*Acta Zool. Mex. (n.s.) 76: 113-126 (1999)*

# COMPARACION DE LA COMPOSICION Y RIQUEZA DE ESPECIES DE ESCARABAJOS COPROFAGOS (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) EN REMANENTES DE BOSQUE DE LA ORINOQUIA COLOMBIANA

**Sandra J. AMÉZQUITA M.[1], Adrian FORSYTH[2], Alejandro LOPERA T.[3] & Andrés CAMACHO M.[4]**

[1]Apartado Aéreo 120118, Santafé de Bogotá, COLOMBIA
E-mail: samezquit@hotmail.com
[2]MRC 105 Entomology Dept. National Museum of Natural History. Washington D.C. 20560 U.S.A. E-mail: adrianforsyth@email.msn.com
[3]Apartado Aéreo 120118, Santafé de Bogotá, COLOMBIA
E-mail: alopera@impsat.net.co
[4]Pontificia Universidad Javeriana, Santafé de Bogotá, COLOMBIA
E-mail: alopera@impsat.net.co

**RESUMEN**

En este estudio se presentan los resultados de la comparación de la composición y riqueza de especies de escarabajos coprófagos en dos tipos de remanentes con formas diferentes pero igual tamaño, un corredor de bosque vs. tres parches aislados en una zona de la Orinoquia Colombiana. En total se capturaron 32 especies y 14 géneros, de las cuales 30 se capturaron en corredor y 29 en parches. No se observó diferencia significativa en los valores de riqueza o de diversidad para los dos tipos de remanentes ($H'_{corredor}$=2.302, $H'_{parches}$=2.531) aunque los valores encontrados son bajos para la región de la Orinoquia. Los valores de equitabilidad son altos para los dos remanentes lo que indica una distribución relativamente homogénea de la abundancia, que se ajusta a la curva lognormal para esta comunidad de escarabajos. Así mismo los valores de similitud son altos (Morisita-Horn = 0.877) con un 87.5% de las especies compartidas entre los dos tipos de remanentes. Es posible que para esta región sea más importante el tamaño que la forma del remanente, y que la composición de especies que aún se encuentra en estas manchas de bosque sea igual para las dos áreas comparadas al ser especies con amplios rangos fisiológicos de tolerancia frente a los efectos de la fragmentación.

**Palabras Clave:** Colombia, escarabajos coprófagos, fragmentación, remanentes, riqueza de especies, Scarabaeidae.

**ABSTRACT**

A study in the Colombian Orinoquia comparing the composition and species richness of dung beetles in two types of forest remnants (a forest corridor vs three isolated patches, different in shape but similar in size), was accomplished. In total 32 species and 14 genera were captured, 30 of them were collected in the forest corridor and 29 in the patches. There was no significative difference for richness and diversity values between

the two types of remnants ($H'_{corredor}$=2.302, $H'_{parches}$=2.531), although these values are low for the Orinoquia region. The equitability values are high for both remnants, showing a homogeneous distribution of the abundance that adjust to a lognormal curve for this dung beetle community. The similarity values are also high (Morisita-Horn = 0.877) with a 87.5% of the species shared between the two types of remnants. For this region it is possible that is more important the size than the shape of the remnant, and that the species composition of these remnants is highly similar for both of the compared areas, because these are species with wide physiological ranges tolerant to the fragmentation effects.
**Key Words:** Colombia, dung beetles, fragmentation, remnants, species richness.

## INTRODUCCION

A pesar que la fragmentación es en la actualidad uno de los fenómenos antrópicos más estudiados, hace falta responder muchas preguntas de cómo reaccionan los organismos a este fenómeno (Laurance *et al*. 1997). Las pocas respuestas obtenidas en estudios recientes suelen ser poco útiles ya que cada proceso de fragmentación puede ser considerado como único, debido a las características inherentes a este (origen de la fragmentación, forma y tamaño del fragmento remanente, matriz circundante, uso de esa matriz, entre otros) (Crome, 1997).

La fragmentación también introduce al dilema de los SLOSS (un sólo fragmento grande o varios pequeños) (Wilcox y Murphy, 1985), con lo cual se plantea si es mejor conservar un área grande o varias pequeñas, en términos de cual puede mantener una mayor riqueza de especies y a la vez una menor tasa de extinción (Samways, 1995), a diferencia del problema de la fragmentación *per se*, basado en el entendimiento de los procesos de desaparición de especies o pérdida de la diversidad biológica que esta origina (Wilcox y Murphy, 1985). Actualmente, como respuesta a este dilema, algunos investigadores proponen la implementación de ambos tipos de remanentes (Saunders *et al.* 1990; Samways, 1995; Brown y Hutchings, 1997) dado que no existen razones empíricas lo suficientemente fuertes que permitan dar más peso a una de las dos, ya que combinadas pueden mantener diferentes niveles y funciones biológicas básicas para el mantenimiento de la biodiversidad en una región.

Para responder algunas de las preguntas generadas por la fragmentación, se han utilizado diversos taxa animales y vegetales (Kapos *et al.* 1997; Laurance, 1997; Tocher *et al*. 1997; Bierregaard y Stouffer, 1997; Malcom, 1997; Goosem, 1997). Entre estos, los artrópodos son un grupo muy utilizado por su importancia ecológica en las comunidades naturales (Brown, 1989; Kremen *et al*. 1993); a pesar de esto es muy escasa la información compilada sobre el dilema de los SLOSS, con este grupo.

Debido a lo anterior y a su sensibilidad a las perturbaciones; especificidad por un hábitat y facilidad de captura (Halffter y Favila, 1993; Favila y Halffter, 1997) se empleó como grupo de estudio los escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae). Este grupo se ha utilizado en estudios de inventarios de riqueza de especies a corto plazo (Halffter y Favila, 1993) o para la evaluación de impactos por la fragmentación (Klein, 1989; Escobar, 1994; Lopera, 1996; Amat *et al.* 1997). Los objetivos de este trabajo fueron determinar si existen diferencias en la riqueza y composición de especies de escarabajos coprófagos, entre dos tipos de remanentes y obtener información sobre cual es más benéfico para desarrollar planes de conservación.

## MATERIAL Y METODOS

### Area de estudio

El trabajo se llevó a cabo en la Orinoquia Colombiana, departamento del Meta, Puerto Colombia, Agrícola El Naranjal; localizada entre los 4°2'N/73°15'W a 200 msnm. (Fig. 1), durante el mes de Enero de 1997. Este período se escogió debido a que durante la época de lluvias los sitios de muestreo se hacen inaccesibles debido a que los parches y la mayor parte del corredor se inundan.

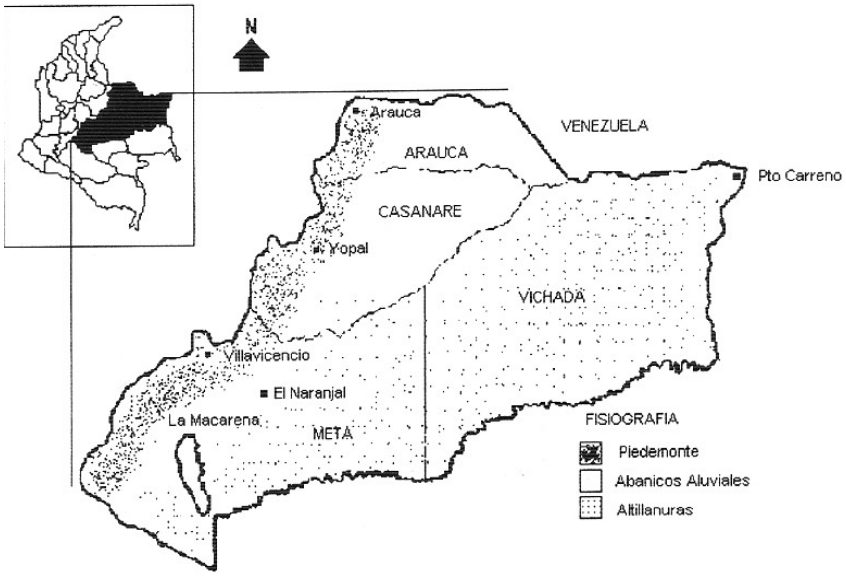



**Figura 1**
Mapa general de la región del a Orinoquia Colombiana. Tomado de Rangel *et al.* 1995.

El área de la Agrícola comprende tres tipos de vegetación: remanentes de bosque de vegas (Rangel *et al.* 1995), pastizales y cultivos de cítricos. Los principales usos de la tierra en esta región son la ganadería, agricultura y extracción de petróleo, principales razones de la desaparición de la cobertura boscosa y de su transformación en pastos artificiales. La temperatura promedio anual es 27°C y la precipitación promedio anual es 3667 mm; siendo diciembre-marzo los meses más secos y abril-junio y octubre-noviembre los más húmedos (IGAC, 1992).

El bosque de vega estudiado hace parte del complejo de bosque que circundaba al Río Negrito (Fig. 2) y actualmente cubren sólo un 10% de su extensión original. Los dos tipos de remanentes estudiados son: un corredor y un conjunto de tres parches que en suma presentan la misma área del corredor. El corredor excede los 10 kms de longitud pero el área total del corredor utilizada en el estudio fue de 0.80 km². El área de los parches en suma fue de 0.70 km² (Parche 1=0.54 km², Parche 2=0.12 km² y Parche 3=0.040 km²) (Fig. 2). A pesar que el remanente de parches presenta, por separado, áreas menores que la extensión estudiada del remanente de corredor, estos dos son comparables al sumar el área de los parches que conforman el primero para evitar el problema de mayor área - mayor captura.

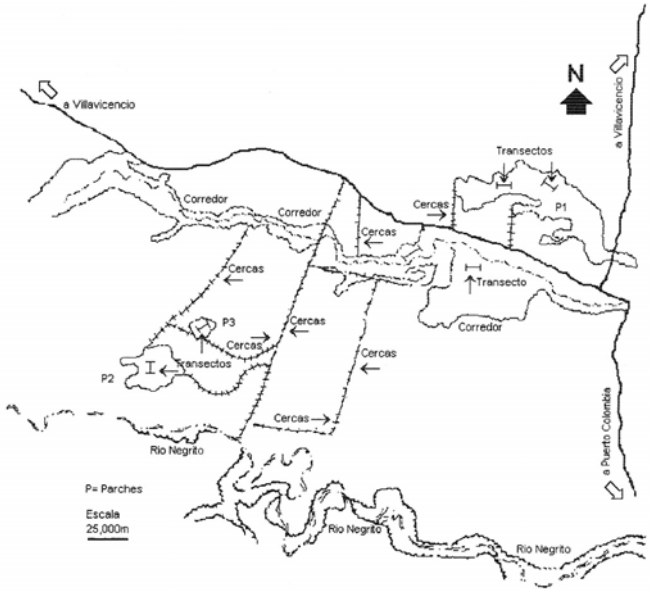



**Figura 2**

Detalle de la Hacienda de Cítricos El Naranjal y sus alrededores. En la figura se presentan los emanentes de bosque y la ubicación de los transectos.

Los dos tipos de remanentes han aumentado de tamaño desde su fragmentación presentando en la actualidad bordes cerrados, los cuales protegen más el área efectiva del bosque de los efectos de borde (Didham, 1997), en especial el parche 3, que es el de menor tamaño. En el corredor y el parche de mayor tamaño se encuentran poblaciones estables de Aulladores (*Alouatta seniculus*), Maiceros (*Cebus apella*) y de mono Titi (*Saimiri sciureus*). En los parches 2 y 3 se han observado individuos de Oso mielero (*Tamandua mexicana*).

Junto con el aumento de cobertura vegetal natural, se ha desarrollado un programa de corredores artificiales o cercas vivas para la protección de los cultivos de cítricos (Etter, 1997 com. pers.). Todo el sistema de corredores y parches se encuentra conectado por medio de estas cercas vivas; el parche 1, se encuentra a 700 m del área muestreada del corredor natural. Los parches 2 y 3 están aproximadamente a 2 Km del área muestreada del corredor natural.

## MATERIAL Y METODOS

Durante 7 días, como parte de una Evaluación Ecológica Rápida (RAP), se colocaron trampas pitfall modificando las utilizadas por Howden y Nealis (1975) y Peck y Forsyth (1982); fabricadas con vasos plásticos de 25 cc; cada uno contenía 15 cc de una solución preservante de agua, detergente sin olor y sal. Las trampas fueron cebadas con 1 g de excremento humano, colocado sobre un palo de paleta de madera el cual se reemplazó cada 24 horas. Las trampas se ubicaron a ras del suelo y se cubrieron con una hoja de palma para evitar que se inundaran en caso de lluvia.

Teniendo en cuenta que el tamaño del remanente de corredor y el tamaño del remanente de parches eran similares (0.8 $Km^2$ y 0.7 $Km^2$ respectivamente), se realizaron transectos lineales de 150 metros en ambos. Los transectos constaron de 5 trampas separadas 30 m entre sí para un total de 20 trampas en cada remanente. Todos los transectos iniciaban a aproximadamente 50 metros del borde y se dirigían hacia el interior. Junto con los transectos colocados en los remanentes boscosos se ubicaron dos transectos para identificar las especies de zonas abiertas, utilizándose la información colectada como material de referencia.

Todas las trampas se colocaron el mismo día y se revisaron en la mañana cada 24 horas; los individuos colectados se preservaron en alcohol al 70% y posteriormente fueron montados, etiquetados de acuerdo al sitio en que fueron encontrados y luego identificados con la ayuda del Dr. Bruce Gill. Debido a que el conocimiento de la taxonomía de algunas especies de estos bosques es aún deficiente, algunos individuos se determinaron únicamente a nivel de género, asignando un número para las morfoespecies. El material se depositó en la colección de insectos del Instituto Alexander Von Humboldt de la ciudad de Villa

de Leyva, en el Smithsonian Institution en Washington D.C. y en la colección personal de los autores en Santafé de Bogotá.

La riqueza de especies se tomó como el número de especies encontradas en cada sitio de muestreo. La diversidad de especies se estimó a partir del índice de Shannon ($H=-\sum p_i \log p_i$ (Pielou, 1969)). La equitabilidad (J') se estimó por medio de $e^H/S$; donde e es la base de un logaritmo natural y S es la riqueza de especies (May, 1974). El análisis de similitud entre las remanentes se efectuó por medio de los índices de Jaccard ($C_j=j/(a+b-j)$ y de Morisita-Horn ($C_{MH} = 2\sum(an_i*bn_i)/(da+db)aN*bN$); el primero se utilizó para realizar un análisis cualitativo y el segundo para un análisis cuantitativo (Magurran, 1988). Para tener una medida de las especies dominantes entre los parches y entre los remanentes, se evaluaron los valores de biomasa y de abundancia de individuos por especie. La biomasa se estimó pesando cada individuo colectado y luego promediando el peso de todos los individuos de cada especie. Las diferencias encontradas en los valores de biomasa y abundancia se evaluaron con una prueba de bondad Chi.

Para estimar las diferencias en la riqueza y diversidad de especies entre los parches y el corredor se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney, los datos de riqueza fueron log transformados y para observar las diferencias en la riqueza y diversidad entre los tres parches se utilizó una ANOVA simple, confirmado *a posteriori* por Tukey HSD (Zar, 1996; Steel y Torrie, 1988).

## RESULTADOS

### Composición de especies y dominancia

En total se colectaron 2753 escarabajos pertenecientes a 32 especies y 14 géneros. En el corredor se capturaron 1670 individuos pertenecientes a 30 especies y 13 géneros. En el parche 1 (P1) se colectaron 740 individuos pertenecientes a 22 especies, en el parche 2 (P2) se colectaron 303 individuos pertenecientes a 20 especies y en parche 3 (P3) se capturaron 40 individuos en 12 especies, dando un total para el área de parches de 1083 individuos en 29 especies incluidos en 14 géneros (Cuadro 1).

Las especies de talla pequeña (inferiores a los 10 mm), dominaron los valores de abundancia numérica; pero analizando los resultados con respecto a los valores de biomasa (que es una medida biológicamente más realista de las abundancias relativas de las especies (Peck y Forsyth, 1982), se presentó la situación inversa, donde los dominantes fueron especies con tallas superiores a los 10 mm y con baja abundancia numérica. El valor total de la biomasa de los individuos colectados fue 110.18 g, en el corredor la biomasa fue 58.49 g y en los parches fue 51.69g, no se encontraron diferencias significativas entre estos dos valores ($X^2=0.4197$, gl=1, $p>0.05$).

**Cuadro 1**

Listado general de las especies colectadas en la hacienda de cítricos El Naranjal, indicando el número de individuos capturados por transecto. T1=Transecto 1 del corredor, T2=Transecto 2 del corredor, P1=Parche 1, P2=Parche 2, P3=Parche 3.

| TRIBU<br>Subtribu<br>Especie (Autor) | T1 | T2 | P1 | P2 | P3 | TOTAL | % Abundancia |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| SCARABAEINI | | | | | | | |
| Canthonina | | | | | | | |
| *Canthon cyanellus* (Leconte) | 2 | 9 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0,40 |
| *Canthon juvencus* (Harold) | 14 | 4 | 27 | 0 | 2 | 47 | 1,71 |
| *Canthon luteicollis* (Erichson) | 56 | 103 | 13 | 62 | 0 | 234 | 8,50 |
| *Canthon sp1* | 50 | 37 | 1 | 1 | 0 | 89 | 3,23 |
| *Deltochilum pseudoparile* (Paulian) | 10 | 43 | 21 | 65 | 0 | 139 | 5,05 |
| *Deltochilum orbignyi* (Blanchard) | 5 | 8 | 8 | 1 | 4 | 26 | 0,94 |
| *Sylvicanthon bridarolli* (Martínez) | 94 | 75 | 198 | 0 | 0 | 367 | 13,33 |
| COPRINI | | | | | | | |
| Dichotomina | | | | | | | |
| *Ateuchus sp1* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,04 |
| *Ateuchus sp2* | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,07 |
| *Canthidium centrale* (Boucomont) | 9 | 3 | 29 | 0 | 0 | 41 | 1,49 |
| *Canthidium cupreum* (Blanchard) | 23 | 21 | 41 | 0 | 0 | 85 | 3,09 |
| *Canthidium sp1* | 6 | 2 | 1 | 0 | 0 | 9 | 0,33 |
| *Canthidium sp2* | 3 | 0 | 12 | 1 | 0 | 16 | 0,58 |
| *Canthidium aff. euchalcium* | 4 | 6 | 0 | 2 | 1 | 13 | 0,47 |
| *Dichotomius* aff. *conicollis* | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 4 | 0,15 |
| *Dichotomius mamillatus* (Felsche) | 28 | 8 | 13 | 1 | 3 | 53 | 1,93 |
| *Dichotomius podalirius* (Felsche) | 7 | 6 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0,47 |
| *Dichotomius aff. worontzowi* | 9 | 1 | 3 | 0 | 0 | 13 | 0,47 |
| *Gromphas aeruginosa* (Perty) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,04 |
| *Ontherus pubens* (Genier) | 14 | 3 | 7 | 6 | 0 | 30 | 1,09 |
| *Uroxys* sp1 | 206 | 357 | 211 | 16 | 1 | 791 | 28,73 |
| Phaneina | | | | | | | |
| *Coprophanaeus telamon* (Erichson) | 7 | 1 | 7 | 1 | 0 | 16 | 0,58 |
| *Oxysternon smaragdinum* (Olsoufieff) | 0 | 1 | 6 | 0 | 11 | 18 | 0,65 |
| *Phanaeus chalcomelas* (Harold) | 4 | 4 | 0 | 3 | 0 | 11 | 0,40 |
| *Phanaeus haroldii* (Kirsh) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,04 |
| EURYSTERNINI | | | | | | | |
| *Eurysternus caribaeus* (Herbst) | 24 | 17 | 14 | 9 | 4 | 68 | 2,47 |
| *Eurysternus hamaticollis* (Balthasar) | 6 | 3 | 0 | 25 | 0 | 34 | 1,24 |
| *Eurysternus mexicanus* (Harold) | 5 | 5 | 0 | 52 | 2 | 64 | 2,32 |
| ONTHOPHAGINI | | | | | | | |
| *Onthophagus* aff. *clypeatus* | 49 | 2 | 0 | 1 | 0 | 52 | 1,89 |
| *Onthophagus haematopus* (Harold) | 110 | 175 | 91 | 48 | 2 | 426 | 15,47 |
| *Onthophagus marginicollis* (Harold) | 0 | 2 | 3 | 3 | 0 | 8 | 0,29 |
| *Onthophagus sp1* | 14 | 12 | 31 | 5 | 8 | 70 | 2,54 |
| No. Individuos | 759 | 911 | 740 | 303 | 40 | 2753 | 100,00 |
| No. Spp | 25 | 29 | 22 | 20 | 12 | 38 | |

Los valores totales de abundancia variaron significativamente entre el corredor y los parches ($X^2$=125.16, gl=1, p>0.05). La abundancia por especie varió de acuerdo al remanente estudiado. De las cuatro especies dominantes en toda el área de estudio, las tres primeras fueron las mismas en los dos tipos de remanentes (*Uroxys* sp1, *O. haematopus* y *S. bridarolli*), mientras que la cuarta especie fue diferente (*C. luteicollis* para el corredor y *D. pseudoparile* cf. para los parches). De estas cuatro especies sólo *S. bridarolli* no presentó diferencias significativas en las abundancias entre los remanentes ($X^2$=3.4, gl=1, p>0.05). En términos de la biomasa sólo la especie dominante (*D. mamillatus*) es la misma en ambos remanentes (Cuadro 2) sin diferencia significativa entre los valores obtenidos ($X^2$=0.36, gl=1, p>0.05).

En cuanto a los parches se determinó que las especies dominantes en biomasa y abundancia fueron diferentes. Sólo los parches P1 y P3 comparten en términos de biomasa a *Dichotomius mamillatus* como especie dominante con 4,974 g y 1,148 g respectivamente.

**Cuadro 2**

Comparación de los rangos de importancia de acuerdo con los valores obtenidos de abundancia y biomasa para el corredor y para la suma de parches.

| | Corredor | | Parches | |
|---|---|---|---|---|
| | Rangos Abund. | Rangos Biomasa | Rangos Abund. | Rangos Biomasa |
| *D. mamillatus* | 10 | 1 | 13 | 1 |
| *O. haematopus* | 2 | 2 | 3 | 6 |
| *S. bridarollii* | 3 | 3 | 2 | 2 |
| *C. luteicollis* | 4 | 4 | 5 | 7 |
| *D. orbignyi* | 14 | 5 | 16 | 5 |
| *C. telamon* | 21 | 8 | 18 | 3 |
| *Uroxys* sp1 | 1 | 15 | 1 | 18 |
| *D. pseudoparile* | 6 | 10 | 4 | 4 |

**Riqueza de especies**

Los valores de riqueza de especies encontrados para la hacienda (si se compara con otros sitios de la Orinoquia) son bajos; superados por valores como los de las localidades de Santa Rosa, Puerto Inírida (Guainía) y El Esfuerzo, Vista Hermosa (Meta) (Cuadro 3). Los datos obtenidos en estos otros sitios fueron realizados por los autores con el mismo esfuerzo de captura, misma metodología y durante épocas similares del año. A pesar de la diferencia en la forma y distribución espacial de los dos remanentes comparados no se encontró diferencia significativa entre los valores observados para la riqueza de estos (U=0.00, gl=10, p=0.05) (Cuadro 1). Por otra parte se encontraron diferencias significativas entre

los valores de riqueza de los tres parches ($F_{(2,12)}$=19.69, p=0.002, Tukey HSD [P<0.05]).

**Diversidad**

La diversidad de especies para el área del Naranjal es 3.551; la cual, al igual que la riqueza, es la más baja observada para la zona de los Llanos Orientales, aunque similar con los otros sitios estudiados (Cuadro 3). El remanente de parches presentó mayor diversidad (H'=2.531) que el remanente de corredor (H'=2.302).

Junto con lo anterior se encontraron diferencias significativas para los valores de diversidad entre los parches ($F_{(2,12)}$=9.67, p=0.003, Tukey HSD [P<0.05]), diferencia creada principalmente por la baja diversidad del parche 3.

**Cuadro 3**

Comparación de la riqueza, diversidad y abundancia de escarabajos coprófagos en tres localidades de la Orinoquía colombiana.

| Localidad | Riqueza de especies | Diversidad (H') | Abundancia |
|---|---|---|---|
| El Naranjal | 32 | 3.551 | 2753 |
| Santa Rosa | 42 | 3.564 | 2098 |
| El Esfuerzo | 63 | 3.956 | 6084 |

**Equitatividad**

Ambos remanentes presentan valores de equitabilidad (J) estadísticamente similares ($X^2$=0.002, gl=1, p>0.05), estos valores (Cuadro 4) son cercanos a lo que se predice para una distribución log normal que está alrededor de 0.65 (Peck y Forsyth 1982). En el caso de los parches también se observaron valores de equitatividad similares a 0.65 (Cuadro 4). Una gráfica de los rangos de abundancia (Fig. 3) confirma estos valores, mostrando una distribución de las abundancias similares a una curva log normal.

**Cuadro 4**

Cuadro comparativo de la diversidad, riqueza y equitatividad del corredor y cada uno de los parches estudiados.

| | Corredor | Parche 1 | Parche 2 | Parche 3 | Suma Parche |
|---|---|---|---|---|---|
| Diversidad | 2.302 | 2.158 | 2.117 | 2.150 | 2.531 |
| Riqueza | 30 | 22 | 19 | 12 | 29 |
| Equitabilidad (J) | 0.664 | 0.623 | 0.611 | 0.620 | 0.718 |

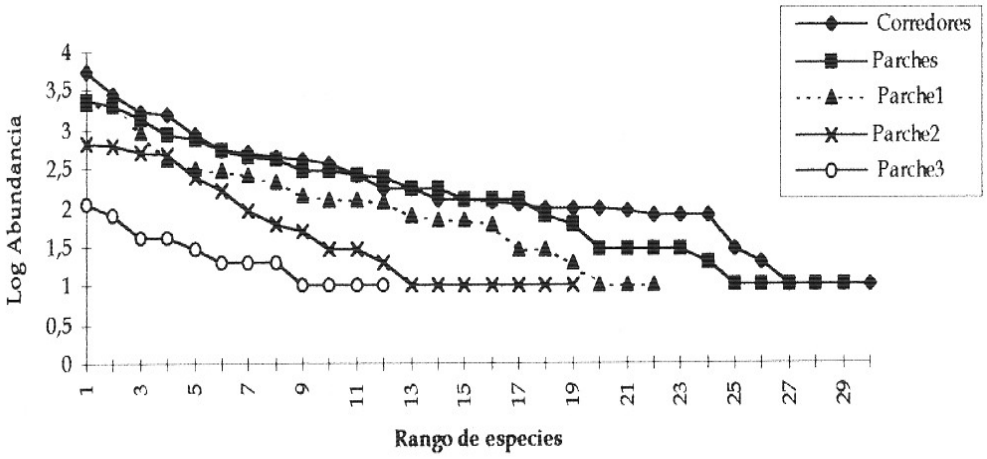



**Figura 3**
Curva de distribución de abundancias para los remanentes estudiados.

**Especies compartidas y similitud**

El corredor y los parches comparten 28 especies en total, es decir el 87.5% de las especies encontradas. Los valores de similitud obtenidos tanto con el índice de Jaccard como con el índice de Morisita-Horn son altos (0.903 y 0.877, respectivamente), entre la reserva del corredor y la reserva de parches. Dos especies son exclusivas del corredor: *Ateuchus* sp1 y *Dichotomius podalirius.* Las dos especies que se encontraron únicamente en los parches fueron *Gromphas aeruginosa* y *Phanaeus haroldii. Gromphas aeruginosa* es una especie común en zonas abiertas y en sabanas naturales que en las condiciones actuales de la zona de estudio tiene preferencia por el excremento vacuno y equino, muy abundante en los pastizales. *P. haroldii* es una especie común en bosques alterados.

## DISCUSION

En este estudio no se encontraron diferencias en la riqueza y diversidad de las comunidades de escarabajos coprófagos entre el corredor y los parches. Esto se puede deber al grado de perturbación al que han estado sometidos los remanentes, lo cual ha dejado como resultado comunidades de escarabajos

similares entre si, con un reducido número de especies y con diferentes abundancias que reflejan una baja cantidad de recurso espacial y alimenticio disponible, sobre todo en el remanente de parches, donde se encontró la menor abundancia.

La similitud en las comunidades de escarabajos entre los dos tipos de remanentes también puede ser el reflejo de un flujo de individuos desde las partes del corredor de bosque no muestreadas hacia el área muestreada del corredor y hacia los parches. En P1 por ejemplo, donde se encuentra el mayor número de especies de los tres parches, la presencia de las cercas puede servir como paso entre este y el corredor natural. Aunque en la actualidad esto se esta evaluando en el área de estudio, aun no se tiene suficientes datos para concluir sobre el beneficio de estas cercas en el movimiento de los escarabajos entre los parches.

El área de estudio ha sido muestreada en varias ocasiones posteriores a la fecha de realización del presente trabajo, encontrando que se han mantenido las mismas especies en los remanentes escogidos, sin aumentar o disminuir su número. Esto comprueba que el flujo que se mantiene en el corredor es únicamente de individuos de especies ya establecidas en la zona (y no de especies colonizadoras o inmigrantes), llevando al aumento del tamaño poblacional y afectando los niveles de diversidad de la comunidad de escarabajos, mas no los niveles base de riqueza de especies. Este aumento es posiblemente tolerado en el corredor donde existe una mayor área que en los parches y las especies pueden presentar una mayor distribución espacial, reduciendo la competencia interespecífica e intraespecífica.

Aunque las curvas de distribución y los valores de equitatividad obtenidos para los parches reflejan que las comunidades de escarabajos presentes forman un grupo estable y maduro (Magurran, 1988), que posiblemente tolera la entrada de nuevos individuos por inmigración, hay que continuar trabajando para entender como influye este factor sobre estas comunidades.

El estudio de los parches por separado, permitió observar un aumento en los valores de riqueza y abundancia a medida que el tamaño del parche es mayor, como lo reporta Klein (1989), para la Amazonía brasileña. Estas diferencias son explicables por el hecho que una mayor área muestreal arrojara un número mayor de especies. El parche 3, el cual posee el menor número de especies, presenta una relación de área contra borde negativa (Area total 0.04 $Km^2$; Area aproximada de borde 0.03 $Km^2$; Area efectiva o sin influencia de los bordes 0.01 $Km^2$; teniendo en cuenta que varios efectos físicos como la humedad del suelo y la temperatura ambiente pueden variar hasta a 100m del borde (Laurance *et al*. 1997), lo que lleva a entender el funcionamiento de este parche como el de un borde, donde se encuentran tres grupos de especies de escarabajos. Un primer grupo de especies con alta capacidad dispersora como *Dichotomius mamillatus, Deltochilum orbignyi, Eurysternus caribaeus, Onthophagus haematopus* y *Oxysternon smaragdinum*; un segundo grupo de especies con bajos requerimientos de área como *Canthidium*

*euchalcium* y *Uroxys* sp1; y un último grupo de especies de zonas perturbadas y abiertas como *Phanaeus haroldii*, *Onthophagus* sp1, *Gromphas aeruginosa, Eurysternus mexicanus* y *Canthon juvencus*.

La mayoría de especies compartidas entre el bosque y los parches (87.5%), son típicas de zonas boscosas silvícolas y no fueron colectados en zonas abiertas; lo que indica que las poblaciones de estas especies posiblemente derivan del bosque que circundaba el Río Negrito y que después de la fragmentación han logrado mantenerse en estas áreas de bosque. *P. haroldii* y *G. aeruginosa* presentan un comportamiento diferente al anterior, al ser especies de zonas perturbadas o abiertas que ocasionalmente penetran al bosque, sobre todo al parche con mayor efecto de borde (Parche 3, donde también se encuentra el mayor porcentaje de especies de zonas perturbadas y abiertas [42%]). A pesar de esto, en los parches restantes no se observó un alto recambio de especies procedentes de zonas abiertas, solo las dos especies mencionadas anteriormente, como si se ha observado en zonas de montaña (Amat *et al.* 1997), manteniéndose la composición de especies del bosque.

En conclusión se puede pensar que el tipo de remanente, en este caso (corredor vs. parches), no es un factor que influya en la composición de especies de una zona fragmentada o al menos para la comunidad de escarabajos coprófagos de esta región, sino que existen algunas otras variables de más peso que no fueron tomadas en cuenta como pueden ser la calidad y cantidad de recurso alimenticio y de las condiciones físicas de cada sitio principalmente temperatura y humedad del suelo; además de si se continua o no con los procesos de fragmentación o de alteración de los remanentes y los tipos de disturbios a los que estos remanentes se verán sometidos.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Andrés Etter propietario de la Hacienda de Cítricos El Naranjal, por permitirnos desarrollar este trabajo, al Dr. Adrian Forsyth del Smithsonian Institution de Washington D.C. por su apoyo financiero y sus valiosos consejos y al Dr. Bruce Gill por la ayuda en la determinación del material capturado.

## LITERATURA CITADA

**Amat, G.D., A. Lopera & S. Amézquita.** 1997. Patrones de distribución de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en relicto de bosque altoandino, cordillera oriental de Colombia. *Caldasia* 19(1-2):191-204.

**Bierregaard, R.O. Jr & P.C. Stouffer.** 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforest. Pp. 91-110 *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.)

*Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities.* The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Brown, K.S. Jr.** 1989. Conservation of neotropical environments: Insects as indicators. Pp. 349-404 *In:* N.M.Collins y J.A. Thomas (eds.). *The Conservation of Insects and Their Habitats.* Academic Press, Londres.

**Brown, K.S. Jr. & R.W. Hutchings.** 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in the Amazonian forest butterflies. Pp. 91-110 *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities.* The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Crome, F.H.J.** 1997. Researching tropical forest fragmentation: Shall we keep on doing what we're doing?. Pp. 485-501 *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Didham, R.K.** 1997. The influence of Edge Effects and forest Fragmentation on Leaf Litter Invertebrates in Central Amazonia. Pp. 55-71 *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Escobar, F.** 1994. Excremento, coprófagos y deforestación en bosques de montaña al sur occidente de Colombia. Tesis Universidad del Valle, Cali, Colombia. 69 pp.

**Favila, M.E. & G. Halffter.** 1997. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zool. Mex. (n.s.)* 72:1-25.

**Goosem, M.** 1997. Internal fragmentation: The effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. Pp. 241-255. *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Halffter, G. & M.E. Favila.** 1993. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera), an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. *Biology International*. 27: 15-21.

**Howden, H.F. & V.G. Nealis.** 1975. Effects of clearing in a tropical rain forest on the composition of the coprophagous scarab beetle fauna (Coleoptera). *Biotropica*. 7(2):77-83.

**IGAC.** 1992. *Atlas de Colombia*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Cuarta edición. Editolaser Ltda. Santafé de Bogotá, Colombia. 321 pp.

**Kapos, V., E. Wandelli, J.L. Camargo & G. Ganade.** 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. Pp. 33-44. *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Klein, B.C.** 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology*. 70(6):1715-1725.

**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. *Conservation Biology.* 7(4):796-808.

**Laurance, W.F.** 1997. Hyper-Disturbed parks: Edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. Pp. 71-84 *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Laurance, W.F., R.O. Bierregaard Jr., C. Gascon, R.K. Didham, A.P. Smith, A.J. Lynam, V.M. Viana, T.E. Lovejoy, K.E. Sieving, J.W. Sites Jr, M. Andersen, M.D. Tocher, E.A. Kramer, C. Restrepo & C. Moritz.** 1997. Tropical forest Fragmentation: Synthesis of a diverse and dynamic discipline. Pp. 502-514 *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Managementand Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Lopera, A.** 1996. Distribución y diversidad de escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Coleoptera) en tres relictos de bosque altoandino (Cordillera Oriental, Vertiente Occidental, Colombia). Trabajo de Grado. Pontificia Universidad Javeriana. Santafé de Bogotá. 125 pp.

**Magurran, A.** 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, USA. 179 pp.

**Malcom, J.R.** 1997. Biomass and diversity on small mammals in Amazonian Forest Fragments. Pp. 207-221 *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**May, R.M.** 1974. General introduction. Pp. 1-14 *In:* M.F. Uscher y M.H. Williamson. *Ecological stability*. Edit Chapman y Hall. Londres.

**Peck, S.B. & A. Forsyth.** 1982. Composition, structure, and competitive behavior in a guild of Ecuadorian rain forest dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) *Can. J. Zool.* 60(7): 1624-1634.

**Pielou, E.C.** 1969. *An introduction to mathematical ecology*. John Wiley and Sons. New York, USA.

**Rangel, J.O., H. Sanchez, P. Lowy, M. Aguilar & A. Castillo.** 1995. Región de la Orinoquía. Pp. 239-254 *In: Colombia Diversidad Biótica I.* Editorial Guadalupe Ltda. Santafé de Bogotá, Colombia.

**Samways, M.J.** 1995. *Insect Conservation Biology*. Edit Chapman & Hall. Londres. 358 pp.

**Saunders, D.A., R.J. Hobbs & C.R. Margules.** 1990. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5(1):18-32.

**Steel, R.G. & J.H. Torrie.** 1988. *Bioestadística. Principios y Procedimientos*. Segunda Edición. Mc Graw-Hill. México. 622 pp.

**Tocher, M.D., C. Gascon & B.L. Zimmerman.** 1997. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: A ten year study. Pp. 124-137 *In:* W.F. Laurance y R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. Chicago. USA.

**Wilcox, B.A. & D.D. Murphy.** 1985. Conservation Strategy: The effects of fragmentation on extinction. *Amer. Nat.* 125:879-887.

**Zar, J.H.** 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Third Ed. New Jersey. USA. 867 pp.

*Recibido: 25 de marzo 1998*
*Aceptado: 3 de noviembre 1998*