el grado en el cual las especies comparten dominancia, fue calculado como $E = H/\ln S$ (Magurran 1988), donde S es el número de especies de plantas y H es el índice de diversidad de Shannon-Wiener.

Similitud florística. La similaridad florística del área estudiada y otras áreas circunvecinas del Distrito Federal, fue determinada como el porcentaje de especies comunes entre la flórmula del Arboretum y registros florísticos del área de Colinas de Bello Monte (Berry y Steyermark, 1985), los bosques de Caracas (Berry y Steyermark, 1985) y la flora del Parque Nacional El Ávila (Steyermark y Huber, 1978), estimados como el porcentaje de especies comunes relativos al número total de especies registradas para la flórmula del Arboretum de la Escuela de Biología, UCV. La similaridad florística entre hábitat dentro de la comunidad del Arboretum de la Escuela de Biología fue establecida entre todos los pares de hábitat, usando el índice de Jaccard:

$$J = C/(A+B)$$

donde C es el número de especies comunes, A es el número de especies en la comunidad A, y B es el número de especies en la comunidad B.

Formas de vida. Las especies de plantas fueron clasificadas de acuerdo a la forma de vida, en siete categorías respecto a la consistencia del tallo, ramificación, altura y longevidad: 1. Árboles, plantas con fuste no ramificado cercano al suelo, mayores de 5 m; 2. Arbustos, plantas leñosas con tallo ramificado cercano al suelo con una altura menor de 5 m; 3. Trepadoras leñosas, plantas trepadoras de altura variable pero siempre con tallos leñosos y de vida larga; 4. Trepadoras semi-leñosas, plantas trepadoras con tallos ligeramente lignificados, en las cuales el follaje puede desaparecer durante el período seco, son plantas perennes

con un profuso crecimiento durante el período lluvioso; 5. Trepadoras herbáceas, plantas trepadoras principalmente herbáceas, con tallos volubles, deciduas y perennes; 6. Hierbas perennes, plantas herbáceas y sufrútices; 7. Hierbas anuales, plantas herbáceas, las cuales incluye algunas trepadoras volubles de vida corta. La condición anual de estas especies fue establecida bajo condiciones de campo; 8. Epífitas, plantas que crecen sobre árboles y/o arbustos, las cuales sólo usan al huésped como soporte; y 9. Hemiparásitas, plantas epífitas con conexiones con el huésped y por lo tanto relaciones parasíticas.

Abundancia de especies. La abundancia de las especies de plantas fue registrada en un total de 120 m² en el Arboretum de la Escuela de Biología, UCV (40 m² en cada hábitat) durante el período lluvioso del año 1996; dos años después de la perturbación parcial del bosque. El número de individuos presentes en cuatro parcelas de 10 m² (2 m X 5 m) ubicadas al azar fueron registrados en cada uno de los hábitat previamente descritos. Cada parcela fue dividida en diez parcelas de 1 m². Las especies de árboles, arbustos, trepadoras leñosas, trepadoras semi-leñosas, hemiparásitas y epífitas fueron contados en las parcelas de 10 m² y hierbas anuales y perennes; plántulas y juveniles pequeños de árboles, arbustos y trepadoras fueron contadas en las parcelas de 1 m². En el caso de plantas herbáceas con propagación vegetativa, la delimitación de diferentes individuos por parcelas fue establecida verificando la posible conexión superficial o subterránea. La abundancia de plántulas y juveniles de plantas leñosas permitió establecer cuales especies presentaban regeneración natural. Con base en los valores de abundancia, se determino para cada una de las especies de plantas, el número total de individuos por área, el promedio de individuos por área y la frecuencia (número de parcelas en las cuales ocurrían las especies).

Distribución horizontal. El método utilizado para determinar el arreglo horizontal de las especies, fue el cociente varianza/media (S^2/X), estimado en base a la abundancia promedio observada en las parcelas y su varianza asociada. Si el cociente (S^2/X) era igual a 1 ($S^2=X$) entonces las especies se disponen al azar; un cociente menor que 1 ($S^2 < X$) indica una disposición regular o uniforme, y

un cociente mayor que 1 ($S^2 > X$) indica una disposición contagiosa o agregada. Los valores del cociente S^2/X fueron sometidos a la prueba de significancia en la que se compara la diferencia entre el cociente varianza-media observado y esperado (Blackman, 1942). La disposición horizontal de las especies fue estimada en cada hábitat y a nivel de la comunidad para plantas adultas y juveniles.

Análisis de datos. Para establecer el grado de dependencia y la interacción entre las variables (procedencia, forma de vida, hábitat y disposición horizontal) fue usado un análisis de frecuencias log-lineal de dos o tres factores (StatSoft, 2001). Si el análisis de tres factores no fue significativo, entonces la significancia del efecto de dos factores fue evaluada. Los valores de interacción fueron estimados para cada par de variables. En aquellos casos cuando más del 20% de las celdas tenían valores de frecuencias esperadas bajos o valores de cero, algunas variables fueron excluidas para ajustar la distribución de los datos a los requerimientos de la prueba estadística (Maruscuilo y Levin, 1983). Para establecer las celdas que contribuyen en mayor medida a la significancia de la prueba de dependencia, se realizó un análisis de residuales (frecuencia observada menos frecuencia esperada) para cada celda del análisis de dos factores, y los residuales estandarizados fueron evaluados en su significancia. Este análisis aporta información sobre los valores de aquellas celdas que se desvían significativamente de los valores esperados (Legendre y Legendre, 1983).

El posible efecto filogenético entre las variables fue analizado comparando los resultados de las pruebas de dependencia realizados con todos los datos, excluyendo la información de las familias con más de diez especies y con solo la información de las familias con más de diez especies de plantas. En el caso de existir un efecto importante de las familias con mayor número de especies, los resultados estadísticos de este análisis aportarían información diferente de los otros dos análisis. En caso de no haber un efecto importante de las familias más abundantes sobre los resultados de la muestra de todas las especies, entonces los resultados de los análisis estadísticos para los tres análisis serían similares.

El número promedio de individuos adultos y juveniles en el total del área censada fue determinado de acuerdo a la forma de vida y a la procedencia de las especies respectivamente. Un análisis de varianza fue empleado para determinar si la abundancia de individuos adultos y juveniles difería entre formas de vida y procedencia de las especies. Los datos de abundancia y número de individuos, fueron transformados previo al análisis por la raíz cuadrada de su valor (Sokal y Rohlf, 1995). La comparación entre el número promedio de individuos adultos y juveniles, de acuerdo a la forma de vida y de acuerdo a la procedencia de las especies, fue establecida usando la prueba de t de student para datos previamente normalizados por la raíz cuadrada de su valor (Sokal y Rohlf, 1995).

RESULTADOS

Composición florística. Un total de 308 especies de plantas fueron registradas en el Arboretum de la Escuela de Biología, UCV, las cuales pertenecen a 221 géneros: 183 géneros de dicotiledóneas y 37 géneros de monocotiledóneas. Un total de 77 familias de plantas fueron registradas: 76 de angiospermas y una familia de helechos. Las familias de angiospermas están repartidas en 65 dicotiledóneas y 11 monocotiledóneas, las cuales incluyen 253 y 54 especies, respectivamente (Anexo 1).

La frecuencia del número de especies por familia y el número de géneros por familia muestran una distribución decreciente desde familias con una especie a familias con un número mayor de especies y géneros respectivamente (Figura 1. a, b). Estos patrones muestran que la mayoría de las especies y géneros pertenecen a una familia de planta, o a familias con dos o tres especies o géneros respectivamente. Las familias de plantas dominantes o con más de 10 especies fueron Asteraceae (N= 23, 7.47%), Fabaceae (N= 23, 7.47%), Poaceae (N= 19, 6.17%), Euphorbiaceae (N= 18, 5.84%), Mimosaceae (N= 14, 4.55%), Malvaceae (N= 13, 4.22%) y Rubiaceae (N= 11, 3.57%). Además, Caesalpiniaceae, Convolvulaceae, Solanaceae, Verbenaceae, Bromeliaceae y Orchidaceae tienen de ocho a diez especies (ver Anexo 1).

Efecto filogenético. Los resultados del posible efecto filogenético indica que la comparación esta-

dística entre forma de vida y hábitat no está afectada por las familias con más de diez especies de plantas. Los análisis de independencia entre forma de vida y hábitat fueron estadísticamente significativos usando todas las especies ($gl=16$, $\chi^2=229.6$, $P<0.00000$), las familias con más de diez especies ($gl=12$, $\chi^2=80.5$, $P<0.00000$) y excluyendo las familias con más de diez especies de la muestra total ($gl=16$, $\chi^2=134.7$, $P<0.00000$), lo cual indica que el comportamiento de la muestra total no está influenciada por las familias más abundantes.

Riqueza, diversidad y equidad (Tabla 1). El número de especies de plantas varió desde 141 en el bosque a 190 en el área perturbada. El número de especies presentes en cada hábitat fue mayor en el área perturbada comparada con el bosque y el área de transición. La riqueza, diversidad y equidad mostraron diferentes tendencias para los hábitat y la comunidad. Sin embargo, el mayor valor de riqueza en el área perturbada coincide con los menores valores del índice de diversidad y equidad en este hábitat. El índice de diversidad fue estadísticamente diferente entre los hábitat comparados, encontrándose el mayor valor para la comunidad. Los valores del índice de equidad no variaron notablemente entre las áreas estudiadas, sin embargo, el menor valor fue registrado en el área perturbada.

La comparación estadística entre hábitat y tipo de procedencia de las especies resultó significativa ($gl=4$, $\chi^2=13.44$, $P=0.009292$). El número de especies exóticas tiende a aumentar desde el bosque al área perturbada, mientras que lo opuesto ocurre para las especies nativas introducidas (Tabla 1).

Similaridad florística entre hábitat (Tabla 2). La similitud florística de acuerdo al coeficiente de Jaccard entre los tres hábitat considerados mostró un patrón decreciente desde hábitat estructuralmente similares a hábitat estructuralmente diferentes. La similaridad florística del bosque con los otros hábitat aumentó desde el área perturbada hasta el área de transición bosque-área perturbada, y la similaridad florística del área perturbada con la transición bosque-área perturbado mostró un valor intermedio (Tabla 2).

El porcentaje de especies que crecen sólo en un hábitat es similar para el bosque y para la tran-

sición bosque-área perturbado y comparativa-mente menores que la fracción de especies que crecen preferentemente en el área perturbada (Tabla 2). El número y porcentaje de especies que crecen en dos hábitat es similar en bosque-transición y transición-área perturbado respectivamente. En contraste, el número y porcentaje de especies en el bosque y área perturbada es comparativamente menor (Tabla 2). La fracción de especies que crecen en los tres hábitat fue 14.6% ($N=45$).

Especialización a hábitat relativa a formas de vida y procedencia. La relación entre el número de hábitat ocupados por las especies y su forma de vida es estadísticamente significativa ($gl=16$, $\chi^2=31.60$, $P=0.011280$). El número de hábitat en los cuales están presentes las especies relativas a la forma de vida, muestra que todas las formas de vida ocurren en los tres hábitat, excepto las epifitas y hemiparásitas, las cuales preferentemente ocurren en un hábitat (Tabla 3). La frecuencia de especies por forma de vida mostró tendencias diferentes con relación al número de hábitat (Tabla 3). El número y porcentaje de árboles, arbustos, hierbas perennes y hierbas anuales decrece desde uno a tres hábitat, mientras que las trepadoras leñosas mostraron un patrón opuesto y las trepadoras semi-leñosas son más frecuentes en uno y tres hábitat (Tabla 3). El número promedio de hábitat donde ocurren las especies de acuerdo a la forma de vida difiere estadísticamente ($F_{8,299}=3.52$, $P=0.000667$). Las especies trepadoras mostraron los promedios más altos, siendo en la mayoría de los casos superiores a los promedios del número de hábitat, los cuales resultaron estadísticamente significativos en los análisis a posteriori (Tabla 3).

El número de hábitat ocupados por las especies es dependiente de la procedencia de las mismas ($df=4$, $\chi^2=9.66$, $P=0.0466$). El número de hábitat en los cuales están presentes las especies relativas a la procedencia, muestra que las especies ocurren en los tres hábitat. Todas las categorías decrecen desde uno a tres hábitat (Tabla 3). El número promedio de hábitat donde ocurren las especies de acuerdo a la procedencia difiere estadísticamente ($F_{2,305}=4.67$, $P=0.010051$). El valor promedio de hábitat para las plantas nativas resultó estadísticamente mayor, que el valor promedio de las especies exóticas en el análisis a posteriori (Tabla 3).

Tabla 1. Riqueza, índices de diversidad, equidad, abundancia por hábitat y número de especies exóticas y nativas introducidas de acuerdo al los hábitats y la comunidad.

Hábitat	Riqueza N(Y)	Diversidad ¹ H	Equidad E	Nº Individuos adultos ²	Nº individuos/ especies ³	Especies exóticas ⁴ N(%)	Especies nativas introducidas ⁴ N(%)
Bosque	141(88)	3.87 ^a	0.86	475	5.4	8(5.7)	16(11.3)
Transición	157(112)	4.09 ^b	0.87	976	8.7	15(9.5)	9(5.7)
Área Perturbada	190(121)	3.71 ^c	0.77	2321	19.2	26(13.7)	6(3.2)
Total Comunidad	308(182)	4.32 ^d	0.83	3772	20.7	38(12.3)	22(7.2)

^Ψ Riqueza registrada en el área censada

¹ = Igual superíndice indica que no hay diferencia estadística entre los valores promedios de los índices de diversidad ($P < 0.000008$).

² = Número de individuos en 40m² para cada hábitat y en 120m² para la comunidad.

³ = Representa la relación número de individuos/número de especies de plantas solo para las especies incluidas en el censo de abundancia.

⁴ = El porcentaje de especies exóticas y especies nativas introducidas son relativos al número de especies presentes en cada hábitat. Los valores totales son inferiores a la suma de las especies exóticas y especies nativas introducida en los hábitats debido a que estas pueden estar presentes en más de un hábitat.

Formas de vida y hábitat (Tabla 3). La distribución de frecuencia de las formas de vida destaca la abundancia de especies anuales, seguidas por árboles, hierbas perennes y arbustos. Las otras formas de vida muestran valores diferentes, siendo el menor valor para hemiparásitas.

La asociación entre forma de vida y hábitat fue estadísticamente significativa ($gI=16$, $\chi^2=229.6$, $P < 0.00000$). Los análisis de residuales muestran que los árboles están significativamente asociados al bosque, mientras que las hierbas anuales están significativamente asociadas al área perturbada (Tabla 4). En general, el bosque y la transición bosque-perturbado está dominado por árboles, seguido por arbustos y hierbas perennes, encontrándose además que en la transición bosque-perturbado las hierbas anuales son también abundantes (Tabla 4). El área perturbada está principalmente dominada por hierbas anuales, seguidas por hierbas perennes y en una proporción relativamente importante por arbustos (Tabla 4).

Plantas exóticas, nativas introducidas y formas de vida. La distribución de frecuencia de

plantas nativas introducidas y especies exóticas varía de acuerdo a la forma de vida de las plantas (Tabla 4). La mayoría de las plantas nativas introducidas al remanente del bosque deceduo secundario son árboles, y las otras formas de vida ocurren en muy baja frecuencia o están ausentes (Tabla 4). En contraste, la frecuencia de especies exóticas es mayor para hierbas perennes, hierbas anuales, árboles y arbustos (Tabla 4). Plantas nativas introducidas y plantas exóticas no ocurren para las especies trepadoras leñosas, trepadoras herbáceas, epífitas y hemiparásitas (Tabla 4).

Abundancia de especies. Un total de 182 especies de plantas fueron registradas en el censo de abundancia de las especies, lo cual representa el 59.1% de las especies reportadas en el análisis florístico. Los valores de abundancia para las especies, número totales de individuos, frecuencia, densidad promedio para las especies herbáceas y leñosas están en el Anexo 2. Los valores de abundancia varían de acuerdo a la forma de vida de las plantas y en consecuencia al hábitat (ver Anexo 2). El número de individuos por unidad de

Tabla 2. Similitud florística entre hábitats expresado por el coeficiente de Jaccard (triángulo diagonal inferior izquierdo), número y porcentaje de especies presentes en dos hábitats (triángulo diagonal superior derecho) y número y porcentaje de especies presentes en un solo hábitat (línea diagonal). El número de especies presentes en los tres hábitats son 45 (14.6%).

	Hábitat		
	Bosque	Transición	Área Perturbada
Bosque	43(13.9)	42(13.6)	11(3.6)
Transición	0.23	34(11.0)	36(11.7)
Área Perturbada	0.14	0.19	97(31.5)

área fue mucho mayor en especies herbáceas comparado con las especies leñosas (ver Anexo 2). Algunas especies anuales mostraron mayores valores de abundancia que especies herbáceas perennes (Anexo 2). El número total de individuos por hábitat aumentó desde el bosque al área perturbada (Tabla 1). De manera similar, la relación número de individuos/número de especies registradas en el censo de abundancia aumenta desde el bosque al área perturbada (Tabla 1).

Las especies más abundantes fueron hierbas anuales (*Bidens pilosa*, *Lagascea mollis*, *Sida spinosa* y *Paspalum fimbriatum*) y perennes (*Wedelia calycina*, *Malvastrum coromandelianum*, *Coursetia caribaea* y *Desmanthus virgatus*). El número de especies más abundantes en el bosque fueron trepadoras leñosas (*Bauhinia glabra*, *Banisteriopsis muricata* y *Securidaca scandens*), arbustos (*Erythroxylum densum* y *E. orinocense*) y una hierba perenne (*Lasiacis sorghoidea*); en la transición bosque-perturbado fueron *Tillandsia flexuosa* (epífita), *Securidaca scandens* (trepadora leñosa), *Heteropteris prunifolia* (trepadora semi-leñosa), *Erythroxylum orinocense* (arbusto) y *Wedelia calycina*, *Abutilon umbellatum*, *Coursetia caribaea* (hierba perenne). En el área perturbada las hierbas anuales (*Bidens pilosa*, *Lagascea mollis*, *Sida spinosa* y *Paspalum fimbriatum*) y perennes (*Desmanthus virgatus* y *Malvastrum coromandelianum*) son las especies más abundantes.

La abundancia de las especies de acuerdo a la forma de vida, denota que el número promedio de individuos adultos fue comparativamente mayor para hierbas perennes, hierbas anuales y trepadoras leñosas, de las cuales, las hierbas perennes resultaron con diferencias significativas con relación a los valores de otras formas de vida; los menores valores de abundancia fueron registrados para plantas trepadoras semi-leñosas, epifitas y hemiparásitas (Tabla 5). Los mayores valores de individuos juveniles fueron registrados para trepadoras leñosas y hierbas perennes, las cuales difieren estadísticamente de muchas de las otras formas de vida (Tabla 5).

La abundancia de las especies de acuerdo a la procedencia, muestra que el número de individuos adultos fue significativamente mayor para plantas nativas comparado con especies exóticas y nativas introducidas (Tabla 5). Un patrón similar fue encontrado para la abundancia de individuos juveniles, pero en este caso, no fue encontrada diferencia estadísticamente significativa (Tabla 5)

Los valores de abundancia para especies con individuos juveniles en la muestra examinada están en el anexo 3. La comparación estadística entre el número promedio de individuos adultos y juveniles, muestra que la abundancia de los individuos no difiere estadísticamente entre individuos adultos y juveniles de acuerdo a la forma de vida (Tabla 5). Un resultado similar fue encontrado al comparar el número de individuos adultos y juveniles de acuerdo a la procedencia de las especies (Tabla 5). En ambos casos, los altos niveles de variación dentro de cada grupo parecen estar relacionado con los resultados señalados. Es importante agregar que el número de especies adultas censadas es superior al número de especies con individuos juveniles (Tabla 5).

Disposición horizontal. La proporción de especies con disposición al azar, agregada y regular es similar para los individuos adultos en el total de la muestra (Tabla 6). Sin embargo, este patrón es diferente para individuos juveniles, donde aproximadamente el 75% de las plantas están distribuida agregadamente y ninguna de las especies esta distribuida regularmente (Tabla 6).

Forma de vida y distribución horizontal. La comparación entre la forma de vida de las plantas

Tabla 3. Número de especies, distribución de frecuencia del número de hábitat donde crecen las especies y valores promedios de hábitat de acuerdo a la forma de vida y procedencia de las plantas.

Forma de vida	Especies N(%)	Número de especies por hábitat			Promedio hábitat/especie ^{&} X(DS)
		Uno N(%)	Dos N(%)	Tres N(%)	
Forma de vida					
Árboles	68(22.1)	39(57.4)	21(30.9)	8(11.8)	1.54(0.70) ^b
Arbustos	41(13.3)	20(48.8)	14(34.2)	7(17.1)	1.68(0.75) ^{fi}
Trepadoras leñosas	11(3.6)	2(18.2)	4(36.4)	5(45.4)	2.27(0.78) ^{b,d,e,i,j,k}
Trepadoras semi-leñosas	15(4.9)	7(46.7)	2(13.3)	6(40.0)	1.93(0.96) ^{g,l,m}
Trepadoras herbáceas	13(4.2)	5(38.4)	4(30.8)	4(30.8)	1.92(0.86) ^h
Hierbas perennes	59(19.2)	31(52.5)	18(30.5)	10(16.9)	1.64(0.76) ^{e,d}
Hierbas anuales	80(25.9)	55(68.7)	20(25.0)	5(6.3)	1.37(0.60) ^{e,f,g}
Hemiparásitas	8(2.6)	6(75.0)	2(25.0)	0(0.0)	1.25(0.46) ^{h,i,j,k,l}
Epifitas	13(4.2)	8(61.5)	5(38.5)	0(0.0)	1.38(0.51) ^m
Procedencia					
Nativas	248(80.5)	29(52.0)	76(31.5)	41(16.5)	1.64(0.75) ^a
Nativas introducidas	22(7.2)	16(72.8)	3(13.6)	3(13.6)	1.41(0.73)
Exóticas	38(12.3)	28(73.7)	9(23.7)	1(2.6)	1.29(0.51) ^a

[&] = Superíndices iguales indican diferencias estadísticamente significativas en los análisis a posteriori del análisis de varianza (P<0.03)

y la disposición horizontal de las especies muestra que más del 50% de los árboles, arbustos, trepadoras leñosas y trepadoras semi-leñosas tienen una disposición agregada, seguida de la disposición al azar para árboles, trepadoras leñosas y trepadoras semi-leñosas; y de la disposición regular para arbustos (Tabla 6). En contraste, más del 50 % de las especies herbáceas se distribuyen regularmente, seguidos por una distribución agregada (Tabla 6). Con relación a la disposición espacial de los indivi-

duos juveniles, destaca que, con la excepción de las especies de árboles, la mayoría de las plantas están distribuidas de forma contagiosa, seguida por una disposición al azar (Tabla 6).

Hábitat y distribución horizontal. La comparación estadística de la disposición horizontal de las especies es independiente del hábitat (Tabla 7). La proporción de especies con disposición al azar, regular y agregada es similar para individuos adul-

Tabla 4. Relación entre forma de vida y hábitat para la flórua del arboretum, y frecuencia de especies exóticas y especies nativas introducidas de otras áreas de Venezuela.

Forma de vida	Hábitat			Especies exóticas N(%) [‡]	Especies nativas introducidas N(%) [‡]
	Bosque N(%)	Transición N(%)	Perturbado N(%)		
Árboles	50(35.5)*	43(27.4)	12(6.3)	9(13.2)	16(23.5)
Arbustos	19(13.5)	27(17.2)	23(12.1)	5(12.2)	2(4.9)
Trepadoras leñosas	10(7.1)	10(6.4)	5(2.6)	0(0.0)	0(0.0)
Trepadoras semi-leñosas	9(6.4)	9(5.7)	11(5.8)	2(13.3)	1(6.7)
Trepadoras herbáceas	8(5.7)	7(4.5)	10(5.3)	0(0.0)	0(0.0)
Hierbas perennes	19(13.5)	28(17.8)	50(26.3)	11(18.6)	2(3.4)
Hierbas anuales	11(7.8)	20(12.7)	79(41.6)**	11(13.7)	1(1.25)
Hemiparásitas	2(1.4)	8(5.1)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)
Epífitas	13(9.2)	5(3.8)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)

El número total de especies entre hábitats (348) excede el total de especies (308) porque algunas especies están presentes en más de un hábitat.

[‡] Los porcentajes son relativos al número de especies de cada forma de vida y no a la suma de la fila. El porcentaje se refiere al número total de especies.

Residuales estadísticamente significativos: * = $P < 0.05$ y ** = $P < 0.01$

tos (Tabla 7). En contraste, la disposición horizontal de las especies es dependiente del hábitat para individuos juveniles (Tabla 7). En todos los hábitat los juveniles tienden a disponerse agregadamente, siendo más notorio para el área perturbada (Tabla 7).

Regeneración natural y disposición horizontal. De un total de 181 especies registradas en el censo de abundancia, el 62.4% presentaron regeneración natural (Tabla 6). De acuerdo al área evaluada, los mayores niveles de regeneración fueron encontrados en arbustos y trepadoras herbáceas, seguido de trepadoras semi-leñosas, hierbas perennes, árboles, trepadoras leñosas y hierbas anuales (Tabla 6). Sin embargo, el mayor número

de especies con valores absolutos de regeneración fue notoriamente mayor para arbustos, hierbas perennes y árboles (Tabla 6).

DISCUSIÓN

Riqueza, diversidad y equitabilidad. Un total de 77 familias; 76 angiospermas y una familia de helechos fueron encontradas en el remanente de bosque deciduo secundario, lo cual resultó en 308 especies de plantas. Este registro representa un número mayor de especies y familias reportadas para la misma área: 37 familias y 78 especies (Berry y Steyermark 1985). El número de familias

Tabla 5. Valores promedios del número de individuos adultos y juveniles de acuerdo a la forma de vida de las plantas y procedencia de las especies. El estadístico se refiere a la comparación de los valores promedios usando la prueba de t de student, P = probabilidad asociada.

	Número de individuos				Estadístico t(P=)
	Adultos		Juveniles		
	N	X(ds)	N	X(ds)	
Forma de vida					
Árboles	24	13.4(15.6) ^c	21	16.8(27.0) ^{d,h}	0.57(0.5702)
Arbustos	31	7.2(8.1) ^{a,f}	19	6.7(7.3) ^{c,g}	0.22(0.8284)
Trepadoras leñosas	9	24.7(28.4)	5	85.0(84.7) ^{b,f,g,h,i,j}	2.00(0.0690)
Trepadoras semi-leñosas	11	10.0(9.5) ^e	7	8.0(7.3) ^{e,i}	0.47(0.6424)
Trepadoras herbáceas	9	15.2(17.6)	7	12.0(10.8) ^j	0.42(0.6798)
Hierbas perennes	35	39.6(62.9) ^{a,b,c,d,e}	21	46.6(94.0) ^{a,b,c,d,e}	0.33(0.7396)
Hierbas anuales	50	26.2(41.0) ^f	34	14.1(17.3) ^{a,f}	0.77(0.4466)
Hemiparásitas	5	3.2(2.2) ^d		*	—
Epífitas	6	8.3(12.7) ^b		*	—
Estadístico(P)	$F_{8,171} = 3.12(0.0025)$		$F_{6,107} = 4.61(0.0003)$		
Procedencia					
Nativas	162	22.7(39.8) ^{a,b}	106	23.2(50.8)	0.09(0.9284)
Introducidas	9	5.3(7.4) ^a	2	3.5(2.1)	0.33(0.7502)
Exóticas	9	5.9(4.5) ^b	6	6.0(4.8)	0.04(0.9678)
Estadístico	$F_{2,177} = 3.14(0.0456)$		$F_{2,111} = 0.96(n.s.)$		

* = Superíndices iguales indican diferencias estadísticamente significativas en los análisis a posteriori ($P < 0.03$) en cada columna, respectivamente.

N = Representa el número de especies para cada forma de vida.

de espermatofitas reportado para los bosques deciduos de Caracas es sólo ligeramente superior al registrado en el remanente de bosque estudiado, pero el número de especies es mayor para los bosques deciduos de Caracas (Tabla 8), lo cual es explicado por el tamaño del área muestreada, así como la heterogeneidad de los bosques examinados. Por otra parte, tanto el número de familias como el número de especies registradas en el Parque Nacional el Ávila es muy superior al reportado para la flórula del bosque estudiado (Tabla 8). De manera similar, la mayor riqueza de familias y especies en la flora del Parque Nacional el Ávila puede ser explicado por la diversidad de ambientes y la gran extensión del parque (Steyermark y Huber, 1978).

El número de familias y especies registradas en el área de aproximadamente dos hectáreas del remanente del bosque secundario es mayor al registrado en bosques deciduos tropicales más xéricos (Arriaga y León, 1989) y mucho mayor que en comunidades tropicales biestacionales (Aristeguieta, 1966; Ramírez, 2003; Weiser y Pires de Godoy, 2001). En este contexto destaca que las familias más numerosas para el área de estudio fueron Asteraceae, Fabaceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Mimosaceae, Malvaceae y Rubiaceae, de las cuales, con la excepción de las Malvaceae, coinciden entre las once familias con más de diez especies de los bosques deciduos de Caracas (Berry y Steyermark, 1985). Además, las familias más abun-

dantes en el bosque deciduo secundario pueden coincidir con aquellas de otros bosques tropicales (Arriaga y León, 1989) y otras comunidades climáticamente biestacionales como los Llanos Centrales Venezolanos (Aristeguieta 1966, Ramírez, 2003) y Cerrados del Brasil (Batalha y Mantovani, 2001; Lara-Weiser y Pires de Godoy, 2001; Weiser y Pires de Godoy, 2001). De acuerdo a lo anterior, parece haber cierta afinidad florística a nivel de familia, probablemente modulada por la ubicación geográfica neotropical y la biestacionalidad climática.

Un análisis sobre las afinidades florísticas entre el remanente del bosque deciduo estudiado y el número de especies reportados para otras áreas de Caracas, muestra que sólo el 22.8% de las especies registradas están reportadas para los bosques de Bello Monte (Berry y Steyermark, 1985), 57.3% de las especies son reportadas para los bosques deciduos de Caracas (Berry y Steyermark, 1985) y 57.3% para la flora del Parque Nacional el Ávila (Steyermark y Huber, 1978), respectivamente. De lo anterior se deduce que un alto número de especies representan nuevos registros botánicos para el

Tabla 6. Número y porcentaje de especies de acuerdo al tipo de disposición horizontal para plantas juveniles y adultas de acuerdo a la forma de vida de las plantas y proporción de especies con regeneración natural.

	Disposición horizontal			Especies con regeneración/ total de especies (%) ¹
	Azar	Contagiosa	Regular	
Árboles				
Juveniles	11(57.9)	8(42.1)	0(0.0)	19/32(59.4)
Adultos	8(42.1)	11(57.9)	0(0.0)	
Arbustos				
Juveniles	7(33.3)	14(66.7)	0(0.0)	21/25(84.0)
Adultos	2(9.5)	16(76.2)	3(14.3)	
Trepadoras leñosas				
Juveniles	0(0.0)	5(100.0)	0(0.0)	5/9(55.5)
Adultos	1(20.0)	4(80.0)	0(0.0)	
Trepadoras semi-leñosas				
Juveniles	2(28.6)	5(71.4)	0(0.0)	7/11(63.6)
Adultos	3(42.9)	4(57.1)	0(0.0)	
Trepadoras herbáceas				
Juveniles	2(28.6)	5(71.4)	0(0.0)	7/9(77.8)
Adultos	2(28.6)	0(0.0)	5(71.4)	
Hierbas perennes				
Juveniles	2(9.5)	19(90.5)	0(0.0)	21/35(60.0)
Adultos	3(15.8)	7(33.3)	11(52.4)	
Hierbas anuales				
Juveniles	4(11.8)	30(88.2)	0(0.0)	5/9(55.5)
Adultos	6(17.6)	9(26.5)	19(55.9)	
Total				
Juveniles	28(24.6)	86(75.4)	0(0.0)	114/182(62.6)
Adultos	54(29.7)	68(37.4)	60(32.9)	

¹ = Los porcentajes de especies con regeneración son referidos al total de especies de acuerdo a la forma de vida y al total de especies registradas en el censo de abundancia.

Tabla 7. Número y frecuencia de especies por hábitat de acuerdo a la distribución horizontal para individuos adultos y juveniles. Los estadísticos corresponden a log-lineal análisis de dependencia.

Distribución horizontal	HÁBITAT		
	Bosque N(%)	Transición N(%)	Área perturbada N(%)
Adultos			
Azar	33(37.9)	36(32.7)	41(34.2)
Agregada	22(25.3)	29(26.4)	39(32.5)
Regular	32(36.8)	45(40.9)	40(33.3)
Estadístico $gl = 4, \chi^2 = 2.4(n.s.)$			
Juveniles			
Azar	19(34.5)	15(38.5)	20(21.9)
Agregada	36(65.5)	24(61.5)	71(78.1)
Estadístico: $gl = 2, \chi^2 = 16.3(0.005)$			

área de Caracas y que la flora de los remanentes de bosques del área Metropolitana requiere más estudios sistemáticos y detallados. Estudios intensivos a largo plazo traen como valor agregado al análisis florístico la descripción de nuevas especies. De hecho, para el remanente de bosque deciduo secundario estudiado han sido descritas dos especies nuevas para la ciencia: *Phthirusa delicatula* y recientemente *Lophiaris lopezii*. Además, en estos bosques habitan especies con distribución restringida y posiblemente endémicas al área Metropolitana de Caracas como *Eugenia mcvaughii* (Steyermark y Huber, 1978) y *Campylocentrum lansbergii* (G. Carnelali Com. Pers.). En el remanente del bosque deciduo estudiado hay 1.29% de especies con distribución restringida, porcentaje superior al reportado para los bosque deciduos de Caracas y para la flora del Ávila (Tabla 8). Las comparaciones anteriores sugieren que estudios más detallados de la flora de remanentes de bosques situados en la ciudad de Caracas, pueden tener una riqueza de especies muy superior a la reconocida.

Por otra parte, el número de especies con distribución restringida es menor para los bosques deciduos que para la flora del Parque Nacional el Ávila. Si consideramos que los valores de singularidad taxonómica fueron estadísticamente mayores para el área estudiada y bosques deciduos de Caracas que para el Parque Nacional El Ávila (Tabla 8), entonces aparentemente existe una correlación negativa con el índice de singularidad taxonómica. Debido a que este índice estima el promedio de distintividad de las especies en una comunidad (Ojeda *et al.*, 1995), los mayores valores de singularidad en los bosques deciduos de Caracas y en el remanente de bosque estudiado, están asociados con especies pertenecientes a géneros menos diversificados, lo cual puede ser ejemplificado por el alto número de familias con una o dos especies por familia y/o géneros por familia, incluyendo muchas de las especies exóticas y nativas introducidas. Por otra parte, altos valores de singularidad taxonómica en el remanente del bosque deciduo estudiado puede ser el resultado de la presencia de un alto por-

centaje de especies especializadas a un hábitat particular, tal como ha sido reseñado previamente (Marañón *et al.*, 1999). A pesar de las diferencias observadas en los valores de singularidad taxonómica, y del posible artefacto que producen la presencia de especies introducidas, estos valores indican un alto grado de diversificación de géneros en las tres áreas comparadas, las cuales son notablemente mayores que los valores reportados para brezales y matorrales Mediterráneos (Ojeda *et al.*, 1995, Ojeda *et al.*, 1996, 2000).

A pesar de lo expuesto anteriormente, la riqueza de especies registrada en la flórmula del remanente de bosque deciduo, puede ser considerada alta y marcadamente mayor, con relación al registro basado en especímenes de herbario con fecha de aproximadamente 20 años (78 especies, Berry y Steyermark 1985), y con relación a reportes florísticos de bosques deciduos de diferentes áreas geográficas (Arriaga y León 1989; Behera y Misra 2005; Pérez-García y Meave; 2005). La alta riqueza de especies registrada en el remanente del bosque deciduo secundario puede ser explicada por:

1. El extenso período de colección de plantas, superior a 20 años;
2. Introducción de especies exóticas y nativas de otras regiones de Venezuela;
3. Heterogeneidad ambiental y perturbaciones durante el período de estudio.

1. El extenso período de colección y la evaluación detallada del área representa es un elemento importante que determina una mejor caracterización florística en comparación con colecciones puntuales y/o registros basados en muestras de herbario. Además, el extenso período de colecciones botánicas permitió observar que algunas de las especies no persisten en el bosque, al menos como plantas, y muchas de éstas no son encontradas actualmente en las áreas del bosque (p.e. *Phytolaca rivinoides*, *Hybanthus attenuatus*, *Nicotiana glauca*, *Pehria compacta*, *Centrosema virginianum*, *Hyptis pectinata*, *Leonotis nepetifolia*, *Spigelia antheimia*), lo cual produce cambios que promueve variaciones temporales en la composición florísticas y una alta riqueza de especies acumulada en el tiempo. Por el contrario, muchas especies parecen residentes del área y han sido registradas en obser-

Tabla 8. Comparación de la flórmula del Arboretum con flórmulas y floras de áreas afines en cuanto a número de especies, número de géneros, especies exóticas, especies con distribución restringida y singularidad taxonómica.

Localidad	Familias de espermatofitas N	Géneros N	Especies* N	Especies restringidas** N(%)	Especies exóticas N(%)	Singularidad taxonómica* X(DS)
Arboretum	76	221	308	4(1.29)	38(12.34)	0.87(0.06) ^a
Bosques deciduos (Caracas) ¹	80	293	424	2(0.47)	12(2.83)	0.86(0.07) ^b
Parque El Ávila ²	137	861	1892	15(0.79)	120(6.34)	.78(0.11) ^{a,b}

* = Incluye géneros o especies de helechos

** = Especies sólo presentes o descritas para la localidad.

^a Superíndices iguales indican diferencias estadísticamente significativas a $P < 0.00039$.

¹ Información de acuerdo a Berry & Steyermark (1985)

² Información de acuerdo a Steyermark & Huber (1978)

vaciones periódicas en el área estudiada. Los cambios en la aparición y desaparición de especies en el período de estudio, pueden ser asociadas, a que el remanente de bosque deciduo forma parte de un corredor biológico, por donde se desplazan las plantas y también animales, esto unido o no a perturbaciones del bosque.

2. Las especies exóticas y nativas introducidas al remanente de bosque deciduo representan el 19.4% (N= 60) de las especies, lo cual incrementa la riqueza total del área. Sin embargo, el incremento en la riqueza por la presencia de especies exóticas y especies nativas introducidas de otras áreas geográficas, puede tener un efecto negativo en términos de conservación y mantenimiento de las especies nativas. Las especies exóticas con características invasoras pueden desplazar a especies nativas y consecuentemente reducir la riqueza florística del área (Barnes *et al.*, 1998).

3- Uno de los factores que determina el número de especies en una comunidad, es la heterogeneidad de la misma y la consecuente especialización de las especies a hábitat particulares. La especialización a hábitat significa que una especie se desarrolla mejor en un determinado parche de una localidad (Bazzaz, 1991). De aquí la importancia de la especialización a hábitat, como factor determinante de la diversidad de especies en la vegetación del remanente del bosque deciduo secundario. La especialización a determinados hábitat por parte de las especies de plantas debe ser evaluada con relación a: la presencia de las especies en muchos de los hábitat, número de especies especializadas a determinado hábitat y el tipo de hábitat. En este contexto, destaca que la proporción de especies de plantas que únicamente crecen en un sólo hábitat es superior al 50 %, y de éstas el 31.5% crecen preferentemente en el área perturbada. El área perturbada representa un hábitat donde se producen permanentes perturbaciones. Las áreas perturbadas promueven la abundancia de especies de vida corta especializadas a estos hábitat. De hecho, las perturbaciones juegan un papel importante en estructurar el mosaico de parches en las comunidades (Grubb, 1977; Pickett, 1980; Tilman, 1982).

De acuerdo a lo anterior, la alta riqueza de especies en la comunidad puede ser explicada por

la hipótesis de la heterogeneidad ambiental (MacArthur, 1965; Ricklefs, 1977) en una escala espacio-temporal. En esta hipótesis, un alto nivel de heterogeneidad del suelo, microclima, nivel de agua u otro factor ambiental clave, crea condiciones para la coexistencia de un gran número de especies en la misma comunidad. En el remanente de bosque deciduo, una alta proporción de especies es mantenida por la heterogeneidad de la vegetación, dado que cada hábitat contribuye a la riqueza total de especies de la comunidad con especies que crecen preferentemente en estos hábitat. Muchas especies coexisten por diferenciación de hábitat y nicho de regeneración, esta última como la forma de vida de las especies (Masaki *et al.*, 1992). Además, la comunidad, el bosque y el área de transición bosque-perturbado, tienen todas las formas de vida registradas en el área de estudio, lo cual es reconocido como uno de los factores que contribuyen a la riqueza biótica (Shmida y Wilson, 1985).

Especialización a hábitat: formas de vida y procedencia. La frecuencia de especies por forma de vida mostró tendencias diferentes con relación al número de hábitat, donde el número y porcentaje de árboles, arbustos, hierbas perennes y hierbas anuales decrece desde uno a tres hábitat. El patrón decreciente en el número de hábitat ocupados por cada forma de vida fue el más común, e indica la tendencia de estas formas de vida a la especialización, lo cual concuerda con un análisis similar en los Altos Llanos Venezolanos (Ramírez 2003). En contraste, las trepadoras leñosas mostraron un patrón opuesto, y las trepadoras semi-leñosas son más frecuentes en uno y tres hábitat. Este último patrón indica que una alta proporción de especies trepadoras leñosas y semi-leñosas no tienen preferencia por hábitat específicos. Además, el número promedio de hábitat donde ocurren las especies trepadoras fue mayor con relación a las otras formas de vida. La ausencia de especialización a hábitat entre especies trepadoras, puede estar asociado a que muchas especies trepadoras (semi-leñosas y herbáceas) pueden mostrar mayor flexibilidad fenotípica que le permite ocupar una amplia variedad de hábitat. La condición colonizadora de las trepadoras semi-leñosas y herbáceas es apoyada por un estudio previo en un matorral en la Alta Guayana Venezolana (Ramírez *et al.* en preparación), donde la presencia de especies trepadoras es abundante y

especies trepadoras es abundante y su forma de desarrollo en los matorrales combina la condición rastrera con la trepadora. Alternativamente, las especies trepadoras no muestran asociaciones específicas con los árboles que trepan (Pérez-Salicrup y Sork, 2001), lo cual le permite la ocupación de hábitats con diferentes formas de vida y especies de plantas.

El número de hábitat ocupados por las especies es dependiente de la procedencia de las mismas, donde todas las categorías decrecen desde uno a tres hábitat. Además, el valor promedio de hábitat con especies nativas resultó mayor para nativas introducidas y especies exóticas. En este contexto cabe destacar que un alto número de especies nativas introducidas y exóticas, muestran altos niveles de especialización a un hábitat determinado, por lo que no parecen tener un comportamiento invasor indiscriminado en el remanente de bosque estudiado. Sin embargo, el carácter invasor de sólo pocas especies puede tener efectos importantes en la comunidad (Ricklefs y Miller, 2000; Barnes *et al.*, 1998). Además, los niveles de regeneración observados en las especies nativas introducidas y exóticas son menores al de las nativas, pero están en correspondencia con los niveles de abundancia de los individuos adultos, lo cual indica que estas especies presentan niveles de propagación relacionados con la abundancia de individuos adultos, y un patrón de regeneración acorde con la abundancia de adultos que podría incrementar bajo condiciones que lo promuevan.

Hábitat y sucesión. La heterogeneidad de la vegetación en este estudio, puede ser considerada como una secuencia sucesional desde áreas perturbadas a comunidades arbóreas. La persistencia de la comunidad denotada como constancia en la abundancia absoluta o en la presencia o ausencia de especies en el tiempo, puede ser examinada comparando la similaridad entre todas las combinaciones de los pares de especies censadas (Rahel, 1990). La similaridad para índices de presencia y ausencia deberían ser altos, si el ensamblaje de especies cambia poco con el tiempo, pero bajo si el ensamblaje de especies varía estocásticamente o está bajo sucesión (Rahel, 1990). La similaridad florística decrece desde hábitat estructuralmente similares a hábitat estructuralmente diferentes. La

disminución en la similaridad florística observada desde bosque hasta área perturbada fue similar a la encontrada entre comunidades de los Llanos Centrales Venezolanos (Ramírez, 2003) y en cerrados con contrastante fisonomía (Batalha y Mantovani, 2001). De acuerdo a lo anterior y así como lo planteado por Ramírez (2003), una mayor similaridad florística entre el bosque y la transición bosque-perturbado sugiere pocos cambios sobre el tiempo entre estos hábitat y un bajo valor de similaridad entre el bosque y el área perturbada, indica grandes cambios en la composición de especies durante los procesos sucesionales. Esto último confirma la relación de la similaridad florística con el grado de desarrollo de la vegetación o sucesión.

Los más altos valores de los índices de diversidad fueron encontrados en el área de transición bosque-perturbado y para toda la comunidad, y los menores valores de diversidad ocurrieron en el bosque y el área perturbada. Estudios previos reportan que la diversidad y sus componentes decrecen con el aumento en el nivel de perturbación (Sagar y Singh, 2005). El menor valor del índice de diversidad en el área perturbada del bosque deciduo secundario coincide con lo reportado para el área perturbada de los Altos Llanos Centrales Venezolanos (Ramírez, 2003). Ambos resultados confirman la menor diversidad en áreas perturbadas, pero no apoyan la disminución gradual del índice de diversidad con incremento del grado de perturbación. Existen pocos datos de valor comparativo entre bosques deciduos. Algunos casos muestran que el índice de diversidad para la comunidad estudiada, es ligeramente superior al reportado para especies arbóreas de un bosque semideciduo secundario de Brasil (Silva *et al.*, 2004) y un bosque deciduo estacional (Hack *et al.*, 2005). Sin embargo, los índices de diversidad para estos bosques (Silva *et al.*, 2004, Hack *et al.*, 2005) son menores que los estimados para el bosque del área estudiada, el cual está dominado por árboles. Esta comparación indica la alta diversidad en el remanente de bosque deciduo secundario.

Los valores de los índices de diversidad del bosque estudiado no guardan una relación directa con el número de especies ni con los valores de equitabilidad en todos los casos. De acuerdo a Emlen (1977), deben coincidir altos valores del

número de especies de plantas y alta equitabilidad. Sin embargo, altos valores del número de especies están asociados con los menores valores de los índices de equitabilidad en el área perturbada y para toda la comunidad. Los mayores valores de los índices de equitabilidad fueron encontrados en el bosque y el área de transición bosque-transición, lo cual está asociado con el menor número de especies en ambos hábitat. Estos resultados son similares a los encontrados entre hábitat en la vegetación de los Altos Llanos Centrales Venezolanos, los cuales son explicados por la relación entre índices de diversidad y número de individuos (Ramírez, 2003). Al igual que el estudio anterior, las relaciones están limitadas a hábitat particulares y no a generalizaciones entre hábitat. Por ejemplo, la menor diversidad de especies está asociada a la menor equitabilidad y a menores valores de riqueza e individuos por especies en el área perturbada. Por el contrario, altos valores de equitabilidad están asociados con valores intermedios de diversidad, bajo número de especies e individuos por especie para el bosque y área de transición bosque-perturbado. Estas tendencias difieren de los encontrados en los Altos Llanos Centrales Venezolanos, en la cual altos valores de diversidad son atribuidos al bajo número de individuos por especie de planta, lo cual minimiza fuertes relaciones de dominancia en el bosque y altos valores de diversidad en el área perturbada atribuidos a la dominancia de muchas especies y a la representatividad de especies subordinadas (Ramírez, 2003). La más cercana aproximación de estas comparaciones está dada por la combinación de muchas especies de plantas con altos valores de abundancia que parecen promover alta diversidad para ambas comunidades.

Por otra parte, en una sucesión que no está sujeta a perturbaciones crónicas, la diversidad en la condición clímax debe ser más baja que los estados precedentes; la diversidad del clímax incrementa por pequeñas perturbaciones (Horn, 1974). En el bosque deciduo estudiado, áreas sin perturbaciones crónicas recientes, como el bosque, exhibió un menor número de especies de plantas que las áreas de transición y perturbado, lo que sugiere una condición de mayor organización y complejidad. Sin embargo, este resultado contrasta con el patrón sugerido por Whittaker (1970), en el cual la diversidad de especies aumenta desde estados

sucesionales tempranos a comunidades sucesionales tardías y con el mayor número de especies registrado en el área perturbada, lo cual difiere con la baja riqueza esperada en estados sucesionales tempranos (Drury y Nisbet, 1973). Esta situación no es exclusiva del bosque estudiado, una situación similar ha sido reportada para bosquecillos de los Altos Llanos Centrales Venezolanos (Ramírez, 2003). El mayor número de especies en áreas perturbadas y menor en el bosque puede ser asociado a la condición predominantemente secundaria del área estudiada y a que el bosque es de restauración reciente (Berry y Steyermark, 1985). Por otra parte, la baja equitabilidad en el área perturbada concuerda con lo esperado para estados sucesionales tempranos (Emlen, 1977), aunque difiere de estudios previos (Ramírez, 2003). Sin embargo, el bosque presentó, como era esperado, altos valores del índice de equitabilidad. De acuerdo a lo anterior, la baja equitabilidad en el área perturbada, puede ser el resultado del alto número de especies y alto número de individuos por especies que produce fuertes interacciones entre especies, por el contrario, la alta equitabilidad en el bosque puede ser asociada con bajos niveles de interacciones entre especies debido al bajo número de individuos por especies y número de especies.

Abundancia de las especies y clasificación de hábitat. Las especies más abundantes registradas en el presente estudio difieren en gran parte con relación a un estudio de la abundancia de las especies de las Colinas del Jardín Botánico de Caracas (Berry y Steyermark, 1985). Es notorio que las especies más abundantes en el remanente de bosque en las Colinas de Bello Monte son especies herbáceas, mientras que las especies reportadas para las Colinas del Jardín Botánico son arbustos y árboles. Las diferencias observadas, respecto al mayor número de especies herbáceas, en el bosque deciduo secundario estudiado, pueden estar relacionadas en primer lugar con el área evaluada y la escala usada en ambos estudios. Aparentemente, los reportes de Berry y Steyermark (1985) no incluyeron especies herbáceas en su análisis. Por otra parte, las diferencias de las especies de acuerdo a su abundancia, probablemente responde, a que las áreas evaluadas en la presente investigación difieren de las áreas evaluadas por Berry y Steyermark (1985) en cuanto a

su historia de perturbaciones, y sugiere que el bosque estudiado muestra un mayor grado de perturbación. Es importante destacar que el censo de abundancia de las especies fue realizado dos años después de la perturbación del bosque, lo que resulta en una alta abundancia de especies herbáceas, muchas de éstas colonizadoras.

Formas de vida. La distribución de frecuencia de las formas de vida varía de acuerdo al tipo de comunidad vegetal. Por ejemplo, en los bosques húmedos tropicales maduros predominan especies leñosas (Brunig, 1983), mientras que en comunidades herbáceas predominan las hierbas y en comunidades arbustivas las formas dominantes son los arbustos (Ramírez *et al.*, 1988). La distribución de frecuencia de las formas de vida en el remanente del bosque deciduo destaca la abundancia de especies anuales, seguida en orden decreciente por árboles, hierbas perennes, y arbustos; las otras formas de vida ocurrieron en baja frecuencia. La distribución de frecuencia de formas de vida es similar a la reportada para la vegetación de los Llanos Centrales Venezolanos (Aristeguieta 1966, Ramírez, 2003) y para cerrados del Brasil (Batalha y Mantovani, 2001). La similitud en la distribución de frecuencia de las formas de vida, podría estar determinada en primer lugar, por las condiciones climáticas biestacionales similares en los diferentes bosques. En contraste, al agrupar las formas de vida para su comparación con la frecuencia de formas de vida reportada para los bosques deciduos de Caracas (Berry y Steyermark, 1985), observamos algunas coincidencias y diferencias importantes. El total de especies herbáceas es notoriamente mayor para el remanente de bosque evaluado que para los bosques de Caracas, el porcentaje de especies arbustivas y trepadoras es mayor para los bosques deciduos de Caracas y el porcentaje de especies epífitas y hemiparásitas es similar para ambos casos. Estas diferencias pueden estar relacionadas en primer lugar al carácter secundario, asociado a perturbaciones pronunciadas en años recientes (1994), del remanente de bosque estudiado, lo cual promueve la abundancia de especies herbáceas.

La relación entre formas de vida y hábitats mostró que las especies leñosas son más abundantes en el bosque y las especies herbáceas son más abundantes en el área perturbada, mientras

que el área de transición bosque-perturbado presenta un número de especies herbáceas ligeramente inferior al número de especies leñosas. Resultados similares fueron observados entre hábitat en la vegetación de los Altos Llanos Centrales Venezolanos (Ramírez, 2003) y entre cerrados abiertos y cerrados boscosos del Brasil (Batalha y Mantovani, 2001), lo cual sugiere que en comunidades estacionales la presencia de diferentes hábitat, condiciona la abundancias de diferentes formas de vida en cada ambiente, dependiendo de la estructura del hábitat.

Las lianas son reconocidas como un grupo importante en bosques deciduos y semideciduos (Solórzano *et al.*, 2002, Udulutsch *et al.* 2004, Rezende y Ranga, 2005). En general, el número de especies trepadoras leñosas y semi-leñosas es mayor que el número de especies trepadoras herbáceas en el bosque deciduo secundario; lo cual concuerda con censos de especies trepadoras en un bosque semideciduo (Udulutsch *et al.*, 2004). Las lianas representan un grupo importante en la vegetación del remanente de bosque deciduo. La frecuencia de trepadoras es similar entre hábitats, con la excepción de una menor frecuencia de trepadoras leñosas en el área perturbada. Esta diferencia puede ser asociada a que las trepadoras leñosas tienden a desarrollarse en estados sucesionales tardíos. Pérez-Salicrup y Sork (2001) encontraron que la abundancia de especies trepadoras leñosas está afectada por el estado sucesional, la cual aumenta con el avance de la sucesión.

La forma de vida con menor número de especies fueron la hemiparásitas y epífitas, lo cual podría responder a la biestacionalidad marcada del clima del área estudiada, tal como ha sido sugerido para una comunidad biestacional de los Altos Llanos Centrales Venezolanos (Ramírez, 2003). La escasez o ausencia de epífitas ha sido asociado con la abundancia de precipitaciones (Giongo y Waechter, 2004), donde las hemiparásitas y epífitas C3 son más abundantes en formaciones vegetales húmedas comparados con formaciones secas (Medina, 1995). La frecuencia de especies epífitas y hemiparásitas registradas en el bosque deciduo estacional, concuerda con los resultados para bosques secos (Medina, 1995). La frecuencia de epífitas puede estar asociada con el tipo de

matabolismo de carbono CAM, en la mayoría de las epifitas del bosque deciduo secundario (Medina, 1995). Por otra parte, la abundancia de hemiparásitas es alta en comunidades ricas en nutrientes (Dean *et al.*, 1994). Probablemente, la degradación de los suelos del bosque estudiado, sometido a perturbaciones en diferentes oportunidades (Berry y Steyermark, 1985), pueda reflejar la pobreza de los suelos y consecuentemente podría estar afectando la riqueza de especies hemiparásitas. Otra posible explicación de la baja frecuencia de especies epifitas y hemiparásitas, puede ser atribuida a la condición secundaria del área estudiada. La frecuencia de epifitas es mayor en el bosque que en la transición bosque perturbado, lo contrario ocurre para las especies hemiparásitas. Esta diferencia podría estar relacionada con la posición de las plantas sobre el hospedero y su capacidad para soportar la radiación directa. Las epifitas frecuentemente están ubicadas por debajo del follaje del hospedero, e inclusive algunas especies están muy cercanas al suelo. Por el contrario, muchas de las especies hemiparásitas están dispuestas junto al follaje del hospedero. De hecho, el desarrollo de las hemiparásitas está asociado con los requerimientos de luz (Kuijt, 1969; Norton y Ladley, 1998) y forma de crecimiento del hospedero (Kuijt, 1964). Además, la abundancia de hemiparásitas en la zona de transición bosque-perturbado podría estar influenciada por el movimiento de las aves dispersoras que usan frecuentemente hábitats abiertos.

La forma de vida más abundante registrada en el bosque deciduo secundario fueron las hierbas anuales. De 308 especies de plantas registradas, 80 (25.9%) fueron hierbas anuales, registro superior al reportado para especies anuales en otras comunidades similares (Berry y Steyermark, 1985) y otras comunidades climáticamente estacionales (Sarmiento y Monasterio, 1983; Ramírez, 2003). La alta proporción de especies anuales en áreas perturbadas podría ser asociada al efecto de la perturbación. La frecuencia e intensidad de perturbación puede afectar la estructura de las formas de crecimiento de una comunidad (Whittaker y Levin, 1977). De acuerdo a la teoría de historias de vida, estrategias r-k, altos niveles de perturbación seleccionan especies de vida corta (MacArthur, 1965; Drury y Nisbet, 1973). Además, aproximadamente el 50% de las especies anuales crecen en el área

perturbada del remanente del bosque secundario. Westoby (1980) sugiere que el régimen de precipitación favorece el desarrollo de una flora con especies anuales. La abundancia de especies anuales puede ser explicada por la relativa predictibilidad de la estación lluviosa (Ish-Shalom-Gordon, 1993). En general, el porcentaje de especies anuales tiende a incrementar con la disminución en los niveles de precipitación entre comunidades contrastantes: Arbustal esclerófilo siempreverde, clima superhúmedo (4.4%; Ramírez *et al.*, 1988), bosque deciduo secundario, clima estacional (25.9%, este estudio), Llanos Centrales Venezolanos, clima estacional (31.8%; Ramírez, 2003) y zona árida de Israel (55.8%; Ish-Shalom-Gordon, 1993). Sin embargo, los valores de precipitación para el bosque deciduo estudiado son menores que los de los Llanos Centrales Venezolanos, lo que sugiere que la proporción de hierbas anuales parece también estar influenciada por otros factores como el nivel de perturbación. De hecho, Ramírez (2003) indica que esta tendencia debe ser examinada con mayor detalle y profundidad, a fin de poder establecer si existe la direccionalidad señalada con relación al régimen climático. Muchos otros factores deben ser incorporados en análisis posteriores para explicar la abundancia de especies anuales.

Disposición horizontal. La distribución horizontal de las especies depende de muchos factores como topografía, tipo de suelo, entre otros (Bourgeron, 1983). La frecuencia de especies con disposición al azar, agregada y regular es similar para individuos adultos a nivel de la comunidad y para los tres hábitat. Este resultado contrasta con la alta proporción de especies con distribución agregada registrada para muchas especies de plantas (Hubbell, 1979; Sakai y Oden, 1983; San José *et al.*, 1991; Durigan *et al.*, 2002; Ramírez, 2003). La diferencia encontrada parece estar inicialmente relacionada con las formas de vida de las plantas. Una disposición agregada es más frecuente en arbustos y trepadoras leñosas, una disposición regular es más frecuente en trepadoras herbáceas, hierbas perennes y hierbas anuales y las especies arbóreas y trepadoras semi-leñosas tienen una disposición al azar y agregada. Estas diferencias puede ser explicadas por: 1. Una disposición agregada en muchas especies de arbustos y trepadoras leñosas y en más del 50% de árboles y

trepadoras semi-leñosas puede ser explicado porque frecuentemente las especies leñosas producen una gran regeneración cercana a los parentales (Harper, 1981; Willson, 1983; Ramírez y Arroyo, 1982). Especies leñosas frecuentemente producen semillas pesadas y muchas no son removidas de las cercanías de los parentales (Harper, 1981). Además, las especies trepadoras leñosas tienen una disposición agregada asociada a procesos de facilitación entre lianas (Pérez-Salicrup y Sork, 2001).

2. Una alta proporción de especies herbáceas con disposición regular puede ser explicado por fenómenos de mortalidad que regulan la densidad poblacional (Harper, 1981; Krebs, 2000) y 3. Un porcentaje importante de especies arbóreas y trepadoras semi-leñosas con disposición al azar puede ser explicado por fuertes perturbaciones (Armesto *et al.*, 1986) y por los patrones de regeneración (Ramírez, 2003). Las fuertes perturbaciones producidas hace más de 60 años y en tiempos recientes (aproximadamente 12 años), junto con los patrones de regeneración podrían explicar la disposición azarosa de estas especies leñosas. Las perturbaciones no homogéneas podrían haber ocasionado destrucción diferencial de los bosques, quedando algunos pequeños parches que en forma azarosa incluían especies leñosas distribuidas azarosamente. De aquí que la distribución horizontal de los parches, repartidos probablemente al azar, determina la agrupación al azar de algunas especies leñosas de la comunidad, y simultáneamente limitaba la regeneración de estas especies a los pequeños bosquecillos con suelos no alterados.

Por otra parte, la disposición horizontal de los individuos juveniles es dependiente del tipo de hábitat, pero lo que destaca es la alta proporción de especies con juveniles dispuestos agregadamente. Las plantas juveniles frecuentemente tienen una distribución agregada (Houle, 1994), aunque algunas especies pueden también distribuirse agregadamente en estado adulto (Howe, 1989). Del 75.4% de los individuos juveniles sólo el 37.4% de los adultos están dispuestos agregadamente. En contraste, ninguna de las especies mostró a los individuos juveniles distribuidos regularmente, aunque el 32.9% de los individuos adultos están dispuestos regularmente. De lo anterior, es notorio que existen algunos factores que determinan la disposición horizontal de las especies en estado adulto. En primer lugar destaca

que los cambios en la disposición horizontal de las especies está principalmente asociada a especies herbáceas. Aparentemente una alta proporción de especies herbáceas tienen una disposición agregada en estado juvenil, de la cual una proporción menor mantiene esta disposición espacial y otra fracción pasa a una disposición regular en estado adulto. Estos cambios pueden ser explicados por fenómenos de denso-dependencia, donde una disposición agregada puede producir interacciones negativas muy intensas, las cuales pueden ser atenuadas por una disposición más separada de los individuos. Estudios experimentales han demostrado que la sobrevivencia de las plántulas está positivamente correlacionada con fenómenos de denso-dependencia (Messaoud y Houle, 2006).

Regeneración. La comparación de la abundancia de individuos adultos y juveniles de acuerdo a la forma de vida y procedencia no difiere estadísticamente, lo que sugiere uniformidad en la abundancia de juveniles y adultos, e indica una correlación entre ambos estados de desarrollo de las plantas a nivel de formas de vida. Sin embargo, aproximadamente un tercio de las especies registradas presentaron regeneración natural. Este resultado no niega la regeneración de las otras especies, pero indica que aquellas especies en las cuales no fueron registradas plántulas ni juveniles tienen baja tasa de regeneración. Probablemente, la baja densidad encontrada limita la regeneración por restricciones en la producción de semillas. La producción de semillas puede limitar la densidad poblacional (Konin, 1993; Duncan *et al.*, 2004), lo cual deberá ser evaluado para su confirmación. Otro aspecto importante es que la dispersión de semillas puede estar afectada por la depauperada o debilitada fauna en el área de estudio, lo cual tiene efectos sobre la regeneración de las especies con dispersión biótica y puede ser pronunciada por la condición de remanente de bosque ubicado en un área citadina. La diferencia entre el número de especies encontradas en el censo de abundancia y el número de especies con regeneración natural puede ser explicada por la actividad del hombre, principalmente por perturbaciones antrópicas. En bosques húmedos de la India, las perturbaciones antrópicas afectan los niveles de regeneración de las especies de plantas (Valappil y Swarupanandan, 1996). Alternativamente, la menor proporción de especies

de especies en estado adulto, sugiere que cambios en la estructura del bosque produce diferentes condiciones que permite la regeneración diferencial de las especies.

Consideraciones generales. El remanente de bosque deciduo secundario está caracterizado por un elevado número de especies en un área relativamente pequeña, lo cual resultó de una evaluación de más de 20 años. Sin embargo, la riqueza de especies reportadas representa un valor acumulado del número de especies, probablemente no todas presentes en la actualidad en el área estudiada. La mayoría de las especies presente pertenecen a una o pocas familias de plantas, indicando un bajo nivel de diversificación. Además, la alta riqueza de especies está influenciada por un alto porcentaje de especies introducidas, nativas introducidas de otras áreas geográficas de Venezuela y especies exóticas. Las especies más abundantes fueron predominantemente herbáceas, lo cual puede ser asociado a que el censo de abundancia de las especies fue realizado dos años más tarde de la perturbación parcial del bosque. Las especies herbáceas fueron la forma de vida más abundante, seguido de árboles y arbustos, lo que está relacionado con áreas perturbadas y bosques, respecti-

vamente. Aproximadamente un tercio de las especies censadas en su abundancia presentaron regeneración natural, lo cual puede ser asociado a las perturbaciones y cambios en la estructura del bosque.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a M. Cuberos, W. Duran, O. Hokche y L. Rodríguez por la asistencia en el trabajo de campo. Muchas gracias a H. Briceño por su apoyo en el trabajo de campo y en el procesamiento de datos. Muchas gracias a L. Cárdenas, A. Krapovickas, R. Liesner, J. Steyermark (†), M. M. Arbo, W. R. Anderson, G. Morillo, C. Benitez, R. M. Harley, V. M. Badillo, R. Barneby, H. N. Moldenke (†), C. L. Cristóbal, G. Pedralli, G. Davidse, G. Agostini (†), P. Berry, B. Holst, D. F. Austin, G. L. Webster, M. Ramia, S. N. Furuya, T. Croat, M. S. Ferrucci, C. M. Taylor, F. Zuluaga, G. Carnevali, G. Romero, C. Reynel, J. Kallunki, H. Riedl, I. Al-Shebaz, T. Ruiz-Zapata, J. Grimes, J. K. Kuijt., J. J. Wurdack (†), S. Tillet, P. Rabean, Rodríguez y Cardozo, W. Meier y J. Grande, por la identificación de las especies de plantas.

LITERATURA CITADA

- ARISTEGUIETA, L.
1966. Florula de la Estación Biológica de los Llanos. *Bol. Soc. Venezolana Cienc. Nat.*, 110: 228-307.
2003. *Estudio dendrológico de la flora de Venezuela*. Editado por La Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales, Volumen XXXVIII, 572p.
- ARMESTO, J. J., D. MITCHELL Y C. VILLAGRAN
1986. A comparison of spatial pattern of trees in some tropical and temperate forest. *Biotropica*, 18: 1-11.
- ARRIAGA, L. Y J. L. LEÓN.
1989. The Mexican tropical deciduous forest of Baja California Sur: a floristic and structural approach. *Pl. Ecol.*, 84: 45-52.
- BARNES, B. V., D. R. ZAK, S. R. DENTON Y S. H. SPURR
1998. *Forest Ecology*. 4th Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York. 774p.
- BATALHA, M. A. Y W. MANTOVANI
2001. Floristic composition of the cerrado in the Pé-de-Gigante reserve (Santa Rita do Passa Quatro, Southeastern Brazil). *Acta Bot. Bras.*, 15: 289-304.
- BAZZAZ, F. A.
1991. Habitat selection in plants. *Amer. Nat.*, 137: 116-130.
- BEHERA, S. K. & M. K. MISRA
2005. Floristic and structure of the herbaceous vegetation of four recovering forest stands in the Eastern Ghats of India. *Biod. Cons.*, 15:2263-2285.
- BERRY, P. E. Y J. STEYERMARK
1985. Florula de los bosques deciduos de Caracas. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 43: 157-214.
- BLACKMAN, G. E.
1942. Statistical and ecological studies in the distribution of species in plant communities. I. Dispersion as a factor in the study of changes in plant population. *Ann. Missouri Bot. Gard. N.S.G.*, 351-370.
- BOURGERON, P. S.
1983. Spatial aspects of vegetation structure (29-47). in: F. B. Goley (de.). *Tropical rain forest ecosystems: structure and function*. Elsevier Scientific, Amsterdam.

- BRUNIG, E. F.
1983. Vegetation structure and growth (49-75). in: F. B. Goley (Ed.). *Tropical rain forest ecosystems: structure and function*. Elsevier Scientific, Amsterdam.
- CONDIT, R.
1998. Ecological omplications of changes in drought patterns: shifts in forest composition in Panama. *Clim. Chang.*, 39: 413-427.
- DEAN, W. R. J., J. J. MIDGLEY Y W. D. STOCK
1994. The distribution of Mistletoes in South Africa: patterns of species richness and host choice. *J. Biog.*, 21: 503-510.
- DRURY, W. H., NISBET, I. C. T.,
1973. Succession. *The Arnold Arbor. J.*, 54: 331-368.
- DUNCAN, D. H., A. B. NICOTRA, J. T. WOOD Y A. A. CUNNINGHAM
2004. Plant isolation reduces outcross pollen receipt in a partially selfcompatible herb. *J. Ecol.*, 92: 977-985.
- DURIGAN, G., D. L. LOPES-NISHIKAWA, E. ROCHA, E. R. DA SILVA, F. M. PULITANO, L. B. REGALADO, M. A. CARVALHAES, P. A. PARANAGUÁ Y E. L. RANIERI.
2002. Caracteriçãõ de dois estratos da vegetaçãõ em uma áreã de cerrado no Município de Brotas, SP, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, 16: 251-262.
- EDICIONES IBE
2002. Memorias Estaciõn Experimental Arboretum-IBE. Ediciones Intututo de Biología Experimental (IBE), Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela. Caracas. 217p.
- EMLÉN, J. M.
1977. *Ecology and evolutionary approach*. Addison-Wesley Publishing Company, Inc. Phillippines. 493p.
- EWEL, J. J., MADRIZ, A. Y TOSI JR. J. A.
1976. Zonas de vida de Venezuela, Memoria explicativa sobre el mapa ecológico de Venezuela. República de Venezuela, Ministerio de Agricultura y Cría, Fondo Nacional de investigaciones agropecuarias, Segunda Ediciõn, Caracas, Venezuela. 265p.
- FONT QUER, P.
1982. *Diccionario de Botánica*. Editorial Labor, S.A. Barcelona. 1244p.
- GIONGO, C. Y J. L. WAECHTER
2004. Floristic composition and community structure of vascular epiphytes in a gallery forest of the Central Detression of Rio Grande do Sul. *Rev. Bras. Bot.*, 27: 563-572.
- GRUBB, P. J.
1977. The maintenance of species richness in plant community: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.*, 52: 107-145.
- HACK, C., S. J. LONGHI Y A. A. BOLIGON
2005. Fitosociological analysis of a deciduous seasonal forest fragment in Jaguari County, RS. *Cienc. Rural*, 35: 1083-1083.
- HARPER, J. L.
1981. *Population biology of plants*. Academic Press. London. 892p.
- HORN, H. S.
1974. The ecology of secondary succession. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 5: 25-37.
- HOULE, G.
1994. Seed dispersal and seedling recruitment: The missing link(s). *Ecoscience*, 2: 238-244.
- HOWE, H. F.
1989. Scatter- clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. *Oecologia*, 79: 417-426.
- HUBBELL, S. P.
1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science*, 203: 1299-1303.
- ISH-SHALOM-GORDON, N.
1993. Floristic composition and floral phenology of the Mediterranean batha of Ariel, Samaria. *Vegetatio*, 109: 191-200.
- KONIN, W. E.
1993. Sex and the single mustard: population density and pollinator behavior affect seed set. *Ecology*, 74: 2145-2160.
- KUIJT, J.
1964. Critical observation on the parasitism of New World mistletoes. *Can. J. Bot.*, 42: 1243-1278.
- KUIJT, J.
1969. *The biology of parasitic flowering plants*. Univ. Of California Press, Berkeley. 246p.
- KREBS, C. J.
2000. *Ecología, Estudio de la distribución y la abundancia*. Segunda Ediciõn. Oxford University Press, México. 753p.
- LARA-WEISER V. Y S.A. PIRES DE GODOY.
2001. Florística em um hectare de cerrado sensu stricto naarie-cerrado Péde-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. *Acta Bot. Bras.*, 15: 201-212.
- LEGENDRE, L. Y P. LEGENDRE.
1983. *Numerical Ecology*. Elsevier. Amsterdam. 419p.
- MACARTHUR, R. H.
1965. Patterns of species diversity. *Biol. Rev.*, 40: 410-533.
- MAGURRAN, A. E.
1988. *Ecological diversity and its measurement*. University Press, Princeton, N.J. 192p.
- MARAÑÓN, T. R. AJBILOU, F. OJEDA Y J. ARROYO
1999. Biodiversity of woody species in oak woodland of southern Spain and northern Morocco. *For. Ecol. Manag.*, 115: 147-156.
- MARN
2001. Informe sobre las especies exóticas en Venezuela. J. Ojasti, E. G. Jiménez, E., S. Otahola & L. B. García Román (Eds). Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Caracas, 205 p.

- MARUSCUILO, L. A. Y J. R. LEVIN
1983. *Multivariate statistics in the social sciences*. Books/Cole, Monterey, California. 703p.
- MASAKI, T., W. SUZUKI, K. NIYAMA, S. LIDA, H. TANAKA Y T. NAKASHIZUKA
1992. Community structure of a species-rich temperate forest, Ogawa Forest Reserve, Central Japan. 98: 97-111.
- MEDINA, E.
1995. Diversity of life forms of higher plants in neotropical dry forest (221-242). In: S. H. Bullock, H. A. Mooney & E. Medina (eds.). *Seasonally dry tropical forest*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- MEIRA-NETO, J. A. ALVES Y F. R. MARTINS
2002. Floristic composition of as montane seasonal semideciduous tropical forest in Viçosa, MG, Brasil. *Rev. Ávore*, 26: 437-446.
- MESSAOUD, Y. Y G. HOULE
2006. Spatial patterns of tree seedling establishment and their relationship to environmental variables in a cold-temperate deciduous forest of eastern North America. *Pl. Ecol.* 185: 319-331.
- NORTON, D. A. Y J. J. LADLEY
1998. Establishment and early growth of *Alepis flavida* in relation to *Notophagus solandri* branch size. *New Zealand J. Bot.* 36: 213-217.
- OJEDA, F., J. ARROYO Y T. MARAÑÓN
1995. Biodiversity components and conservation of Mediterranean heathlands in southern Spain. *Biol. Cons.*, 72: 61-72.
- OJEDA, F., T. MARAÑÓN Y J. ARROYO
1996. Patterns of ecological, chorological and taxonomic diversity at both sides of the Strait of Gibraltar. *J. Veg. Sci.*, 7: 63-72.
- OJEDA, F., T. MARAÑÓN Y J. ARROYO
2000. Plant species patterns in the Aljibe Mountains (S. Spain): a comprehensive account. *Biod. Conserv.*, 9: 1323-1343.
- PAULA, A. DE, A. F. DA SILVA Y A. L. SOUSA
2002. Changes in the floristic composition of wood species observed in a 14 years period in a seasonal semideciduous fores in Viçosa-MG, Southeastern Brazil. *Rev. Ávore*, 26: 743-749.
- PÉREZ-GARCÍA, E. A. Y J. A. MEAVE
2005. Heterogeneity of xerophytic vegetation of limestone outcrops in a tropical deciduous forest region in southern México. *Pl. Ecol.*, 175: 147-163.
- PÉREZ-SALICRUP, D. R. Y V. L. SORK
2001. Lianas and trees in a liana forest of Amazonian Bolivia. *Biotropica*, 33: 34-47.
- PICKETT, S. T. A.
1980. Non-equilibrium coexistence of plants. *Bull. Torrey Bot. Club*, 107: 238-248.
- RAHEL, F. J.
1990. The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. *Amer. Nat.*, 136: 328-344.
- RAMÍREZ, N.
2003. Diversidad de especies y estructura de la vegetación de una comunidad de sabana en los Altos Llanos Centrales Venezolanos. *Acta Biol. Venez.*, 23: 47-75.
- RAMÍREZ, N. Y M. K. ARROYO
1982. Mecanismos de dispersión y dinámica de regeneración en *Copaifera pubiflora* Benth. (Caesalpinioideae) en los Altos Llanos Centrales de Venezuela. *Bol. Soc. Venezolana Cienc. Nat.*, 140: 291-311.
- RAMÍREZ, N. C. GIL, M. LOPEZ, O. HOKCHE, Y Y. BRITO
1988. Caracterización florística y estructural de una comunidad arbustiva en la Guayana Venezolana (Gran Sabana, Edo. Bolívar). *Acta Cient. Venezolana*, 39: 457-469.
- REZENDE, A. A. Y N. T. RANGA
2005. Lianas do estação ecológica do Nordeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brazil. *Acta Bot. Bras.*, 19: 273-279.
- RICKLEFS, R. E.
1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. *Am. Nat.*, 111: 376-381.
- RICKLEFS, R. E. Y G. L. MILLER
2000. *Ecology*. Fourth Edition. W. H. Freeman and Company, New York. 822p.
- RUGGIERO, P. G. C., M. A. BATALHA, V. G. PIVELLO Y S. T. MEIRELLES
2002. Soil-vegetation relationship in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Pl. Ecol.*, 160: 1-16.
- SAGAR, R. Y J. S. SINGH
2005. Structure, diversity, and regeneration of tropical dry deciduous forest of northern India. *Biod. Cons.*, 14: 935-959.
- SAKAI, A. K. Y N. L. ODEN
1983. Spatial patterns of sex expression in silver maple (*Acer sacccharinum* L.): Morisita's index and spatial autocorrelation. *Am. Nat.*, 122: 489-508.
- SALIS, S. M., M. P. DA SILVA Y P. V. DE MATTOS
2004. Phytosociological study on deciduous forest remnants near Corumbá, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Rev. Bras. Bot.*, 27: 671-684.
- SALM, R.
2004. Tree species diversity in a seasonally dry forest: the case of the Pinkaití site, in thye kayapó Indigenous Area, Southeastern limits of the Amazon. *Acta Amaz.*, 34: 435-443.

- SAN JOSÉ, J. J., M. R. FARIÑAS Y J. ROSALES*
1991. Spatial pattern of trees and structuring factor in a *Trachypogon* savanna of the Orinoco Llanos. *Biotropica*, 23: 114-123.
- SANTOS, K. DOS Y L. S. KINOSHITA*
2003. Floristic composition of the woody flora of the Ribeirão Cachoeira forest, Campinas, São Paulo State. *Acta Bot. Bras.*, 17: 325-341.
- SARMIENTO, G. Y M. MONASTERIO*
1983. Life forms and phenology (79-108). In: F. Bourliere (ed.) *Ecosystems of the world tropical savannas*. Elsevier, Amsterdam. 235p.
- SCHNEE, L.*
1960. Plantas comunes de Venezuela. *Rev. Fac. Agr. Univ. Central de Venezuela*, 3: 1-662.
- SILVA, A. F., R. V. OLIVEIRA Y N. R. L. SANTOS*
2003. Floristic composition and ecological groups of species of a submontane semideciduous forest stretch on São Geraldo Farm, Viçosa, Minas Gerais - Brasil. *Rev. Árvore*, 27: 311-319.
- SILVA, C. T., G. G. REIS Y M. DAS G. F. REIS*
2004. Floristic of adult trees in a secondary forest in Viçosa, MG, Southeastern Brazil. *Rev. Árvore*, 28: 429-441.
- SHMIDA, A. Y M. V. WILSON*
1985. Biological determinants of species diversity. *J. Biog.*, 12: 1-20.
- SOKAL, R. Y F. ROHLF*
1995. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, Third edition, New York. 887p.
- STATSOFT INC.*
2001. STATISTICA for windows (Computer program manual) Tulsa, OK.
- STEYERMARK, J. A. Y O. HUBER*
1978. Flora del Ávila. Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales y Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables, Talleres Gráficos Toledo, Polígono Industrial, Toledo, España. 971p.
- SOLÓRZANO, S., G. IBARRA-MANRÍQUEZ Y K. OYAMA*
2002. Liana diversity and reproductive attributes in two tropical forest in Mexico. *Biod. Cons.*, 11: 197-212.
- TILMAN, D.*
1982. *Resource competition and community structure*. Princeton University Press. Princeton, NJ. 296p.
- UDULUTSCH, R. G., M. A. ASSIS Y D. G. PICCHI*
2004. Floristic of climbers in a seasonal semi-deciduous forest, Rio Clar-Araras, State of São Paulo, Brazil. *Rev. Árvore*, 27: 125-134.
- VALAPPIL, N. I Y K. SWARUPANANDAN*
1996. Regeneration dynamic and sylvigenesis in the moist deciduous forests of souththwest India. *New For.*, 11: 185-205.
- WEISER, V. DE L., Y S. A. PIRES DE GODOY*
2001. Florística em um hectare de cerrado stricto sensu na arie-cerrado Pe-de-Gigante, Santa Rita Passa Quatro, SP. *Acta Bot. Bras.*, 15, 201-212.
- WESTOBY, M.*
1980. Element of a theory of vegetation dynamic in arid rangeland. *Israel J. Bot.*, 28: 169-194.
- WHITTAKER, R. H.*
1970. *Communities and ecosystems*. MacMillan, New York, 162p.
- WHITTAKER, R. H. Y S. A. LEVIN*
1977. The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theor. Pop. Biol.*, 12: 117-139.
- WILLSON, M. F.*
1983. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio*, 107/108: 261-280.

Anexo 1. Lista de especies, procedencia, hábitat y forma de vida para 308 especies de plantas registradas en el remanente de bosque deciduo de Colinas de Bello Monte.

Grupo taxonómico	Procedencia ¹	Forma de Vida ²	Habitat ³
DICOTILEDÓNEAS			
ACANTHACEAE			
<i>Bravaisia integerrima</i> (Spreng.) Standl.	NI	Ar	P
<i>Ruellia tuberosa</i> L.	N	Hp	P
AMARANTHACEAE			
<i>Amaranthus dubius</i> Mart.	N	Ha	P
ANACARDIACEAE			
<i>Astromium graveolens</i> Jacq.	N	Ar	B
<i>Mangifera indica</i> L.	E	Ar	T
APIACEAE			
<i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell.	E	Ha	P
APOCYNACEAE			
<i>Mandevilla subsagittata</i> (Ruiz & Pav.) Woodson	N	Th	BP
ASCLEPIADACEAE			
<i>Cynanchum parviflorum</i> Sw.	N	Th	T
ASTERACEAE			
<i>Acmella debilis</i> (Kunth) Cass.	N	Hp	BP
<i>Aldama dentata</i> La Llave & Lex.	N	Ha	P
<i>Alloispermum caracasana</i> (Kunth) H. Rob.	N	Ha	BTP
<i>Baccharis trinervis</i> (Lam.) Pers.	N	Hp	BTP
<i>Bidens pilosa</i> L.	N	Ha	TP
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	N	A	P
<i>Condylidium iresinoides</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	N	Ha	TP
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H. Rob.	N	Ha	P
<i>Delilia biflora</i> (L.) Kuntze	N	Ha	TP
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	N	Ha	P
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	N	Ha	P
<i>Lagascea mollis</i> Cav.	N	Ha	TP
<i>Oyedaea verbesinoides</i> DC.	N	Ar	T
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	E	Hp	P
<i>Pluchea carolinensis</i> (Jacq.) Sweet	N	A	P
<i>Porophyllum leiocarpum</i> (Urban) Rydb.	N	Ha	TP
<i>Tridax procumbens</i> L.	N	Hp	P
<i>Trixis divaricata</i> (Kunth) Spreng.	N	Ha	BTP
<i>Trixis inula</i> Crantz	N	A	P
<i>Verbesina caracasana</i> Rob. & Greenm.	N	Ha	TP
<i>Vernonia gracilis</i> Kunth	N	Ha	TP
<i>Wedelia calycina</i> Rich. in Pers.	N	Hp	BTP
<i>Youngia japonica</i> (L.) DC.	E	Ha	BP
BIGNONIACEAE			
<i>Anemopaegma karstenii</i> Bur. & Schum.	N	Th	BT
<i>Arrabidaea corallina</i> (Jacq.) Sandwith	N	Tl	B
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	E	Ar	T
<i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) Nicholson	N	Ar	BTP
<i>Tabebuia roscea</i> (Bertoloni) A.P. De Candolle	NI	Ar	B
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	E	Ar	T
BOMBACACEAE			
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	NI	Ar	B
<i>Pachira insignis</i> (Sw.) Savign.	NI	Ar	B

Anexo 1. Lista de especies, procedencia, hábitat y forma de vida para 308 especies de plantas registradas en el remanente de bosque deciduo de Colinas de Bello Monte. (cont.)

Grupo taxonómico	Procedencia ¹	Forma de Vida ²	Habitat ³
BORAGINACEAE			
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Cham.	N	Ar	BT
<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schultes	N	A	TP
<i>Cordia polycephala</i> (Lam.) I.M.Johnst.	N	A	P
<i>Heliotropium angiospermum</i> Murray	N	Ha	P
<i>Heliotropium indicum</i> L.	N	Ha	P
<i>Tournefortia volubilis</i> L.	N	Tl	T
BRASSICACEAE			
<i>Lepidium virginicum</i> L.	E	Hp	P
BURSERACEAE			
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	N	Ar	BT
CACTACEAE			
<i>Cereus hexagonus</i> (L.) Miller	N	Ar	BT
<i>Opuntia boldinghii</i> Br. et Rose	NI	A	BTP
CAESALPINIACEAE			
<i>Bauhinia aculeata</i> L.	N	A	T
<i>Bauhinia glabra</i> Jacq.	N	Tl	BTP
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) var. <i>pilosa</i> (Benth.) I. & B.	N	Ha	P
<i>Senna atomaria</i> (Lim. f.) I. & B.	N	Ar	T
<i>Senna oxyphylla</i> (Kunth) Irwin & Barneby	N	A	BT
<i>Senna pallida</i> (Vahl) var. <i>bahamensis</i> Irwin & Barneby	N	A	TP
<i>Senna robinifolia</i> (Benth.) H. Irwin & Barneby	N	Ar	B
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H. Irwin & Barneby	E	Ar	B
CAPPARIDACEAE			
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	N	Ar	BT
<i>Capparis odoratissima</i> Jacq.	N	Ar	BT
<i>Capparis verrucosa</i> Jacq.	N	A	B
<i>Steniphoma paradoxum</i> (Jacq.) Endl.	N	A	T
CECROPIACEAE			
<i>Cecropia peltata</i> L.	N	Ar	BT
CLUSIACEAE			
<i>Clusia minor</i> L.	N	Ar	BT
CONVOLVULACEAE			
<i>Convolvulus nodiflorus</i> Desv. in Lam.	N	Ha	BTP
<i>Evolvulus tenuis</i> Mart. ex Choisy spp. <i>longifolius</i> (Choisy) Ooststr.	N	Hp	TP
<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	E	Ha	P
<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth	E	Ha	BTP
<i>Ipomoea turbinata</i> Lag.	N	Ha	P
<i>Ipomoea ochracea</i> (Lindl.) G. Don.	N	Th	BP
<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urban	N	Ha	TP
<i>Turbina corymbosa</i> (L.) Raf.	N	Tsl	P
CRASSULACEAE			
<i>Kalanchoe daigremontiana</i> R.Hamet & H.Perr. de la Bath.	E	Ha	P
<i>Kalanchoe pinnata</i> (Lam.) Persoon	E	Ha	BP
CUCURBITACEAE			
<i>Ceratosanthes palmata</i> (L.) Urb.	N	Th	P
ELAEOCARPACEAE			
<i>Muntingia calabura</i> L.	N	A	T

Anexo 1. Lista de especies, procedencia, hábitat y forma de vida para 308 especies de plantas registradas en el remanente de bosque deciduo de Colinas de Bello Monte. (cont.)

Grupo taxonómico	Procedencia ¹	Forma de Vida ²	Habitat ³
ERYTHROXYLACEAE			
<i>Erythroxylum densum</i> Rusby	N	A	BTP
<i>Erythroxylum orinocense</i> Kunth	N	A	BTP
<i>Erythroxylum oxycarpus</i> O. E. Schulz	N	Ar	B
PHORBIACEAE			
<i>Acalypha alopecuroides</i> Jacq.	N	Ha	P
<i>Acalypha setosa</i> Rich.	N	Ha	P
<i>Adelia ricinella</i> L.	N	Ar	T
<i>Chamaesyce hyssopifolia</i> (L.) Small	N	Ha	P
<i>Croton bredemeyeri</i> Muell.-Arg.	N	A	BTP
<i>Croton conduplicatus</i> Kunth	N	A	BP
<i>Croton fragilis</i> Kunth	N	A	BTP
<i>Croton pungens</i> Jacq.	N	A	BTP
<i>Croton scaber</i> Willd.	N	Ar	BTP
<i>Dalechampia scandens</i> L.	N	Ha	BTP
<i>Euphorbia cyathophora</i> Murray	N	Ha	TP
<i>Euphorbia graminea</i> Jacq.	N	Ha	P
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	N	Ha	P
<i>Euphorbia leucocephala</i> John P. Lotsey	E	A	T
<i>Hura crepitans</i> L.	NI	Ar	BTP
<i>Jatropha gossypifolia</i> L.	NI	A	P
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	N	Ha	TP
<i>Ricinus communis</i> L.	E	A	P
FABACEAE			
<i>Canavalia brasiliensis</i> Mart. ex Benth.	N	Ha	P
<i>Centrosema virginianum</i> (L.) Benth	N	Th	P
<i>Chaetocalyx scandens</i> (L.) Urban (DC.) Rudd.	N	Th	BTP
<i>Coursetia caribaea</i> (Jacq.) Lavin	N	Hp	BTP
<i>Coursetia ferruginea</i> (Kunth) Lavin	N	Ar	BT
<i>Crotalaria incana</i> L.	N	Ha	P
<i>Crotalaria pumila</i> Ort.	N	Ha	P
<i>Dalea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F. Macbr. Var. Barbata	N	A	TP
<i>Desmodium affine</i> Schldt.	N	Ha	P
<i>Desmodium incanum</i> DC.	N	Hp	P
<i>Desmodium procumbens</i> (Mill.) Hitchc. var. longipes (Schindler) Schub.	N	Ha	P
<i>Dolichus lablab</i> L.	E	Ha	P
<i>Erythrina mitis</i> Jacq.	NI	Ar	B
<i>Galactia striata</i> (Jacq.) Urban	N	Ha	TP
<i>Lonchocarpus fendleri</i> Benth.	NI	Ar	B
<i>Machaerium acuminatum</i> Kunth	N	Ar	BT
<i>Machaerium robiniaefolium</i> (DC.) Vogel	N	Ar	BTP
<i>Machaerium tovarense</i> Pittier	N	TI	BT
<i>Macroptilium atropurpureum</i> (DC.) Urban.	N	Ha	P
<i>Nissolia fruticosa</i> Jacq.	N	Th	BTP
<i>Piscidia carthagenensis</i> Jacq.	NI	Ar	B
<i>Platymiscium diadelphum</i> S.F. Blake	NI	Ar	B
<i>Teramnus uncinatus</i> (L.) Swartz	N	Ha	P
FLACOURTIACEAE			
<i>Prokia flava</i> Karsten	N	Ar	B

Anexo 1. Lista de especies, procedencia, hábitat y forma de vida para 308 especies de plantas registradas en el remanente de bosque deciduo de Colinas de Bello Monte. (cont.)

Grupo taxonómico	Procedencia ¹	Forma de Vida ²	Habitat ³
LAMIACAEAE			
<i>Hyptis pectinata</i> (L.) Poit	N	Ha	P
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.	E	Ha	BP
<i>Salvia coccinea</i> Buc'hoz ex ETLinger	N	Ha	TP
<i>Ocimum campechianum</i> Mill.	E	Ha	P
LOGANIACEAE			
<i>Spigelia anthelmia</i> L.	N	Ha	P
LORANTHACEAE			
<i>Phthirusa delicatula</i> C.T.Rizzini	N	H	BT
<i>Phthirusa stelis</i> (L.) Kuijt	N	H	BT
<i>Struthantus</i> aff. <i>aduncus</i> (Mey.) G. Don	N	H	T
LYTHRACEAE			
<i>Pehria compacta</i> (Rusby) Sprague	N	A	B
MALPIGHIACEAE			
<i>Banisteriopsis muricata</i> (Cavanilles) Cuatrec.	N	Tl	BTP
<i>Gaudichaudia albida</i> Cham. & Schl.	N	Tsl	BTP
<i>Heteropteris alata</i> (Anderson) Anderson	N	Tsl	BTP
<i>Heteropteris prunifolia</i> (Kunth) W.R. Anderson	N	Tsl	BT
<i>Malpighia glabra</i> L.	N	A	BT
MALVACEAE			
<i>Abutilon giganteum</i> (Jacq.) Sweet	N	A	TP
<i>Abutilon umbellatum</i> (L.) Sweet	N	Hp	TP
<i>Gaya dominguensis</i> Urban.	N	Ha	P
<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizicky	N	Ha	P
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	N	Hp	P
<i>Malvastrum scoparium</i> (L.'Her) Agray	N	Ha	P
<i>Sida ciliaris</i> L.	N	Hp	P
<i>Sida glutinosa</i> Commers. ex Cav.	N	Ha	TP
<i>Sida spinosa</i> L.	N	Ha	P
<i>Sida urens</i> L.	N	Ha	P
<i>Sidastrum multiflorum</i> (Jacq.) Fryxell	N	Ha	P
<i>Sidastrum paniculatum</i> (L.) Fryx.	N	Ha	P
<i>Wissadula contracta</i> (Lindl.) R.Fries	N	Hp	TP
MELASTOMATACEAE			
<i>Miconia laevigata</i> (L.) DC.	N	A	BP
MELIACEAE			
<i>Cedrela montana</i> Turcz.	NI	Ar	B
<i>Swietenia macrophylla</i> G. King.	E	Ar	T
<i>Trichilia hirta</i> L.	N	A	BT
MIMOSACEAE			
<i>Acacia glomerosa</i> Benth.	N	Ar	BT
<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	N	Ar	T
<i>Acacia paniculata</i> Willd.	N	Tl	BT
<i>Calliandra blakeana</i> Pittier	N	Ar	P
<i>Calliandra glomerulata</i> H.Karst. var. <i>parvifolia</i>	N	Ar	BTP
<i>Calliandra riparia</i> Pittier	NI	Ar	BT
<i>Chloroleucon mangense</i> (Jacq.) var. <i>vicentis</i>	N	Ar	B
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	N	Hp	TP
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wit.	E	Ar	TP
<i>Leucaena trichodes</i> (Jacq.) Benth.	N	Ar	TP
<i>Mimosa albida</i> Kunth var. <i>willdenowii</i> Poir (Rudd.)	N	Th	BTP

Anexo 1. Lista de especies, procedencia, hábitat y forma de vida para 308 especies de plantas registradas en el remanente de bosque deciduo de Colinas de Bello Monte. (cont.)

Grupo taxonómico	Procedencia ¹	Forma de Vida ²	Habitat ³
MIMOSACEAE (cont.)			
<i>Mimosa pudica</i> L.	N	Hp	TP
<i>Pithecellobium saman</i> (Jacq.) Benth	N	Ar	T
<i>Zapoteca caracasana</i> (Jacq.) H.Hern.	N	Th	TP
MORACEAE			
<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	N	Ar	BT
<i>Sorocea sprucei</i> (Baillon) J.F.Macbride	N	A	BTP
MYRTACEAE			
<i>Eugenia casearioides</i> (Kunth) DC.	N	Ar	BTP
<i>Eugenia mcvaughii</i> J.A.Steyerm. & T.Lasser	N	Ar	BT
<i>Psidium guajava</i> L.	E	A	T
<i>Psidium guineense</i> Sw.	N	A	T
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied. in Engl. & Prantl	N	Ar	BT
NYCTAGINACEAE			
<i>Guapira ferruginea</i> (Klotzsch) Lundell	N	Ar	BTP
<i>Mirabilis violaceae</i> (L.) Heimerl	N	Ha	P
OLACACEAE			
<i>Ximenia americana</i> L.	N	Ar	BT
OXALIDACEAE			
<i>Oxalis barrelieri</i> L.	N	Hp	P
<i>Oxalis corniculata</i> L.	E	Hp	BP
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	N	Hp	P
PASSIFLORACEAE			
<i>Passiflora edulis</i> Sims	E	Tsl	TP
<i>Passiflora suberosa</i> L.	N	Th	P
PHYTOLACACEAE			
<i>Phytolaca rivinoides</i> Kunt & Bouché	N	Ha	P
<i>Rivina humilis</i> L.	N	Hp	P
<i>Trichostigma octandrum</i> (L.) H. Walter	N	Tl	BT
PLANTAGINACEAE			
<i>Plantago hirtella</i> Kunth	N	Hp	P
POLYGALACEAE			
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	N	Tl	BTP
<i>Polygala caracasana</i> Kunth	N	Hp	TP
<i>Securidaca scandens</i> Jacq.	N	Tl	BTP
POLYGONACEAE			
<i>Coccoloba caracasana</i> Meisn.	N	A	B
PORTULACACEAE			
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Nl	Ha	P
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertner	N	Hp	P
PROTEACEAE			
<i>Roupala montana</i> (Aubl.) R.Br.	N	Ar	B
RHAMNACEAE			
<i>Gouania polygama</i> (Jacq.) Urb.	N	Tl	BT
<i>Zizyphus saeri</i> Pittier	N	Ar	B
ROSACEAE			
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	E	Ar	T
RUBIACEAE			
<i>Borreria assurgens</i> (Ruiz & Pav.) Griseb.	N	Ha	BP
<i>Borreria laevis</i> (Lam.) Griseb.	N	Ha	BP
<i>Chiococca alba</i> (L.) A.Hitchcock	N	Tl	BTP

Anexo 1. Lista de especies, procedencia, hábitat y forma de vida para 308 especies de plantas registradas en el remanente de bosque deciduo de Colinas de Bello Monte. (cont.)

Grupo taxonómico	Procedencia ¹	Forma de Vida ²	Habitat ³
RUBIACEAE (cont.)			
<i>Coffea arabica</i> L.	E	A	T
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	N	A	BT
<i>Diodia teres</i> Walt.	N	Ha	P
<i>Genipa americana</i> L.	NI	Ar	B
<i>Guettarda roupalaefolia</i> Rugby	N	Ar	B
<i>Randia dioica</i> H.Karst.	N	Ar	BTP
<i>Rondeletia mollis</i> Blake & Steyerl.	N	A	BT
<i>Spermacoce confusa</i> Randle	N	Ha	P
RUTACEAE			
<i>Zanthoxylum ciliatum</i> Engler	N	Ar	BT
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Kunth	N	A	BT
<i>Zanthoxylum monophyllum</i> (Lam.) Wilson	N	Ar	B
SAPINDACEAE			
<i>Melicoccus bijugatus</i> Jacq.	NI	Ar	T
<i>Paullinia fuscescens</i> Kunth	N	Tsl	BTP
<i>Serjania paniculata</i> Kunth	N	Tsl	BTP
<i>Serjania rhombea</i> Radlk.	N	Tsl	BTP
<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	N	Tsl	BTP
SAPOTACEAE			
<i>Minilkara zapota</i> (L.) van Royen	E	Ar	B
SCROPHULARIACEAE			
<i>Capraria biflora</i> L.	N	Ha	P
SIMAROUBACEAE			
<i>Picramnia pentandra</i> Sw.	N	Ar	B
SOLANACEAE			
<i>Capsicum rhomboideum</i> (Dunal) Kuntze	N	Hp	BTP
<i>Cestrum alternifolium</i> (Jacq.) O.E.Schulz	N	A	T
<i>Nicotiana glauca</i> Graham	E	A	P
<i>Physalis pubescens</i> L. var. <i>pubescens</i>	E	Ha	P
<i>Solanum americanum</i> Millar	N	Ha	P
<i>Solanum gardneri</i> Sendt. in Mart.	N	A	TP
<i>Solanum hazenii</i> Britton	N	A	TP
<i>Solanum mesopliarthrum</i> Bitler ex Rojas & Steyerl.	N	A	P
<i>Solanum seforthianum</i> Andrews	E	Tsl	P
STERCULIACEAE			
<i>Byttneria aculeata</i> (Jacq.) Jacq.	N	Tsl	R
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	E	Ar	B
<i>Melochia caracasana</i> Jacq.	N	Hp	BTP
<i>Melochia nodiflora</i> Sw.	N	A	B
<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) Karst.	NI	Ar	B
THEOPHRASTACEAE			
<i>Jacquinia aristata</i> Jacq. Fragm.	NI	Ar	T
TILIACEAE			
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	N	Ar	T
<i>Luehea speciosa</i> Willd.	N	Ar	T
TURNERACEAE			
<i>Turnera scabra</i> Millspaugh	N	Hp	P

Anexo 1. Lista de especies, procedencia, hábitat y forma de vida para 308 especies de plantas registradas en el remanente de bosque deciduo de Colinas de Bello Monte. (cont.)

Grupo taxonómico	Procedencia ¹	Forma de Vida ²	Habitat ³
ULMACEAE			
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	N	Ar	BT
VERBENACEAE			
<i>Citharexylum subthyrsoideum</i> Pittier	N	Ar	BT
<i>Lantana achyranthifolia</i> Desf.	N	Hp	TP
<i>Lantana armata</i> Schauer in DC. Var. <i>velutina</i> Mold.	N	Hp	T
<i>Lantana camara</i> L. var. <i>moritziana</i> (Otto & Dietr.) L&P.	E	Hp TP	
<i>Lantana canescens</i> Kunth	N	Hp	TP
<i>Lantana caracasana</i> Turcz.	N	Hp	BTP
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N. E. Britt.	N	Hp	P
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (L.-C. Rich.) Vahl	N	Ha	P
<i>Stachytarpheta mutabilis</i> (Jacq.) Vahl	N	Hp	P
VIOLACEAE			
<i>Hybanthus attenuatus</i> (H. & B.) Schulze	N	Ha	P
VISCACEAE			
<i>Phoradendron mucronatum</i> (DC.) Kr. & Urb.	N	H	T
<i>Phoradendron quadrangulare</i> (Kunth) Krug. & Urb.	N	H	T
<i>Phoradendron ottonis</i> Eichl.	N	H	T
<i>Phoradendron tubulosum</i> Urb.	N	H	T
<i>Phoradendron venezuelense</i> Trel.	N	H	T
VITACEAE			
<i>Cissus sicyoides</i> L.	N	Tsl	P
ZYGOPHYLLACEAE			
<i>Guaiacum officinale</i> L.	NI	Ar	BT
<i>Kallstroemia maxima</i> (L.) Wight & Arn.	N	Ha	P
MONOCOTILEDÓNEAS			
AGAVACEAE			
<i>Agave cocui</i> Trelease	N	Hp	BTP
<i>Furcraea tuberosa</i> (Miller) Aiton	NI	Hp	BT
<i>Furcraea acaulis</i> (Kunth) Ullrich	NI	Hp	BTP
<i>Sansevieria trifasciata</i> Hort. ex Prain	E	Hp	T
ARACEAE			
<i>Philodendron scandens</i> K.Koch. & Sello	NI	Tsl	T
BROMELIACEAE			
<i>Bromelia pinguin</i> L.	N	Hp	BT
<i>Tillandsia anceps</i> Loddiges	N	Ep	B
<i>Tillandsia balbisiana</i> Schlt. f. in Roem. & Schlt.	N	Ep	B
<i>Tillandsia flexuosa</i> Swartz	N	Ep	BT
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	N	Ep	BT
<i>Tillandsia tenuifolia</i> L.	N	Ep	BT
<i>Tillandsia usneoides</i> (L.) L.	N	Ep	B
<i>Tillandsia utriculata</i> L.	N	Ep	BT
<i>Tillandsia variabilis</i> Schlecht	N	Ep	B
COMMELINACEAE			
<i>Commelina erecta</i> L.	N	Ha	TP
<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	N	Ha	P
<i>Setcreasea purpurea</i> Boom.	N	Hp	P
CYPERACEAE			
<i>Cyperus alternifolius</i> L.	E	Hp	P

Anexo 1. Lista de especies, procedencia, hábitat y forma de vida para 308 especies de plantas registradas en el remanente de bosque deciduo de Colinas de Bello Monte. (cont.)

Grupo taxonómico	Procedencia ¹	Forma de Vida ²	Habitat ³
DIOSCOREACEAE			
<i>Dioscoria trifoliata</i> Kunth	N	Th	BTP
IRIDACEAE			
<i>Trimezia martinicensis</i> (Jacq.) Herb.	N	Hp	P
LILIACEAE			
<i>Bomarea edulis</i> (Tussac) Herb.	N	Th	B
<i>Hippeastrum solandriflorum</i> Herb.	N	Hp	BT
<i>Hypoxis decumbens</i> L.	E	Hp	P
ORCHIDACEAE			
<i>Aerides odoratum</i> Reinw. Ex Blume	N	Ep	B
<i>Beadlea lindleyana</i> (Link, Kl. & Otto) Garay & Dunsterv.	N	Ha	B
<i>Campylocentrum lansbergii</i> (Reichb. f.) Schltr.	N	Ep	B
<i>Catasetum macrocarpum</i> L. C. Rich.	N	Hp	B
<i>Cyrtopodium punctatum</i> (L.) Lindley	N	Hp	BT
<i>Lophiaris carthagenensis</i> (Jacq.) Braem.	N	Ep	B
<i>Lophiaris lopezii</i> Carnevali & G.A. Romero sp. Nov. Ined.	N	Ep	B
<i>Oeceoclades maculata</i> (Lindley) Lindley	N	Hp	B
<i>Oncidium nudum</i> Bateman	N	Ep	BT
<i>Ponthieva racemosa</i> (Walter) C. Mohr.	N	Ha	P
POACEAE			
<i>Chloris barbata</i> (L.) Nash	N	Hp	P
<i>Chloris virgata</i> Swartz	N	Ha	P
<i>Lasiacis sorghoidea</i> (Hitch. & Chase) G. Davidse	N	Hp	BTP
<i>Leersia ligularis</i> Trin.	N	Hp	B
<i>Leptochloa domingensis</i> Trin.	N	Ha	P
<i>Melinis minutiflora</i> Beauv.	E	Hp	P
<i>Oplismenus burmannii</i> (Retz.) Beauv.	E	Hp	P
<i>Panicum arundinariae</i> Trin. Ex E.	N	Hp	BTP
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	E	Hp	TP
<i>Panicum venezuelae</i> Hack.	N	Hp	P
<i>Paspalum fimbriatum</i> Kunth	N	Ha	P
<i>Paspalum molle</i> Poir.	N	Hp	P
<i>Pennisetum setaceum</i> (Forks.) Chiov.	E	Hp	TP
<i>Setaria setosa</i> (Sw.) P. Beauv.	N	Hp	BTP
<i>Setaria setosa</i> (Sw.) Beauvois var. <i>leiophylla</i> (Nees) Kunth	N	Ha	P
<i>Setaria vulpiseta</i> (Lam.) Roend. Schult.	N	Hp	P
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	E	Ha	P
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.	N	Ha	P
<i>Urochloa fasciculata</i> (Sw.) R.D. Webster	N	Ha	TP
SMILACACEAE			
<i>Smilax guianensis</i> Vitm.	N	Tsl	B
<i>Smilax mexicana</i> Griseb.	N	Tsl	B
HELECHOS			
PTERIDACEAE			
<i>Pteris longifolia</i> L.	N	Hp	P

1: N = especies nativas, NI = especies nativas introducidas de otras regiones de Venezuela, E = especies exóticas.

2: A = árboles, Ar = arbustos, Tl = trepadoras leñosas, Tsl = trepadoras semi-leñosas, Th = trepadoras herbáceas, Hp = hierbas perennes, Ha = hierbas anuales, H = hemiparásitas, Ep = Eptifitas

3: B = bosque, T = transición bosque-área perturbada, P = área perturbada

Anexo 2. Parámetros de abundancia y disposición horizontal de individuos adultos de 181 especies de plantas para cada hábitat y para el total del área censada del remanente de bosque decíduo secundario.

Especies	Área perturbada					Transición					Bosque					Muestra total				
	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp
Parcelas 10m²																				
<i>Abutilon giganteum</i>	1	4	1.00	2.00	C	1	7	1.75	3.50	C	0	0	0.00	0.00		2	11	0.92	2.23	C
<i>Acacia glomerosa</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.25	0.50	A	2	2	0.17	0.39	A
<i>Acacia macracantha</i>	1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		0	1	0.08	0.29	A
<i>Acacia paniculata</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.25	0.50	A	2	2	0.17	0.39	A
<i>Agave cocui</i>	2	3	0.75	0.96	A	4	19	4.75	2.50	A	1	3	0.75	1.50	C	7	25	2.08	2.54	C
<i>Arrabidaea corallina</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A
<i>Banisteriopsis muricata</i>	3	8	2.00	2.71	C	3	16	4.00	3.83	C	3	23	5.75	5.68	C	9	47	3.92	4.17	C
<i>Bauhinia glabra</i>	2	8	2.00	2.45	C	4	23	5.75	1.26	R	4	25	6.25	3.59	C	10	56	4.67	3.08	C
<i>Bredemeyera floribunda</i>	2	4	1.00	1.41	C	4	10	2.50	3.00	C	2	4	1.00	1.41	C	8	18	1.50	2.02	C
<i>Bromelia pinguin</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		1	1	0.08	0.29	A
<i>Bursera simaruba</i>	0	0	0.00	0.00		2	2	0.50	0.58	R	1	1	0.25	0.50	A	3	3	0.25	0.45	A
<i>Calliandra glomerulata</i>	1	1	0.25	0.50	A	2	5	1.25	1.89	C	2	9	2.25	2.63	C	5	15	1.25	1.91	C
<i>Calliandra riparia</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	2	3	0.75	0.96	A	3	4	0.33	0.65	A
<i>Capparis flexuosa</i>	0	0	0.00	0.00		4	11	2.75	1.71	A	2	5	1.25	1.89	C	6	16	1.33	1.78	C
<i>Capparis odoratissima</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	2	8	2.00	3.37	C	3	9	0.75	2.01	C
<i>Ceiba pentandra</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A
<i>Cereus hexagonus</i>	0	0	0.00	0.00		44	16	4.00	2.58	C	2	2	0.50	0.58	R	46	18	1.50	2.32	C
<i>Cestrum alternifolium</i>	0	0	0.00	0.00		1	2	0.50	1.00	C	0	0	0.00	0.00		1	2	0.17	0.58	C
<i>Chiococca alba</i>	1	1	0.25	0.50	A	2	3	0.75	0.96	A	4	6	1.50	1.00	R	7	10	0.83	0.94	A
<i>Cissus sicyoides</i>	2	3	0.75	0.96	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	3	0.25	0.62	C
<i>Citharexylum subthyrsoideum</i>	0	0	0.00	0.00		4	9	2.25	0.50	R	1	1	0.25	0.50	A	5	10	0.83	1.11	C
<i>Clusia minor</i>	1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		2	2	0.17	0.39	A
<i>Coccoloba caracasana</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	C	1	1	0.08	0.29	A
<i>Cordia alliodora</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.25	0.50	A	2	2	0.17	0.39	A
<i>Coursetia ferruginea</i>	0	0	0.00	0.00		3	4	1.00	0.82	R	0	0	0.00	0.00		3	4	0.33	0.65	A
<i>Coutarea hexandra</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	11	2.75	3.40	C	2	11	0.92	2.23	C
<i>Croton bredemeyeri</i>	1	2	0.50	1.00	C	0	0	0.00	0.00		1	2	0.50	1.00	C	2	4	0.33	0.78	C
<i>Croton conduplicatus</i>	1	2	0.50	1.00	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.17	0.58	C
<i>Croton fragilis</i>	1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.08	0.29	A
<i>Croton pungens</i>	2	6	1.50	1.91	C	1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.25	0.50	A	4	8	0.67	1.23	C
<i>Croton scaber</i>	1	2	0.50	1.00	C	0	0	0.00	0.00		3	6	1.50	1.29	A	4	8	0.67	1.07	C
<i>Erythroxylum densum</i>	1	2	0.50	1.00	C	4	14	3.50	1.73	A	4	23	5.75	2.22	A	9	39	3.25	2.73	C
<i>Erythroxylum orinocense</i>	1	6	1.50	3.00	C	4	26	6.50	2.38	A	4	31	7.75	6.50	C	9	63	5.25	4.85	C
<i>Eugenia casearioides</i>	1	2	0.50	1.00	C	3	15	3.75	4.92	C	4	19	4.75	2.99	C	8	36	3.00	3.59	C

Tamaño Parcelas	Área perturbada					Transición					Bosque					Muestra total					
	Especies	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp
Parcelas 10m² (cont.)																					
<i>Eugenia mcvaughii</i>	0	0	0.00	0.00		1	2	0.50	1.00	C	0	0	0.00	0.00		1	2	0.17	0.58	C	
<i>Ficus obtusifolia</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
<i>Furcraea geminispina</i>	0	0	0.00	0.00		4	7	1.75	0.50	R	1	1	0.25	0.50	A	5	8	0.67	0.89	A	
<i>Furcraea humboldtiana</i>	2	2	0.50	0.58	R	2	3	0.75	0.96	A	1	1	0.25	0.50	A	5	6	0.50	0.67	A	
<i>Gaudichaudia albida</i>	1	2	0.50	1	C	1	2	0.50	1.00	C	0	0	0.00	0.00		2	4	0.33	0.78	C	
<i>Gouania polygama</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
<i>Guapira ferruginea</i>	1	1	0.25	0.50	A	2	2	0.50	0.58	R	0	0	0.00	0.00		3	3	0.25	0.45	A	
<i>Guettarda roupalaefolia</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	6	1.50	3.00	C	1	6	0.50	1.73	C	
<i>Heteropteris alata</i>	1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		2	5	1.25	1.50	C	3	6	0.50	1.00	C	
<i>Heteropteris prunifolia</i>	0	0	0.00	0.00		3	27	6.75	5.56	C	1	1	0.25	0.50	A	4	28	2.33	4.38	C	
<i>Hura crepitans</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	2	0.50	0.58	R	2	2	0.17	0.39	A	
<i>Lonchocarpus fendleri</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
<i>Machaerium acuminatum</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.25	0.50	A	2	2	0.17	0.39	A	
<i>Machaerium robiniaefolium</i>	1	1	0.25	0.50	A	4	9	2.25	1.50	A	3	10	2.50	2.52	C	8	20	1.67	1.87	C	
<i>Machaerium tovarense</i>	0	0	0.00	0.00		2	2	0.50	1.00	C	4	7	1.75	0.96	R	6	9	0.75	1.06	C	
<i>Malpighia gfabra</i>	0	0	0.00	0.00		2	9	2.25	3.86	C	0	0	0.00	0.00		2	9	0.75	2.30	C	
<i>Miconia laevigata</i>	1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		2	4	1.00	1.15	A	3	5	0.42	0.79	C	
<i>Onciduin nudum</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		1	1	0.08	0.29	A	
<i>Opuntia boldinghii</i>	0	0	0.00	0.00		2	24	6.00	10.71	C	0	0	0.00	0.00		2	24	2.00	6.32	C	
<i>Pachira insignis</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
<i>Passiflora edulis</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		1	1	0.08	0.29	A	
<i>Paullinia fuscescens</i>	1	2	0.50	1.00	C	4	10	2.50	1.00	R	2	4	1.00	1.15	A	7	16	1.33	1.30	A	
<i>Phoradendron mucronatum</i>	0	0	0.00	0.00		2	6	1.50	1.73	C	0	0	0.00	0.00		2	6	0.50	1.17	C	
<i>Phoradendron tubulosum</i>	0	0	0.00	0.00		3	5	1.25	1.26	A	0	0	0.00	0.00		3	5	0.42	0.90	C	
<i>Phoradendron quadrangulare</i>	1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.08	0.29	A	
<i>Phthirusa delicatula</i>	0	0	0.00	0.00		2	2	0.50	0.58	R	0	0	0.00	0.00		2	2	0.17	0.39	A	
<i>Phthirusa stelis</i>	0	0	0.00	0.00		2	2	0.50	0.58	R	0	0	0.00	0.00		2	2	0.17	0.39	A	
<i>Prokia flava</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	5	1.25	1.89	C	2	5	0.42	1.16	C	
<i>Psidium sartorianum</i>	0	0	0.00	0.00		2	2	0.50	0.58	R	3	4	1.00	0.82	R	5	6	0.50	0.67	A	
<i>Randia dioica</i>	1	1	0.25	0.50	A	4	11	2.75	1.50	A	4	10	2.50	0.58	R	9	22	1.83	1.47	A	
<i>Rondeletia mollis</i>	0	0	0.00	0.00		1	3	0.75	1.50	C	1	6	1.50	3.00	C	2	9	0.75	1.86	C	
<i>Securidaca scandens</i>	4	10	2.50	1.00	R	4	30	7.50	3.11	A	4	38	9.50	5.07	C	12	78	6.50	4.40	C	
<i>Senna oxyphylla</i>	0	0	0.00	0.00		3	5	1.25	1.26	A	1	1	0.25	0.50	A	4	6	0.50	0.90	C	
<i>Senna pallida</i>	4	13	3.25	1.26	R	3	16	4.00	3.16	C	0	0	0.00	0.00		7	29	2.42	2.54	C	
<i>Serjania paniculata</i>	3	3	0.75	0.50	R	3	6	1.50	1.29	A	3	8	2.00	1.83	C	9	17	1.42	1.31	A	
<i>Serjania rhombea</i>	3	4	1.00	0.82	R	4	13	3.25	1.50	A	3	5	1.25	0.96	A	10	22	1.83	1.47	A	

Tamaño Parcelas	Área perturbada					Transición					Bosque					Muestra total					
	Especies	Frec.	Nº Tot.	X	DS	Disp	Frec.	Nº Tot.	X	DS	Disp	Frec.	Nº Tot.	X	DS	Disp	Frec.	Nº Tot.	X	DS	Disp
Parcelas 10m² (cont.)																					
<i>Smilax guianensis</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
<i>Smilax mexicana</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
<i>Solanum gardneri</i>	2	6	1.50	1.91	C	1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		3	7	0.58	1.24	C	
<i>Solanum hazenii</i>	2	3	0.75	0.96	A	1	1	0.25	0.50	A	0	0	0.00	0.00		3	4	0.33	0.65	A	
<i>Sorocea sprucei</i>	1	1	0.25	0.50	A	2	7	1.75	2.06	C	3	4	1.00	0.82	R	6	12	1.00	1.35	C	
<i>Tabebuia chrysantha</i>	1	1	0.25	0.50	A	1	6	1.50	3.00	C	2	3	0.75	0.96	A	4	10	0.83	1.75	C	
<i>Tabebuia roscea</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
<i>Tillandsia flexuosa</i>	0	0	0.00	0.00		3	34	8.50	12.61	C	0	0	0.00	0.00		3	34	2.83	7.80	C	
<i>Tillandsia recurvata</i>	0	0	0.00	0.00		2	5	1.25	1.50	C	0	0	0.00	0.00		2	5	0.42	1.00	C	
<i>Tillandsia tenuifolia</i>	0	0	0.00	0.00		1	3	0.75	1.50	C	0	0	0.00	0.00		1	3	0.25	0.87	C	
<i>Tillandsia usneoides</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
<i>Tillandsia utriculata</i>	0	0	0.00	0.00		3	6	1.50	1.29	A	0	0	0.00	0.00		3	6	0.50	1.00	C	
<i>Trichilia hirta</i>	0	0	0.00	0.00		1	2	0.50	1.00	C	0	0	0.00	0.00		1	2	0.17	0.58	C	
<i>Urvillea ulmacea</i>	1	1	0.25	0.50	A	3	5	1.25	1.26	A	2	5	1.25	1.89	C	6	11	0.92	1.31	C	
<i>Verbesina caracasana</i>	3	8	2.00	2.16	C	3	5	1.25	1.26	A	0	0	0.00	0.00		6	13	1.08	1.56	C	
<i>Ximenesia americana</i>	0	0	0.00	0.00		1	2	0.50	1.00	C	0	0	0.00	0.00		1	2	0.17	0.58	C	
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0	0	0.00	0.00		4	11	2.75	1.26	R	3	4	1.00	0.82	R	7	15	1.25	1.42	C	
<i>Zanthoxylum ciliatum</i>	0	0	0.00	0.00		3	7	1.75	1.71	C	0	0	0.00	0.00		3	7	0.58	1.24	C	
<i>Zanthoxylum monophyllum</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.25	0.50	A	1	1	0.08	0.29	A	
Parcelas 1m²																					
<i>Abutilon umbellatum</i>	10	22	0.55	1.08	A	10	65	1.63	4.48	C	0	0	0.00	0.00		20	87	0.73	2.73	C	
<i>Acalypha alopecuroides</i>	10	88	2.20	8.84	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		10	88	0.73	5.17	C	
<i>Acmella debilis</i>	1	5	0.13	0.79	A	0	0	0.00	0.00		2	8	0.20	0.99	A	3	13	0.11	0.73	R	
<i>Alloispermum caracasenum</i>	2	3	0.08	0.35	R	2	3	0.08	0.35	R	2	3	0.08	0.35	R	6	9	0.08	0.35	R	
<i>Anemopaegma karstenii</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	R	1	1	0.03	0.16	R	2	2	0.02	0.13	R	
<i>Baccharis trinervis</i>	9	14	0.35	0.74	A	10	17	0.43	0.81	A	2	2	0.05	0.22	R	21	33	0.28	0.66	R	
<i>Beadlea lindleyana</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	R	1	1	0.01	0.09	R	
<i>Bidens pilosa</i>	26	121	3.03	4.79	C	4	6	0.15	0.48	R	0	0	0.00	0.00		30	127	1.06	3.09	C	
<i>Borreria assurgens</i>	7	19	0.48	1.15	A	0	0	0.00	0.00		2	6	0.15	0.66	R	9	25	0.21	0.79	A	
<i>Borreria laevis</i>	10	52	1.30	2.92	C	0	0	0.00	0.00		2	3	0.08	0.35	R	12	55	0.46	1.79	C	
<i>Capsicum thomboideum</i>	3	6	0.15	0.58	R	0	0	0.00	0.00		2	2	0.05	0.22	R	5	8	0.07	0.36	R	
<i>Chaetocalyx scandens</i>	13	20	0.50	0.82	A	9	13	0.33	0.66	R	5	6	0.15	0.43	R	27	39	0.33	0.66	R	
<i>Chamaecrista nictitans</i>	1	4	0.10	0.63	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	4	0.03	0.37	R	
<i>Chamaesyce hyssopifolia</i>	3	16	0.40	2.07	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	16	0.13	1.20	A	
<i>Chloris barbata</i>	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	R	
<i>Chromolaena odorata</i>	1	1	0.03	0.16	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	R	

Tamaño Parcelas Especies	Área perturbada					Transición					Bosque					Muestra total					
	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	
Parcelas 1m² (cont.)																					
<i>Commelina erecta</i>	9	15	0.38	0.74	A	2	2	0.05	0.22	R	0	0	0.00	0.00		11	17	0.14	0.47	R	
<i>Condylidium iresinoides</i>	8	15	0.38	0.90	A	1	1	0.03	0.16	R	0	0	0.00	0.00		9	16	0.13	0.55	R	
<i>Convolvulus nodiflorus</i>	8	9	0.23	0.48	A	12	13	0.33	0.53	R	1	1	0.03	0.16	R	21	23	0.19	0.44	R	
<i>Cordia curassavica</i>	1	1	0.03	0.16	R	3	9	0.23	1.00	A	0	0	0.00	0.00		4	10	0.08	0.59	R	
<i>Coursetia caribaea</i>	13	58	1.45	2.76	C	17	49	1.23	1.76	C	1	1	0.03	0.16	R	31	108	0.90	1.98	C	
<i>Cynanchum parviflorum</i>	5	5	0.13	0.33	R	4	5	0.13	0.40	R	0	0	0.00	0.00		9	10	0.08	0.31	R	
<i>Cyrtopodium punctatum</i>	0	0	0.00	0.00		1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	R	
<i>Dalea carthagenensis</i>	15	36	0.90	1.61	C	5	8	0.20	0.61	R	0	0	0.00	0.00		20	44	0.37	1.06	A	
<i>Dalechampia scandens</i>	5	6	0.15	0.43	R	10	14	0.35	0.70	R	2	2	0.05	0.22	R	17	22	0.18	0.50	R	
<i>Delilia biflora</i>	3	17	0.43	1.62	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	17	0.14	0.95	A	
<i>Desmanthus virgatus</i>	20	290	7.25	16.75	C	1	4	0.10	0.63	R	0	0	0.00	0.00		21	294	2.45	10.18	C	
<i>Desmodium affine</i>	1	8	0.20	1.26	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	8	0.07	0.73	R	
<i>Desmodium incanum</i>	1	50	1.25	7.91	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	50	0.42	4.56	C	
<i>Desmodium procumbens</i>	15	39	0.98	1.59	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		15	39	0.33	1.02	A	
<i>Diodia teres</i>	11	50	1.25	3.36	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		11	50	0.42	2.02	C	
<i>Dioscoria trifoliata</i>	0	0	0.00	0.00		1	2	0.05	0.32	R	1	1	0.03	0.16	R	2	3	0.03	0.20	R	
<i>Emilia fosbergii</i>	2	7	0.18	0.84	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	7	0.06	0.49	R	
<i>Euphorbia cyathophora</i>	7	9	0.23	0.48	R	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		8	11	0.09	0.34	R	
<i>Euphorbia graminea</i>	4	32	0.80	2.69	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		4	32	0.27	1.59	C	
<i>Euphorbia heterophylla</i>	2	2	0.05	0.22	R	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		3	4	0.03	0.22	R	
<i>Evolvulus tenuis</i>	3	19	0.48	1.84	C	1	3	0.08	0.47	R	0	0	0.00	0.00		4	22	0.18	1.11	A	
<i>Galactia striata</i>	6	15	0.38	1.13	A	4	7	0.18	0.55	R	0	0	0.00	0.00		10	22	0.18	0.73	R	
<i>Gaya dominguensis</i>	5	10	0.25	0.78	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		5	10	0.08	0.46	R	
<i>Heliotropium angiospermum</i>	12	32	0.80	2.59	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		12	32	0.27	1.53	C	
<i>Heliotropium indicum</i>	1	1	0.03	0.16	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	R	
<i>Herissantia crispa</i>	8	14	0.35	0.80	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		8	14	0.12	0.49	R	
<i>Hippeastrum solandriflorum</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	3	0.08	0.27	R	3	3	0.03	0.16	R	
<i>Hybanthus attenuatus</i>	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	R	
<i>Paspalum venezuelae</i>	2	5	0.13	0.56	R	4	20	0.50	1.81	C	0	0	0.00	0.00		6	25	0.21	1.11	A	
<i>Ipomoea nil</i>	3	3	0.08	0.27	R	1	2	0.05	0.32	R	2	2	0.05	0.22	R	6	7	0.06	0.27	R	
<i>Ipomoea ochracea</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	R	1	1	0.01	0.09	R	
<i>Ipomoea turbinata</i>	1	1	0.03	0.16	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	R	
<i>Kalanchoe pinnata</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	R	1	1	0.01	0.09	R	
<i>Kallstroemia maxima</i>	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	R	
<i>Lagascea mollis</i>	22	198	4.95	9.21	C	4	9	0.23	0.86	A	0	0	0.00	0.00		26	207	1.73	5.77	C	
<i>Lantana achyranthifolia</i>	1	6	0.15	0.95	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	6	0.05	0.55	R	

Tamaño Parcelas Especies	Área perturbada					Transición					Bosque					Muestra total					
	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp	
Parcelas 1m² (cont.)																					
<i>Lantana canescens</i>	17	50	1.25	1.98	C	13	36	0.90	1.72	C	0	0	0.00	0.00		30	86	0.72	1.59	C	
<i>Lantana caracasana</i>	11	32	0.80	1.87	C	4	11	0.28	0.85	A	4	11	0.28	0.85	A	19	54	0.45	1.30	A	
<i>Lasiacis sorghoidea</i>	1	5	0.13	0.79	A	11	25	0.63	1.17	A	8	23	0.58	1.36	C	20	53	0.44	1.14	A	
<i>Leersia ligularis</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		6	18	0.45	1.36	C	6	18	0.15	0.81	A	
<i>Leonotis nepetaefolia</i>	2	5	0.13	0.56	R	0	0	0.00	0.00		1	4	0.10	0.63	R	3	9	0.08	0.49	R	
<i>Leptochloa domingensis</i>	2	3	0.08	0.35	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	3	0.03	0.20	R	
<i>Malvastrum coromandelianum</i>	22	192	4.80	8.62	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		22	192	1.60	5.43	C	
<i>Mandevilla subsagittata</i>	1	1	0.03	0.16	R	0	0	0.00	0.00		2	2	0.05	0.22	R	3	3	0.03	0.16	R	
<i>Melochia caracasana</i>	11	16	0.40	0.74	R	2	3	0.08	0.35	R	2	2	0.05	0.22	R	15	21	0.18	0.51	R	
<i>Merremia aegyptia</i>	0	0	0	0		1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	R	
<i>Mimosa albida</i>	11	22	0.55	1.20	A	8	18	0.45	1.06	A	5	10	0.25	0.78	A	24	50	0.42	1.03	A	
<i>Mimosa pudica</i>	1	1	0.03	0.16	R	3	3	0.08	0.27	R	0	0	0.00	0.00		4	4	0.03	0.18	R	
<i>Mirabilis violaceae</i>	6	13	0.33	0.86	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		6	13	0.11	0.52	R	
<i>Nissolia fruticosa</i>	2	2	0.05	0.22	R	5	7	0.18	0.50	R	7	7	0.18	0.38	R	14	16	0.13	0.39	R	
<i>Ocimum micranthum</i>	3	8	0.20	0.97	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	8	0.07	0.56	R	
<i>Oeceoclades maculata</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.05	0.32	R	1	2	0.02	0.18	R	
<i>Oxalis barrelieri</i>	4	8	0.20	0.72	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		4	8	0.07	0.42	R	
<i>Oxalis comiculata</i>	3	5	0.13	0.46	R	0	0	0.00	0.00		2	3	0.08	0.35	R	5	8	0.07	0.34	R	
<i>Panicum maximum</i>	1	9	0.23	1.42	C	3	4	0.10	0.38	R	0	0	0.00	0.00		4	13	0.11	0.85	A	
<i>Paspalum fimbriatum</i>	18	102	2.55	4.71	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		18	102	0.85	2.96	C	
<i>Paspalum molle</i>	6	22	0.55	1.85	A	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		7	23	0.19	1.00	A	
<i>Phyllanthus niruri</i>	7	24	0.60	1.65	C	1	1	0.03	0.16	R	0	0	0.00	0.00		8	25	0.21	0.99	A	
<i>Physalis pubescens</i>	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	R	
<i>Polygala caracasana</i>	2	5	0.13	0.56	R	2	4	0.10	0.44	R	0	0	0.00	0.00		4	9	0.08	0.41	R	
<i>Porophyllum leiocarpum</i>	4	9	0.23	0.73	A	1	1	0.03	0.16	R	0	0	0.00	0.00		5	10	0.08	0.44	R	
<i>Ruellia tuberosa</i>	3	10	0.25	0.90	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	10	0.08	0.53	R	
<i>Salvia coccinea</i>	3	7	0.18	0.64	R	1	3	0.08	0.47	R	0	0	0.00	0.00		4	10	0.08	0.46	R	
<i>Setaria setosa</i>	2	4	0.10	0.44	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	4	0.03	0.26	R	
<i>Sida glutinosa</i>	9	21	0.53	1.13	A	2	2	0.05	0.22	R	0	0	0.00	0.00		11	23	0.19	0.70	R	
<i>Sida spinosa</i>	11	153	3.83	9.55	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		11	153	1.28	5.76	C	
<i>Solanum americanum</i>	5	8	0.20	0.61	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		5	8	0.07	0.36	R	
<i>Sporobolus indicus</i>	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	R	
<i>Trixis divaricata</i>	4	14	0.35	1.25	A	10	16	0.40	0.74	R	1	1	0.03	0.16	R	15	31	0.26	0.85	A	
<i>Trixis inula</i>	2	2	0.05	0.22	R	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		3	4	0.03	0.22	R	
<i>Urochloa fasciculata</i>	9	19	0.48	1.13	A	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		10	21	0.18	0.71	A	

Tamaño Parcelas Especies	Área perturbada					Transición					Bosque					Muestra total				
	Frec.	Nº Tot.	X	DS	Disp	Frec.	Nº Tot.	X	DS	Disp	Frec.	Nº Tot.	X	DS	Disp	Frec.	Nº Tot.	X	DS	Disp
Parcelas 1m² (cont.)																				
<i>Vernonia gracilis</i>	8	11	0.28	0.60	R	3	3	0.08	0.27	R	0	0	0.00	0.00		11	14	0.12	0.39	R
<i>Wedelia calycina</i>	29	70	1.75	1.51	C	28	77	1.93	1.83	C	8	15	0.38	0.95	A	65	162	1.35	1.62	C
<i>Wissadula contracta</i>	6	10	0.25	0.67	R	1	2	0.05	0.32	R	0	0	0.00	0.00		7	12	0.10	0.44	R
<i>Youngia japonica</i>	1	1	0.03	0.16	R	0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	R	2	2	0.02	0.13	R
<i>Zapoteca caracasana</i>	1	5	0.13	0.79	A	2	8	0.20	0.91	A	0	0	0.00	0.00		3	13	0.11	0.70	A

Frec. = frecuencia, número de parcelas en las cuales ocurrían las especies. Nº tot. = número total de individuos registrados en cada hábitat (40m²) y para la muestra total (120m²). X = número promedio de individuos en cada hábitat y en el total de la muestra. DS = desviación estándar. Disp. = Disposición horizontal de las especies: C = agregada, R = regular, A = Azar.

Anexo 3. Parámetros de abundancia y disposición horizontal de individuos juveniles presentes en cada hábitat y en el total del área censada en el remanente de bosque deciduo secundario.

ESPECIE	Área perturbada					Transición					Bosque					Muestra total				
	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp.	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp.	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp.	Frec.	N° Tot.	X	DS	Disp.
<i>Abutilon giganteum</i>	1	8	0.20	1.26	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	8	0.07	0.73	C
<i>Abutilon umbellatum</i>	2	3	0.08	0.35	C	5	28	0.70	2.30	C	0	0	0.00	0.00		7	31	0.26	1.37	C
<i>Acacia macracantha</i>	1	2	0.05	0.32	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	C
<i>Acalypha alopecuroides</i>	2	3	0.08	0.35	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	3	0.03	0.20	C
<i>Acmella debilis</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	1	1	0.01	0.09	A
<i>Agave cocui</i>	1	2	0.05	0.32	C	2	7	0.18	0.96	C	0	0	0.00	0.00		3	9	0.08	0.58	C
<i>Alloispermum caracasenum</i>	1	4	0.10	0.63	C	0	0	0.00	0.00		4	13	0.33	1.10	C	5	17	0.14	0.74	C
<i>Anemopaegma karstenii</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.05	0.32	C	1	2	0.02	0.18	C
<i>Baccharis trinervis</i>	9	39	0.98	2.60	C	3	4	0.10	0.38	A	0	0	0.00	0.00		12	43	0.36	1.57	C
<i>Banisteriopsis muricata</i>	11	26	0.65	1.19	C	4	14	0.35	1.49	C	5	14	0.35	0.95	C	20	54	0.45	1.23	C
<i>Bauhinia glabra</i>	5	14	0.35	1.17	C	11	20	0.50	0.99	C	29	89	2.23	2.12	C	45	123	1.03	1.72	C
<i>Bidens pilosa</i>	15	57	1.43	2.69	C	2	6	0.15	0.70	C	0	0	0.00	0.00		17	63	0.53	1.71	C
<i>Borreria assurgens</i>	6	16	0.40	1.37	C	0	0	0.00	0.00		1	7	0.18	1.11	C	7	23	0.19	1.02	C
<i>Borreria laevis</i>	7	21	0.53	1.48	C	0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	8	22	0.18	0.89	C
<i>Bredemeyera floribunda</i>	6	9	0.23	0.62	C	1	1	0.03	0.16	A	2	3	0.08	0.35	C	9	13	0.11	0.43	C
<i>Bursera simaruba</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	1	1	0.01	0.09	A
<i>Calliandra glomerulata</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		3	5	0.13	0.52	C	4	6	0.05	0.31	C
<i>Capparis flexuosa</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		2	2	0.05	0.22	A	3	3	0.03	0.16	A
<i>Capparis odoratissima</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		4	8	0.20	0.69	C	5	9	0.08	0.41	C
<i>Capsicum rhomboideum</i>	2	5	0.13	0.56	C	0	0	0.00	0.00		1	2	0.05	0.32	C	3	7	0.06	0.37	C
<i>Ceiba pentandra</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	2	0.05	0.22	A	2	2	0.02	0.13	A
<i>Cereus hexagonus</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Cestrum alternifolium</i>	0	0	0.00	0.00		2	5	0.13	0.56	C	0	0	0.00	0.00		2	5	0.04	0.33	C
<i>Chaetocalyx scandens</i>	7	11	0.28	0.68	C	4	4	0.10	0.30	A	2	2	0.05	0.22	A	13	17	0.14	0.45	A
<i>Chamaecrista nictitans</i>	2	2	0.05	0.32	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	2	0.02	0.18	C
<i>Chamaesyce hyssopifolia</i>	1	2	0.05	0.32	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	C
<i>Chiococca alba</i>	4	13	0.33	1.02	C	1	2	0.05	0.32	C	4	5	0.13	0.40	A	9	20	0.17	0.67	C
<i>Chromolaena odorata</i>	1	4	0.10	0.63	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	4	0.03	0.37	C
<i>Citharexylum subthyrsoideum</i>	3	5	0.13	0.52	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	5	0.04	0.30	C
<i>Clusia minor</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Coccoloba caracasana</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	4	0.10	0.63	C	1	4	0.03	0.37	C
<i>Commelina erecta</i>	2	9	0.23	1.14	C	1	2	0.05	0.32	C	0	0	0.00	0.00		3	11	0.09	0.69	C

<i>Condylidium iresinoides</i>	8	37	0.93	2.42	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		8	37	0.31	1.45	C
<i>Convolvulus nodiflorus</i>	2	2	0.05	0.22	A	2	2	0.05	0.22	A	0	0	0.00	0.00		4	4	0.03	0.18	A
<i>Cordia curassavica</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Coursetia caribaea</i>	5	35	0.88	3.60	C	7	76	1.90	5.55	C	0	0	0.00	0.00		12	111	0.93	3.87	C
<i>Coutarea hexandra</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		5	11	0.28	0.85	C	6	12	0.10	0.51	C
<i>Croton bredemeyeri</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Croton conduplicatus</i>	2	2	0.05	0.22	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	2	0.02	0.13	A
<i>Croton pungens</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	1	1	0.01	0.09	A
<i>Croton scaber</i>	2	2	0.05	0.22	A	0	0	0.00	0.00		2	4	0.10	0.50	C	4	6	0.05	0.31	C
<i>Cynanchum parviflorum</i>	8	18	0.45	1.06	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		8	18	0.15	0.64	C
<i>Dalea carthagenensis</i>	3	47	1.18	6.35	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	47	0.39	3.68	C
<i>Delilia biflora</i>	2	4	0.10	0.44	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	4	0.03	0.26	C
<i>Desmanthus virgatus</i>	6	56	1.40	4.80	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		6	56	0.47	2.83	C
<i>Desmodium procumbens</i>	2	4	0.10	0.50	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	4	0.03	0.29	C
<i>Diodia teres</i>	4	8	0.20	0.65	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		4	8	0.07	0.38	C
<i>Emilia fosbergii</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	2	2	0.02	0.13	A
<i>Erythroxylum densum</i>	7	21	0.53	1.71	C	6	24	0.60	1.74	C	9	17	0.43	0.93	C	22	62	0.52	1.49	C
<i>Erythroxylum orinocense</i>	10	33	0.83	2.00	C	14	53	1.33	2.18	C	10	25	0.63	1.33	C	34	111	0.93	1.88	C
<i>Eugenia casearioides</i>	0	0	0.00	0.00		2	4	0.10	0.44	C	7	8	0.20	0.46	A	9	12	0.10	0.38	A
<i>Euphorbia graminea</i>	4	10	0.25	0.84	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		4	10	0.08	0.50	C
<i>Euphorbia heterophylla</i>	0	0	0.00	0.00		1	7	0.18	1.11	C	0	0	0.00	0.00		1	7	0.06	0.64	C
<i>Evolvulus tenuis</i>	3	11	0.28	1.13	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	11	0.09	0.66	C
<i>Galactia striata</i>	3	4	0.10	0.38	A	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		4	5	0.04	0.24	A
<i>Gaudichaudia albida</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Gaya domingensis</i>	1	9	0.23	1.42	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	9	0.08	0.82	C
<i>Guapira ferrugínea</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Heliotropium angiospermum</i>	4	7	0.18	0.68	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		4	7	0.06	0.40	C
<i>Heteropteris alata</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.05	0.32	C	1	2	0.02	0.18	C
<i>Heteropteris prunifolia</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Hura crepitans</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	4	4	0.10	0.30	A	5	5	0.04	0.20	A
<i>Ipomoea nil</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.05	0.32	C	1	2	0.02	0.18	C
<i>Kalanchoe pinnata</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	3	0.08	0.47	C	1	3	0.03	0.27	C
<i>Lagascea mollis</i>	11	46	1.15	2.90	C	2	4	0.10	0.50	C	0	0	0.00	0.00		13	50	0.42	1.77	C
<i>Lantana achyranthifolia</i>	1	2	0.05	0.32	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	2	0.02	0.18	C
<i>Lantana canescens</i>	6	23	0.58	1.65	C	3	6	0.15	0.58	C	1	1	0.03	0.16	A	10	30	0.25	1.03	C
<i>Lantana caracasana</i>	6	42	1.05	3.12	C	0	0	0.00	0.00		3	7	0.18	0.71	C	9	49	0.41	1.89	C
<i>Leersia ligularis</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	3	0.08	0.47	C	1	3	0.03	0.27	C

<i>Leonotis nepetaefolia</i>	1	2	0.05	0.32	C	0	0	0.00	0.00		1	4	0.10	0.63	C	2	6	0.05	0.41	C
<i>Leptochloa domingensis</i>	1	4	0.10	0.63	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	4	0.03	0.37	C
<i>Machaerium robiniaefolium</i>	4	6	0.15	0.53	C	1	1	0.03	0.16	A	4	13	0.33	1.14	C	9	20	0.17	0.74	C
<i>Machaerium tovarensis</i>	1	2	0.05	0.32	C	1	1	0.03	0.16	A	4	4	0.10	0.30	A	6	7	0.06	0.27	A
<i>Malpighia glabra</i>	0	0	0.00	0.00		2	4	0.10	0.44	C	0	0	0.00	0.00		2	4	0.03	0.26	C
<i>Malvastrum coromandelianum</i>	19	429	10.73	24.42	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		19	429	3.58	14.88	C
<i>Mandevilla subsagittata</i>	2	5	0.13	0.56	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	5	0.04	0.33	C
<i>Melochia caracasana</i>	3	4	0.10	0.38	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	4	0.03	0.22	A
<i>Miconia laevigata</i>	2	14	0.35	1.56	C	0	0	0.00	0.00		2	5	0.13	0.56	C	4	19	0.16	0.96	C
<i>Mimosa albida</i>	6	20	0.50	1.38	C	0	0	0.00	0.00		4	12	0.30	0.94	C	10	32	0.27	0.98	C
<i>Mirabilis violaceae</i>	3	5	0.13	0.52	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	5	0.04	0.30	C
<i>Nissolia fruticosa</i>	2	2	0.05	0.22	A	0	0	0.00	0.00		2	3	0.08	0.35	C	4	5	0.04	0.24	A
<i>Ocimum micranthum</i>	2	4	0.10	0.50	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	4	0.03	0.29	C
<i>Oxalis barrelieri</i>	1	3	0.08	0.47	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	3	0.03	0.27	C
<i>Oxalis corniculata</i>	1	2	0.05	0.32	C	0	0	0.00	0.00		2	5	0.13	0.56	C	3	7	0.06	0.37	C
<i>Paullinia fuscescens</i>	2	6	0.15	0.80	C	1	1	0.03	0.16	A	2	3	0.08	0.35	C	5	10	0.08	0.51	C
<i>Phyllanthus niruri</i>	1	3	0.08	0.47	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	3	0.03	0.27	C
<i>Polygala caracasana</i>	2	4	0.10	0.50	C	0	0	0.00	0.00		1	21	0.53	3.32	C	3	25	0.21	1.94	C
<i>Porophyllum leiocarpum</i>	3	6	0.15	0.58	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	6	0.05	0.34	C
<i>Psidium sartorianum</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	1	1	0.01	0.09	A
<i>Randia dioica</i>	4	6	0.15	0.48	A	5	11	0.28	0.82	C	3	4	0.10	0.38	A	12	21	0.18	0.59	C
<i>Rondeletia mollis</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	2	0.05	0.22	A	2	2	0.02	0.13	A
<i>Ruellia tuberosa</i>	3	14	0.35	1.76	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		3	14	0.12	1.02	C
<i>Salvia coccinea</i>	2	13	0.33	1.54	C	0	0	0.00	0.00		2	1	0.05	0.32	C	4	15	0.13	0.91	C
<i>Securidaca scandens</i>	19	46	1.15	1.76	C	16	38	0.95	1.45	C	26	131	3.28	4.33	C	61	215	1.79	3.00	C
<i>Senna pallida</i>	4	12	0.30	1.11	C	1	2	0.05	0.32	C	0	0	0.00	0.00		5	14	0.12	0.68	C
<i>Serjania paniculata</i>	3	5	0.13	0.52	C	0	0	0.00	0.00		2	5	0.13	0.56	C	5	10	0.08	0.44	C
<i>Serjania rhombea</i>	3	5	0.13	0.46	C	1	1	0.03	0.16	A	2	5	0.13	0.65	C	6	11	0.09	0.47	C
<i>Sida glutinosa</i>	0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Sida spinosa</i>	6	51	1.28	3.90	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		6	51	0.43	2.31	C
<i>Solanum gardneri</i>	7	33	0.83	2.37	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		7	33	0.28	1.41	C
<i>Solanum hazenii</i>	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.01	0.09	A
<i>Sorocea sprucei</i>	3	5	0.13	0.52	C	2	3	0.08	0.35	C	2	3	0.08	0.35	C	7	11	0.09	0.41	C
<i>Tabebuia chrysantha</i>	0	0	0.00	0.00		4	19	0.48	1.85	C	5	5	0.13	0.33	A	9	24	0.20	1.10	C
<i>Trixis divaricata</i>	5	38	0.95	3.41	C	0	0	0.00	0.00		1	2	0.05	0.32	C	6	40	0.33	2.01	C
<i>Trixis inula</i>	2	2	0.05	0.32	C	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		3	3	0.03	0.20	C

<i>Urvillea ulmacea</i>	1	3	0.08	0.47	C	5	10	0.25	0.78	C	5	8	0.20	0.56	C	11	21	0.18	0.62	C
<i>Verbesina caracasana</i>	2	8	0.20	0.91	C	1	1	0.03	0.16	A	0	0	0.00	0.00		3	9	0.08	0.54	C
<i>Vernonia gracilis</i>	8	50	1.25	3.50	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		8	50	0.42	2.09	C
<i>Wedelia calycina</i>	19	88	2.20	3.50	C	10	18	0.45	0.88	C	9	18	0.45	0.93	C	38	124	1.03	2.29	C
<i>Wissadula contracta</i>	2	8	0.20	0.99	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		2	8	0.07	0.58	C
<i>Youngia japonica</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	3	0.08	0.47	C	1	3	0.03	0.27	C
<i>Zanthoxylum fagara</i>	4	4	0.10	0.30	A	1	2	0.05	0.32	C	1	1	0.03	0.16	A	6	7	0.06	0.27	A
<i>Zanthoxylum ciliatum</i>	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	1	0.03	0.16	A	1	1	0.01	0.09	A
<i>Zapoteca caracasana</i>	1	5	0.13	0.79	C	0	0	0.00	0.00		0	0	0.00	0.00		1	5	0.04	0.46	C

Frec. = frecuencia, número de parcelas en las cuales ocurrían las especies, N° Tot. = número total de individuos registrados en cada hábitat (40m²) y para la muestra total (120m²), X = número promedio de individuos para cada hábitat y para el total de la muestra, DS = desviación standard, Disp. = disposición horizontal de las especies en hábitats y para la muestra total: C = agregada, R = regular, A = azar.

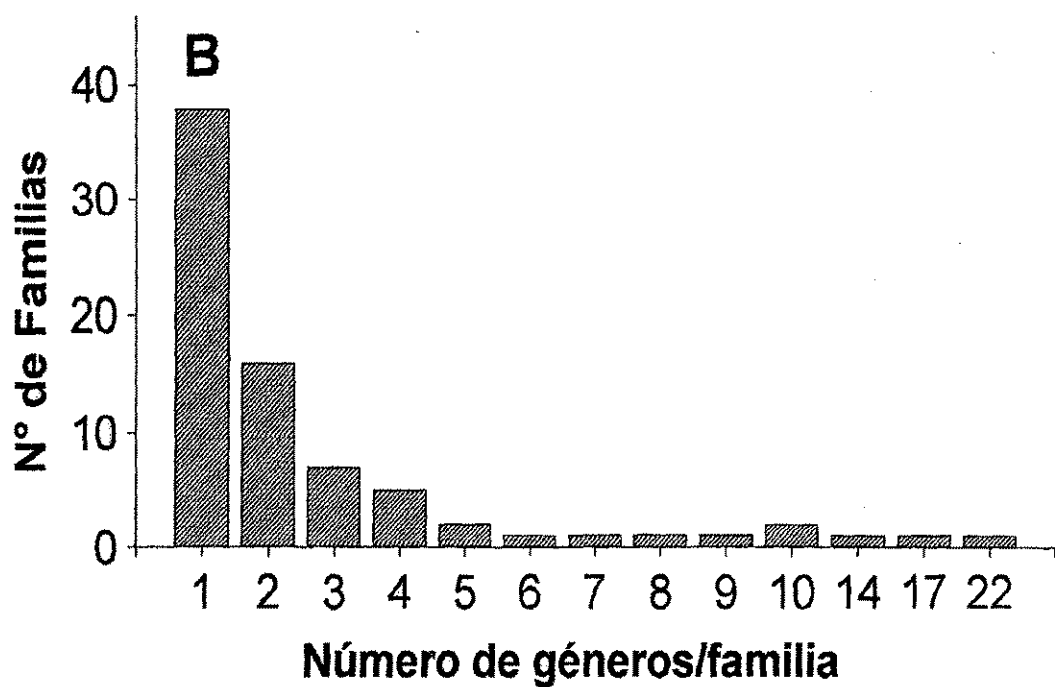
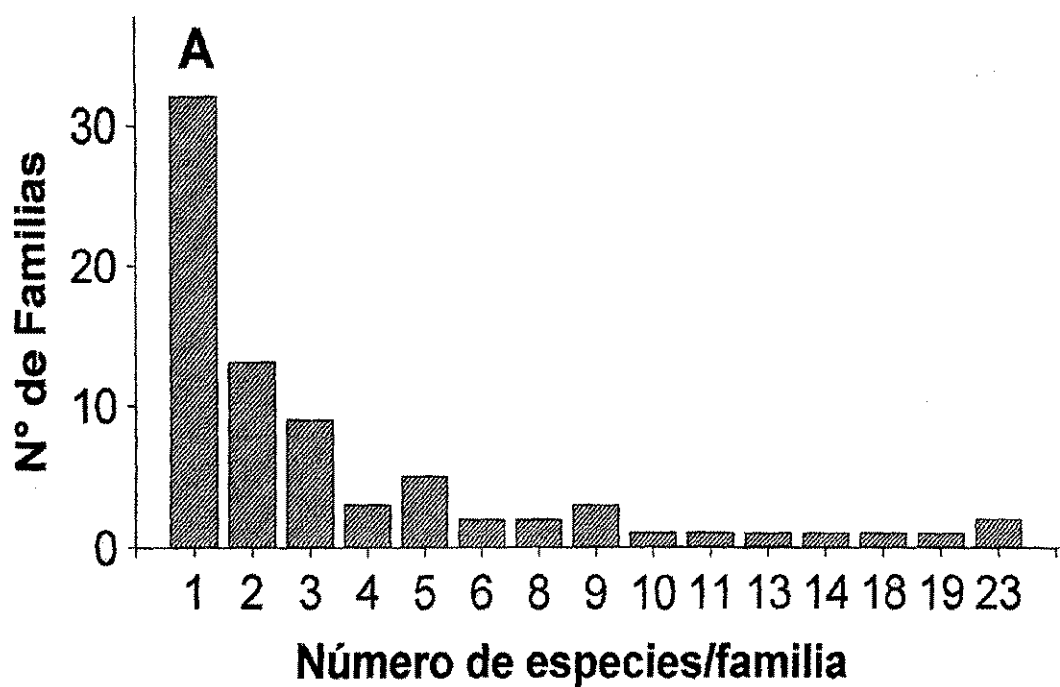


Figura 1. Distribución del número de especies por familia y géneros por familia