

Mirmecofauna y perturbación en un bosque de niebla neotropical (Reserva Natural Hato Viejo, Valle del Cauca, Colombia)

Javier Bustos H. y Patricia Ulloa-Chacón

Departamento de Biología, Universidad del Valle, A.A. 25360, Cali, Colombia.

(Rec. 20-VI-1995. Rev. 13-IX-1995. Acep. 31-I-1996)

Abstract: The study area is located in a highland rain forest of the Colombian Andes in the Farallones de Cali National Park. Between January and August, 1993, a comparison of the ant fauna was carried in nine transects corresponding to three successional stages: primary forest, secondary forest and regeneration area. A total of 25 ant species was recorded; significant differences in species richness and diversity among the three successional stages were found, with the lowest diversity in the regeneration area. Although the difference in diversity between secondary and primary forests was not significant, each of the successional stages has a characteristic species composition. This fact can be related with some factors of their vegetation structure and microclima, such as temperature. Vegetation of primary forests is more complex than that of perturbed areas and, thus, microclimatic stability, allowing specialized behaviors. We found groups of rare species and common species exclusive of each successional stage, that could be considered as indicators of the degree of disturbance.

Key words: Colombia, Andes, ants, diversity, disturbance, indicators.

La actividad antropogénica en los Andes colombianos amenaza seriamente sus bosques nativos, planteando la necesidad de conservar las zonas premontanas y montanas, consideradas como destacados reservorios genéticos en el Neotrópico, centros de diversidad y evolución (Saavedra & Freese 1986), así como importantes reguladores de los ciclos hídricos (Cavelier 1991). El Parque Nacional Natural Los Farallones de Cali no es la excepción, siendo víctima de la minería, la extracción de madera y la construcción (Sarria 1993). Saavedra y Freese (1986) ubicaron dicho parque entre las cinco áreas de máxima prioridad para la protección en todos los Andes tropicales. Terborgh y Winter (1983) le atribuyen un 25% de endemismo en aves, mientras que Kattan (1986) menciona la Cordillera Occidental como la de mayor endemismo en ranas de todo Suramérica. Dentro de este contexto, urge la necesidad de estudiar la fauna y flora de Los Farallones de Cali, así

como de buscar especies indicadoras del grado de perturbación de sus habitats.

Los insectos, utilizados como indicadores de perturbación (Dourojeanni 1990, Brown 1991, Kremen *et al.* 1993), pueden convertirse en un importante instrumento para la evaluación de zonas intervenidas. Con relación a las Formicidae, Majer (1983) y Brown (1991) resaltan algunos atributos como riqueza, abundancia, especialización, facilidad de muestreo, respuesta a cambios medioambientales, fidelidad ecológica, conocimiento taxonómico, importancia funcional en un ecosistema y asociación estrecha con otras especies, que contribuyen a proponer a estos insectos como el mejor grupo indicador. Roth y Perfecto (1994) examinaron los cambios en la diversidad de hormigas en diferentes agroecosistemas comparados con bosque primario, y encontraron que las hormigas pueden ser indicadores útiles en la planificación del uso de la tierra y en el manejo de habitats.

El presente estudio se propuso conocer la fauna de hormigas en un gradiente sucesional de bosque nuboso colombiano, con el fin de implementar un método de diagnóstico rápido y confiable de su estado de perturbación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre enero y agosto de 1993 se hicieron tres visitas a la Reserva Natural Hato Viejo, cuenca del Río Pance, Municipio de Cali, Departamento del Valle, Colombia ($3^{\circ}19'N-76^{\circ}04'W$). La misma se encuentra a 2300 m de elevación, con un promedio de precipitación anual de 3000 mm y corresponde a la zona de vida de Bosque muy húmedo Premontano (Bmh-PM), al interior del Parque Nacional Natural Los Farallones de Cali (INDERENA-FEN 1986, Instituto Geográfico Agustín Codazzi 1988).

En esta reserva se escogieron tres biotopos correspondientes a los siguientes estados sucesionales: a) zona en regeneración: abarca un área de pastizales que fueron afectados por el salivazo del ganado (Homoptera: Cercopidae) y se encuentra en proceso de regeneración natural desde hace 10 años. Aquí predominan plantas pioneras y el suelo posee una considerable capa de humus; b) bosque secundario: área en proceso de regeneración desde hace 25 años. Presenta una elevada proporción de árboles de los géneros *Cecropia* y *Miconia*, así como de helechos; c) bosque primario: caracterizado por una alta diversidad vegetal, árboles con DAP y dosel superior a los observados en los otros dos biotopos, así como un elevado grado de epifitismo. Los grandes árboles maderables se han extraído selectivamente. El sotobosque es relativamente despejado, a pesar de la fuerte incidencia de árboles caídos debido a las abruptas pendientes.

Al interior de cada estado sucesional se trazaron tres transectos de áreas idénticas (785 m^2) para un total de nueve transectos, cada uno con diez estaciones circulares de 10 m de diámetro. Los transectos de la zona en regeneración se llamaron R1, R2 y R3, los de bosque secundario S1, S2 y S3 y los de bosque primario P1, P2 y P3. Estos transectos constituyeron las unidades experimentales dentro de las cuales se estimaron algunas variables de su estructura vegetal y microclimática, como:

- Coeficiente de variación de la temperatura ambiental: calculado a partir de la lectura de un termómetro colocado al azar en cada transecto durante los muestreos ($SD \times 100/\text{promedio}$).

- Densidad de la capa de hojarasca: la hojarasca encerrada por un cuadrante arrojado 27 veces al azar en cada transecto fue pesada en seco, después de ser despojada de hormigas.

- Disponibilidad de troncos en descomposición: conteo del número de troncos y ramas en descomposición en un trayecto de 100 m.

- Altura del dosel: en cinco puntos seleccionados al azar se midió la altura del dosel con un lente de cámara fotográfica y se calculó el valor promedio.

- Variedad de DAP: se delimitó en cada transecto un cuadrante de $20 \times 5 \text{ m}$ y, basándose en Blake y Hoppes (1986), se contaron los árboles pertenecientes a ocho categorías arbitrarias de DAP sugeridas por James y Shugart (1970). Posteriormente, se obtuvo un índice de heterogeneidad horizontal del hábitat, usando las clases de DAP como especies en cálculos de diversidad y adaptando el índice de Simpson (Washington 1984, Ludwig & Reynolds 1988).

- Volumen de vegetación: de acuerdo con Scott *et al.* (1991), en cinco puntos de cada transecto seleccionados al azar, se midió el volumen de vegetación entre 0 y 6.1 m utilizando tubos marcados cada 10 cm. Estos fueron puestos en posición vertical, anotando el número de intervalos en contacto con vegetación, para así aplicar la fórmula: $\text{Vol. veget.} = N^{\circ} \text{ total intervalos} / (10 \times N^{\circ} \text{ intervalos en contacto con vegetación})$.

Además, en cada transecto se ejerció la misma intensidad de muestreo de hormigas, mediante cuatro técnicas complementarias:

- Colección manual: inspección durante un número de ocasiones o tiempos fijos (40.5 h por transecto) de sitios donde las hormigas pueden anidar y/o forrajear (epífitas, bajo piedras, hojarasca y troncos caídos).

- Colección de hojarasca: las muestras utilizadas para evaluar la disponibilidad de hojarasca fueron procesadas en embudos Berlese-Tullgren (Southwood 1978). 8505 cm^2 de suelo fueron inspeccionados en cada transecto.

- Trampas con cebos: 270 trozos de papel con sardina en aceite fueron depositados durante 2 h en cada transecto (adaptado de Young 1983).

- Trampas de caída: en cada transecto se colocaron 90 vasos de agua semillenos con la boca a ras del suelo (adaptado de Olson 1991).

En el análisis de datos, la abundancia de hormigas se calculó con base en las frecuencias de captura (número total de veces en que fueron capturadas) de las diferentes especies y no del número absoluto de individuos capturados. Para cada transecto se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener y los números de Hill (Cheetham & Hazel 1969, Washington 1984, Ludwig & Reynolds 1988). Las diversidades observadas en los transectos durante cada una de las tres visitas se compararon mediante la prueba de Kruskal-Wallis y, posteriormente, se sometieron al test de Tukey no paramétrico. Dos dendogramas que utilizan el cuadrado de las distancias euclidianas y un ligamento completo permitieron comparar los estados sucesionales de acuerdo a la fauna de hormigas, así como según las medidas de estructura vegetal y microclimática. De forma similar, mediante distancias euclidianas y un ligamento completo, se elaboró un árbol jerárquico que asocia las diferentes especies de hormigas, destacando algunos grupos indicadores de un estado sucesional definido.

RESULTADOS

Los estados sucesionales más avanzados (bosques primarios y secundarios) mostraron una mayor estabilidad microclimática y una estructura vegetal más compleja, la cual se traduce en una mayor heterogeneidad vegetal, disponibilidad de hojarasca y de troncos en descomposición (Cuadro 1).

Las técnicas de muestreo permitieron registrar 25 especies de hormigas, cuyas frecuencias

de captura fueron diferentes en cada estado sucesional (Cuadro 2). Los índices ecológicos referentes a la población de hormigas (Cuadro 3) revelaron que la diversidad, riqueza y abundancia del bosque primario son superiores a las observadas en el bosque secundario y en la zona en regeneración, en la cual dominan las especies *Linepithema pilifer* y *Pheidole* sp. 2. Se constató una diferencia significativa entre las diversidades de los transectos de acuerdo al estado sucesional (Kruskal-Wallis $H_{2,27}=17.566$, $p=0.0002$), pero su diferencia entre transectos de bosque primario y transectos de bosque secundario no fue significativa (test de Tukey no paramétrico $q_{\infty,3}=0.63$, $p>0.5$).

Los dendogramas que agrupan los transectos en función de la frecuencia de cada especie de hormiga y de las medidas de estructura vegetal y microclimática (Fig. 1) definen tres grupos claros correspondientes a cada estado sucesional, con alta similitud entre sus réplicas.

Por otro lado, el agrupamiento de las especies de hormigas de acuerdo las frecuencias de ocurrencia en cada transecto, define cinco grupos (Fig. 2): a) especies muy relacionadas, raras poblacionalmente y exclusivas de un solo estado sucesional, como *Belonopelta williamsi*, *Labidus spininodis*, *Neivamyrmex* sp., *Hypoponera* sp. 1, *H.* sp. 2, *Adelomyrmex* sp., *Strumigenys* sp., *Brachymyrmex* sp. y *Cyp-homyrmex* sp. en bosque primario, mientras que *Labidus praedator*, *Camponotus* sp. 2 y *Pachycondyla* sp. nov. en zonas en regeneración; b) especies frecuentes principalmente en bosque secundario (*Pachycondyla carbonaria*, *Camponotus* sp. 1, *Myrmelachysta* sp. 1, *M.* sp 2 y *Crematogaster* sp.); c) especies más frecuentes en bosque primario (*Heteroponera monticola*, *Pheidole* sp. 3 y *Gnamptogenys* sp. nov.); d) especies frecuentes tanto en zonas

CUADRO 1

Medidas (promedio \pm desviación estándar) de la estructura vegetal y del microclima en los tres estados sucesionales

Característica	Bosque primario	Bosque secundario	Zona en regeneración
Volumen de vegetación	0.59 \pm 0.01	1.09 \pm 0.19	1.11 \pm 0.22
Dosel promedio (m)	20.20 \pm 1.2	16.20 \pm 1.8	4.20 \pm 0.92
Índice de heterogeneidad horizontal	0.16 \pm 0.04	0.48 \pm 0.04	1.00 \pm 0.00
Disponibilidad de hojarasca - peso promedio (gr)	73.20 \pm 11.2	57.20 \pm 12.0	7.90 \pm 7.4
Número de troncos caídos	45.00 \pm 4.6	23.30 \pm 4.2	0.30 \pm 0.6
Coefficiente de variación de la temperatura ambiente	11.70 \pm 1.0	12.60 \pm 0.3	19.30 \pm 0.1

CUADRO 2

Especies de hormigas registradas en la Reserva Hato Viejo y frecuencia de captura en cada estado sucesional

Especie	Estado sucesional		
	Primario	Secundario	Regeneración
Ponerinae			
<i>Belonopelta williamsi</i>	1	0	0
<i>Gnamptogenys</i> sp. nov.	32	24	2
<i>Heteroponera monticola</i>	27	7	0
<i>Hypoponera</i> sp. 1	1	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.2	1	0	0
<i>Pachycondyla</i> sp. nov.	0	0	4
<i>P. ferruginea</i> *	+	-	-
<i>P. carbonaria</i>	4	9	0
Ecitoninae			
<i>Labidus praedator</i>	0	0	1
<i>Labidus spininodis</i>	1	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp. nov.	1	0	0
Myrmicinae			
<i>Adelomyrmex</i> sp. nov.	3	0	0
<i>Crematogaster</i> sp.	1	19	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp. nov.	5	1	0
<i>Pheidole</i> sp. 1	21	15	13
<i>Pheidole</i> sp. 2	85	16	95
<i>Pheidole</i> sp. 3	33	5	0
<i>Solenopsis</i> sp.	14	10	11
<i>Strumigenys</i> sp.	4	0	0
Dolichoderinae			
<i>Dolichoderus</i> sp. *	+	-	-
<i>Linepithema pilifer</i>	23	87	235
Formicinae			
<i>Brachymyrmex</i> sp.	3	0	0
<i>Myrmelachista</i> sp. 1	0	16	1
<i>Myrmelachista</i> sp. 2	0	7	0
<i>Camponotus</i> sp. 1	8	9	0
<i>Camponotus</i> sp. 2	0	0	2
<i>Paratrechina</i> sp.	62	24	0

* Especies registradas por Bustos *et al.* (1991) (+: presente; -: ausente).

CUADRO 3

Indices ecológicos calculados (promedio \pm desviación estándar) para los tres estados sucesionales

Índice ecológico	Bosque primario	Bosque secundario	Zona en regeneración
Riqueza	15.70 \pm 1.20	13.30 \pm 0.30	6.00 \pm 1.00
Abundancia	106.70 \pm 5.80	83.0 \pm 7.80	124.70 \pm 2.50
Shannon-Wiener (H')	2.20 \pm 0.01	2.16 \pm 0.01	0.47 \pm 0.05
N1 (especies dominantes)	9.04 \pm 0.09	8.74 \pm 0.14	2.63 \pm 0.24
N2 (especies muy dominantes)	7.24 \pm 0.14	6.29 \pm 0.46	2.10 \pm 0.22

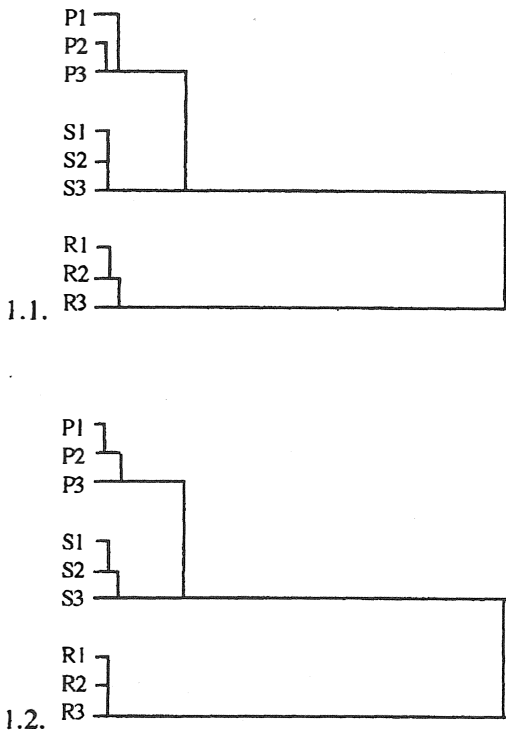


Fig. 1. Dendrogramas de distancia euclidiana, utilizando la técnica de ligamento completo, donde se aprecia el agrupamiento de los transectos de los tres estados sucesionales (bosque primario: P1, P2 y P3; bosque secundario: S1, S2 y S3; zona en regeneración: R1, R2 y R3) en función de la frecuencia de especies de hormigas capturadas (1.1), así como de las medidas de estructura vegetal y microclimática (1.2).

primarias como secundarias (*Solenopsis* sp. y *Pheidole* sp. 1); e) Especies muy poco relacionadas, muy abundantes y encontradas con frecuencia en más de un estado sucesional (*Paratrechina* sp., *Pheidole* sp. 2 y *Linepithema pilifer*).

DISCUSION

Diversidad y estados sucesionales: En la Reserva Natural Hato Viejo existe una fauna de hormigas relativamente característica de cada estado sucesional. Entre bosques primarios y secundarios no hay diferencias significativas de riqueza y abundancia, pero sí en su composición faunística específica (presencia de especies típicas de cada estado sucesional o diferencia de abundancias en ciertas especies). Este hecho se puede atribuir a muchos factores, en-

tre los cuales cabe analizar la complejidad espacial y las condiciones microclimáticas.

La complejidad espacial es mayor en el bosque primario, ya que el área y número de sustratos aprovechables por hormigas (troncos en descomposición, piedras, hojarasca, árboles, epífitas) para anidamiento o forrajeo, es mayor. Esto permite a ciertas especies ocupar nichos muy específicos y eludir la competencia, incrementando la diversidad. En estos bosques se encontraron especies típicas de hojarasca (*Cyphomyrmex* y *Strumigenys*), especies arbóricolas (*Heteroponera monticola* y *Camponotus* sp. 1 entre otras) o de suelo (*Pachycondyla carbonaria* y *P. sp. nov.*), cada una con hábitos diferentes. Por ejemplo, *Cyphomyrmex* sp. aprovecha heces de insectos mientras que *Strumigenys* sp. depreda colémbolos (Hölldobler & Wilson 1990). Bustos (1994) demostró, además de diferencias en los patrones de selección de estratos de forrajeo, diferencias en la selección de horarios de actividad así como de los sustratos de anidamiento a través del gradiente sucesional. Adicionalmente, Torres y Canals (1983) detectaron cambios en sitios de anidamiento para varias especies de hormigas, como respuesta a condiciones físicas variables y a la no disponibilidad de sitios preferidos para anidar.

El tipo de manipulación dado a las zonas secundarias puede generar resultados similares a los de bosques primarios, como en el caso de los cultivos de cacao de Young (1983), donde se han introducido especies vegetales que aumentan la complejidad espacial, siendo además probable que en su origen no se haya extraído la totalidad de la vegetación preexistente. Roth y Perfecto (1994) no encontraron diferencias significativas, en la diversidad de hormigas, al comparar bosque primario y cultivos de cacao abandonados desde hace 24 años. En nuestro estudio, la zona secundaria fué hace 25 años totalmente desprovista de árboles y desde entonces no ha sido intervenida.

Respecto a las condiciones microclimáticas, Saunders *et al.* (1991) consideran que el aislamiento no es el único responsable de cambios en la composición faunística. Las zonas en regeneración son sometidas al fuerte impacto de la lluvia, al viento, así como a considerables variaciones de temperatura y humedad, lo cual puede impedir el asentamiento de muchas especies de hormigas u otros vegetales y animales de los cuales dependen. Por su lado el bosque

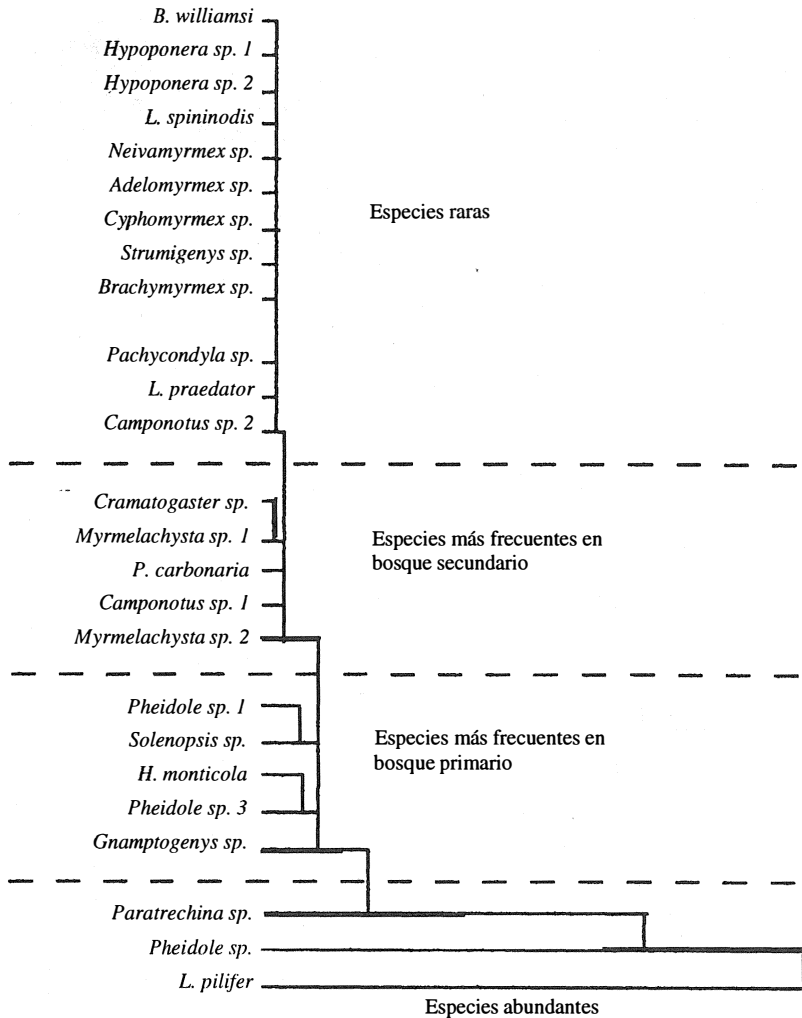


Fig. 2. Dendrograma de distancia euclidiana, utilizando la técnica de ligamento completo, donde se aprecia el agrupamiento de las 25 especies de hormigas con base en su frecuencia dentro de los transectos en los tres estados sucesionales.

primario, y en menor escala el secundario, mantienen condiciones microclimáticas relativamente constantes. Torres (1984) encontró que las distribuciones de *Pheidole fallax*, *Solenopsis geminata* y *Monomorium ebeninum* son altamente influenciadas por el microclima, particularmente por la temperatura. Adicionalmente, los efectos microclimáticos alteran la composición química del suelo (Allen 1985), lo cual puede incidir en la selección de hábitat de especies poco tolerantes a estas modificaciones. Por otra parte, algunas especies parecen adaptarse a cambios microclimáticos con sus

respectivas consecuencias y a la reducida variedad de recursos, más no a la cantidad, ofrecida por las zonas en regeneración. En nuestro estudio, sería el caso de *Linepithema pilifer* y *Pheidole sp. 2*, especies que podrían compararse a sus congénéricas, la hormiga Argentina (*L. humilis*) y la hormiga cabezona (*P. megacephala*), muy exitosas en medios perturbados (Passera 1994). Esto explicaría, en parte, su mayor abundancia y dominancia en las zonas en regeneración.

Los estudios de Castro *et al.* (1990) concuerdan con nuestras apreciaciones y agregan

que los factores estructurales de la vegetación ejercen una influencia sobre la mirmecofauna, modificando las poblaciones de las diferentes especies, las que a su vez, presentan una partición espacial y temporal cuando coexisten en un mismo habitat.

Especies indicadoras: Es posible definir confiablemente el grado de perturbación de áreas de interés para la conservación, inclusive de reducida extensión, a partir del simple estudio de la fauna de hormigas. Estas se pueden seguir y monitorear de varias formas, acordes con los planteamientos de Kremen *et al.* (1993):

- Detectando la presencia o ausencia de especies raras poblacionalmente e indicadoras de un estado sucesional definido. Para el caso del bosque nublado de Hato Viejo tenemos áreas primarias (*Labidus spininodis*, *Hypoconeropsis* sp. 1, *H.* sp. 2, *Adelomyrmex* sp., *Strumigenys* sp., *Brachymyrmex* sp. y *Cyphomyrmex* sp.), bosques secundarios (*Myrmelachista* sp. 2) y zonas en regeneración (*Labidus praedator*, *Camponotus* sp. 2 y *Pachycondyla* sp. nov.).

- Estudiando las diferencias de poblaciones en diferentes áreas. Si bien algunas hormigas son halladas en varios biotopos, e inclusive son comunes, sus poblaciones varían de acuerdo al estado sucesional. Así, *Gnamptogenys* sp., *Heteroponera monticola* y *Paratrechina* sp. son más abundantes en bosques primarios, *Crematogaster* sp., en zonas secundarias y *Linepithema pilifer* es más común en las zonas en regeneración.

- Caracterizando grupos funcionales de hormigas: estos pueden categorizarse por la dieta (mencionamos los casos de *Cyphomyrmex* sp. o *Strumigenys* sp.), pero igualmente el sustrato de anidamiento, el estrato de forrajeo y muchas otras variables nos permiten identificar especies asociadas a condiciones habitacionales específicas. La hojarasca contiene una fauna muy particular en bosques primarios y de gran valor indicador.

AGRADECIMIENTOS

El Programa de Becas para la Conservación GEA-WCI, la Universidad del Valle y la Fundación Farallones, financiaron este estudio. Alirio y Shirley Silva (Fundación Farallones) y Victor Avila (Universidad del Valle), ayudaron

en el trabajo de campo. Fernando Fernández (ICN, Universidad Nacional de Colombia), Edgar Palacios (Universidad Nacional de Colombia), John Lattke (IZA-Universidad Central de Venezuela) y William Brown (Museum of Comparative Zoology, Universidad de Harvard) colaboraron en la determinación de especies de hormigas. Luis Germán Naranjo (Universidad del Valle) brindó importantes sugerencias metodológicas, y tres evaluadores anónimos contribuyeron al mejoramiento del manuscrito.

RESUMEN

El área de estudio está localizada en la Reserva Hato Viejo en los Andes colombianos y pertenece al Parque Nacional Natural Los Farallones de Cali. Entre enero y agosto de 1993, se comparó la mirmecofauna en nueve transectos correspondientes a tres estados sucesionales de bosque nublado: bosque primario, bosque secundario y zona en regeneración. Se registró un total de 25 especies de hormigas; se observaron diferencias significativas en la riqueza y diversidad de especies, entre los tres estados sucesionales con una diversidad menor en la zona en regeneración. Si bien no se presentaron diferencias significativas de diversidad entre bosques secundarios y primarios, cada estado sucesional tuvo una composición faunística determinada. Este hecho se relaciona con algunas características de estructura vegetal y factores microclimáticos, como la temperatura, de cada estado sucesional. Los bosques primarios ofrecen una estructura vegetal más compleja y una mayor estabilidad microclimática, que favorecen hábitos especialistas. Se detectaron grupos de especies raras y de especies comunes, exclusivos de cada estado sucesional, que pueden ser usados como indicadores del grado de perturbación.

REFERENCIAS

- Allen, J. C. 1985. Soil response to forest clearing in the United States and the Tropics: geological and biological factors. *Biotropica* 17: 15-27.
- Blake J. G. & W.G. Hoppes. 1986. Influence of resource abundance on use of tree-fall gaps by birds in an isolated lot. *Auk* 103: 328-340.
- Brown, K. S. Jr. 1991. Conservation of neotropical environment; insects as indicators, p. 342-352. In N. M. Collins & J. Thomas (eds.). Conservation of insects and their habitats. Academic, San Diego.
- Bustos, J., V. Avila & P. Chacón de Ulloa. 1991. Mirmecofauna asociada a dos zonas de perturbación variable en el Parque de los Farallones de Cali, p. 3, In Memorias del primer Simposio de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Bustos, J. 1994. Estructura y composición de la fauna de hormigas del P.N.N. Los Farallones de Cali (Reserva

- Natural Hato Viejo). Tesis de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Castro, A. G., M. B. Queiroz & L. M. Araújo. 1990. O papel do distúrbio na estrutura de comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae). *Rev. Bras. Ent.* 34: 201-213.
- Cavelier, J. 1991. El ciclo del agua en bosques montanos, p. 69-83. *In* C. Uribe (ed.). *Bosques de niebla de Colombia*. Cristina Uribe Editores, Bogotá, Colombia.
- Cheetham, A. H. & J. E. Hazel. 1969. Binary (Presence-Absence) similarity indices. *J. Paleont.* 43: 1130-1136.
- Dourojeanni, M. J. 1990. Entomology and biodiversity in Latin America. *Amer. Ent.*: 88-93.
- Hölldobler, B. & E. O. Wilson. 1990. *The Ants*. Springer-Verlag, Berlin. 732 p.
- INDERENA-FEN. 1986. *Colombia: Parques Nacionales*. INDERENA-FEN, Bogotá. 525p.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 1988. *Suelos y Bosques de Colombia*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá. 28 p.
- James, F. C. & H. H. Shugart Jr. 1970. A quantitative method of habitat description. *Audobon Fieldnotes* 24: 727-736.
- Kattan, G. H. 1986. Patrones de composición taxonómica y de modos reproductivos en comunidades de ranas en el Valle del Cauca. *Cespedesia* 15-16: 75-86.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss & M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblage: their use in conservation planning. *Conserv. Biol.* 7: 796-808.
- Ludwig, J. A. & J. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. Wiley, New York. 337 p.
- Majer, J. D. 1983. *Ants: Bio-indicators of Minesite rehabilitation, land use and land conservation*. *Environm. Manag.* 7: 375-383.
- Olson, O. M. 1991. A comparison of the efficacy of the litter sifting and pitfall traps for sampling litter ants (Hymenoptera: Formicidae) in an tropical wet forest Costa Rica. *Biotropica* 23: 156-172.
- Passera, L. 1994. Characteristics of tramp species, p. 23-43. *In* D. F. Williams (ed.). *Exotic Ants: Biology, impact, and control of introduced species*. Westview, Boulder.
- Roth, D. S. & I. Perfecto. 1994. The effects of managements systems on ground-foraging ant diversity in Costa Rica. *Ecol. Appl.* 4: 423-436.
- Saavedra, C. J. & C. Freese. 1986. Prioridades biológicas de conservación en los Andes Tropicales. *Parques* 11: 8-11.
- Sarria, E. 1993. *Parque Nacional Natural Los Farallones de Cali de Cali*. Monografía. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca CVC. Fundación Protectora de Cuencas, Cali. 313 p.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentacion: a review. *Conserv. Biol.* 5: 18-32.
- Scott, G., J. B. Dunning & J. M. Bates. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Wilson Bull.* 103: 468-479.
- Southwood, T. R. E. 1978. *Ecological methods with particular reference to the study of insect populations*. Chapman & Hall, London. 524 p.
- Torres, J. A. 1984. Diversity and distribution of ant communities in Puerto Rico. *Biotropica*, 16: 296-303.
- Torres, J. A. & M. Canals. 1983. Components of ant diversity and other miscellaneous notes on ants. *Science* 10: 38-43.
- Terborgh, J. & B. Winter. 1983. A method for sitting parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. *Biol. Conserv.* 27: 45-58.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.* 18: 653-694.
- Young, A. M. 1983. Patterns of distribution and abundance of ants (Hymenoptera: Formicidae) in three Costa Rican cocoa farm localities. *Sociobiology* 8: 51-751.