

VEREDICTO

Quienes suscriben, integrantes del Jurado designado por el Consejo de Estudios de Postgrado de la Universidad de Los Andes para conocer y emitir veredicto sobre la Tesis presentada por **ANTONIO UTRERA** para optar al título de **Magister Scientiae en Ecología Tropical** y que se titula:

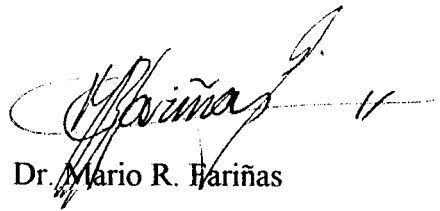
INFLUENCIA DE LA ACTIVIDAD FORESTAL SOBRE LAS COMUNIDADES DE MAMÍFEROS EN LA RESERVA FORESTAL DE CAPARO

hacen constar lo siguiente:

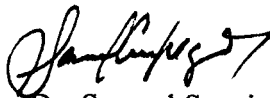
PRIMERO: Que hoy 25-06-96, a las 2:00 pm. nos constituimos como Jurado en el Salón de Reuniones del Postgrado en Ecología Tropical, siendo Presidente del Jurado el Prof. Pascual Soriano. **SEGUNDO:** A continuación, procedimos a discutir si se llevaba a cabo su defensa pública. Luego de considerar las observaciones y críticas de cada miembro del Jurado, acordamos por unanimidad su presentación. **TERCERO:** a las 3:00 pm. de este mismo día, el Jurado se reunió en el Salón del Postgrado en Ecología Tropical y se dió curso al acto público de sustentación de la tesis presentada a requerimiento del Jurado. **CUARTO:** Una vez concluída la sustentación correspondiente, el Jurado interrogó al aspirante sobre los diversos aspectos a que el trabajo se refiere. **QUINTO:** Seguidamente, el Presidente del Jurado invitó al público presente a formular preguntas y observaciones sobre el trabajo presentado. **SEXTO:** Una vez concluído el acto de presentación, el Jurado procedió a la deliberación final y concluyó que **SE APRUEBA LA TESIS DE MAESTRÍA PRESENTADA A NUESTRA CONSIDERACIÓN.**



Prof. Pascual Soriano



Dr. Mario R. Fariñas



Dr. Samuel Segnini

UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
FACULTAD DE CIENCIAS
POSTGRADO EN ECOLOGIA TROPICAL

**INFLUENCIA DE LA ACTIVIDAD FORESTAL
SOBRE LAS COMUNIDADES DE MAMIFEROS EN
LA RESERVA FORESTAL DE CAPARO**

Ing. Antonio Ulvera León
Tutor: Prof. Pascual Soriano

Mérida, Junio 1996

**UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
FACULTAD DE CIENCIAS**

POSTGRADO EN ECOLOGIA TROPICAL

**INFLUENCIA DE LA ACTIVIDAD FORESTAL
SOBRE LAS COMUNIDADES DE MAMIFEROS
EN LA RESERVA FORESTAL DE CAPARO**

**Tesis presentada por el Ing. Antonio Utrera León ante la
Universidad de los Andes como requisito parcial para optar al grado
de Magister Scientiae en Ecología Tropical**

Mérida, Junio 1996

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN	1
INTRODUCCION	3
HIPOTESIS DE TRABAJO	8
OBJETIVOS	8
AREA DE ESTUDIO	9
METODOLOGIA	12
RESULTADOS Y DISCUSION	20
Muestreo por observación	22
Muestreo con técnicas de trampeo	27
Muestreo con redes	28
Variables de hábitat	31
Análisis de sensibilidad	33
DISCUSION FINAL	38
CONCLUSIONES	42
BIBLIOGRAFIA	45
ANEXOS	50

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a:

M. González, G. Duno, Merardo, T. Gutiérrez, M. Rodríguez, R. Utrera, E. Ramírez y J. Martínez, por su colaboración en el trabajo de campo.

C. Bustamante, A. Suarez de Gimenez, personal del Comodato ULA y del Campamento Cachicamo por el apoyo logístico

A los Prof. M. Fariñas y J.A. Guerrero por su valiosa asesoría en el análisis e interpretación de la información básica

A los miembros del Jurado y Tutor por las correcciones y sugerencias

El presente trabajo de investigación fué parcialmente financiado por la UNELLEZ, bajo el Cod. 23191103 y FUNDACITE Centroccidental, Cod. F1.03.03.91

RESUMEN

A través del presente trabajo de investigación se realizó una evaluación de la influencia de la actividad forestal sobre las comunidades de mamíferos en un bosque tropical. Los lugares de muestreo ubicados en la Reserva Forestal de Caparo (Edo. Barinas) fueron seleccionados tomando como criterio dos condiciones de intervención: lotes boscosos moderadamente intervenidos y lotes boscosos sometidos a explotación forestal. El trabajo de campo se efectuó en el lapso comprendido entre Mayo 1991 y Octubre 1993. Se utilizaron las siguientes técnicas de muestreo: colocación de trampas sherman, tomahawk y de golpe; colocación de redes, observación directa e indirecta y colectas ocasionales con armas de fuego.

Con el objeto de evaluar el grado de intervención, se realizó una caracterización del hábitat, tanto en la temporada seca como en la lluviosa, tomando en consideración 13 parámetros los cuales fueron utilizados para calcular índices de heterogeneidad y complejidad. Para comprobar si existían diferencias significativas entre cada grupo de datos, se aplicó la prueba no paramétrica de Ansari-Bradley.

En cuanto a los datos de fauna, éstos fueron agrupados tomando como criterio el grado de intervención de las áreas donde se efectuaron los muestreos; para cada grupo de datos se calculó la riqueza, diversidad, uniformidad, dominancia y similaridad entre muestras. Para evaluar si existían diferencias significativas entre muestras, se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Por último se efectuó un análisis de sensibilidad que permitió evaluar cual es la respuesta de las diferentes especies a la intervención del hábitat, producto de la actividad forestal.

En el área de estudio se registraron 9 órdenes, 24 familias, 56 géneros y 72 especies de mamíferos silvestres. A través de la información generada en el presente trabajo, se demostró que la actividad forestal es un factor que altera y simplifica la estructura y arquitectura del bosque, ocasionando que los bosques sometidos a intervención, alojen comunidades de mamíferos más simples en cuanto a riqueza de especies y complejidad estructural se refiere.

Se comprobó que la intervención actúa de manera diferencial, ya que ocasiona la disminución o desaparición de especies, que en la mayoría de los casos son especialistas o de restringida área de actividad, como es el caso de los pequeños roedores, los murciélagos insectívoros y nectarívoros, así como también aquellos mamíferos depredadores de porte mediano y grande, pero también puede favorecer a especies generalistas o muy plásticas, como ocurre con la mayoría de los integrantes de los órdenes Didelphimorphia y Artiodactyla.

Se concluye que la actividad forestal, aún cuando afecta de manera diferencial a los mamíferos silvestres, causa un fuerte impacto, altera y degrada los diversos hábitat y que aún utilizando otras formas de manejo, siempre existirá un empobrecimiento progresivo de la biodiversidad.

Adicionalmente, la región biogeográfica de los llanos y particularmente los llanos occidentales, han experimentado una fuerte alteración, fragmentación y reducción de la superficie boscosa original. Los datos aportados en el presente trabajo comprueban que los bosques remanentes ubicados al norte del Orinoco, son hábitat insustituibles para la fauna silvestre a nivel regional y evidentemente la concepción y sistema de manejo forestal utilizado actualmente, no garantiza la perpetuidad de la biodiversidad en los llanos occidentales.

Por lo tanto, es urgente revisar las actuales estrategias de manejo forestal en bosques naturales, con la finalidad de garantizar la protección de la fauna silvestre y la preservación global de la biodiversidad presente en los bosques tropicales de América.

INTRODUCCION

Las causas, procesos y factores que pueden influir en la composición y estructura de las comunidades son diversos y han sido objeto de revisión y análisis por varios autores. Entre los factores que afectan potencialmente la estructura comunitaria se encuentran la depredación, la competencia, el mutualismo, la estabilidad climática, la productividad del sistema, la variabilidad temporal, la heterogeneidad espacial, los factores histórico-evolutivos, la superficie cubierta por el hábitat o la combinación de varios de los factores previamente mencionados. (Pianka, 1966, 1974; Ricklefs, 1973; Pielou, 1975).

En los últimos 40 años se han realizado y publicado cientos de trabajos de investigación que demuestran la influencia de dichos factores, sobre la composición y estructura de las comunidades animales.

Las interacciones entre plantas y animales son evidentes, ya que los animales dependen directa e indirectamente de las plantas como fuente de alimento, refugio y sitio de reproducción. Sin embargo, el consumo diferencial de los recursos alimentarios puede afectar la composición y estructura de las comunidades vegetales (Janzen, 1970; Edwards y Gillman, 1987). En este sentido Grubb (1977), cita una serie de trabajos de investigación que demuestran la influencia de la herbivoría en el ciclo de regeneración de los bosques.

Greigh-Smith (1986) refiere que tanto plantas como animales pueden iniciar y mantener la heterogeneidad espacial de una comunidad, produciendo una determinada organización y considera que las comunidades terrestres muestran un grado variable de complejidad estructural, debido a las características del sitio, al efecto de los organismos y a la estratificación de las comunidades vegetales. Dicho autor afirma que la estratificación de las comunidades vegetales es una expresión de las diferencias morfológicas de las especies que la integran, producto de la heterogeneidad del microclima y de la superficie disponible, lo cual impone una determinada organización.

Foster (1980) expone la importancia de la heterogeneidad edáfica (espacial) y estacional (temporal), y considera que son factores importantes que influyen significativamente sobre la composición y estructura de los bosques tropicales. Dicho autor comenta que la respuesta de las plantas a los patrones climáticos es muy compleja, pero dependen sustancialmente de las condiciones edáficas. En este sentido, Folster y Franco (1978, 1979) en la Reserva Forestal de Caparo, llanos occidentales de Venezuela, lograron detectar una estrecha correlación entre el tipo de suelo, el clima y la vegetación.

Ricklefs (1976) sugiere que la heterogeneidad local de los suelos y del microambiente en los bosques tropicales, producto de la influencia de factores físicos tales como la incidencia de radiación solar, precipitación, temperatura y distribución de nutrientes, son factores que inducen la presencia y desarrollo de una gran diversidad de árboles en hábitat forestales tropicales.

Menge y Sutherland (1976) argumentan que la complejidad trófica está en función de la heterogeneidad temporal: "muchos estudios han demostrado que al incrementar la heterogeneidad temporal, los niveles tróficos disminuyen, eliminando aquellas formas especializadas en los niveles tróficos más altos". En cambio, una mayor heterogeneidad espacial podría reflejarse en localidades estructuralmente más complejas, permitiendo la coexistencia de mayor cantidad de especies y una alta diversidad.

MacArthur y MacArthur (1961) demostraron como en bosques deciduos, la diversidad de aves depende de la cobertura y altura del dosel, ya que cada especie requiere de un determinado parche de vegetación. MacArthur, et al (1962), concluyen que la variabilidad horizontal y vertical son factores muy importantes que afectan la diversidad de especies. Karr y Roth (1971) logran correlacionar la altura, diversidad y cobertura de la vegetación en diferentes localidades de Norteamérica, con las comunidades de aves. Asimismo Pearson (1975) demostró que las comunidades de aves presentes en la selva Amazónica, responden a la combinación de limitaciones energéticas y estructurales, patrones históricos de distribución e interacciones competitivas intraespecíficas e interespecíficas.

Roth (1976), encontró una significativa correlación entre la diversidad de aves y diferentes etapas sucesionales de un bosque en Illinois. La riqueza de especies aumentó rápidamente, al incrementar la complejidad del hábitat.

Rotenberry y Wiens (1980a) aplicando Análisis de Componentes Principales (ACP) demostraron que la diversidad de especies en la comunidad, incrementa en relación a la **heterogeneidad vertical**, pero que aparentemente es independiente de la **variabilidad horizontal**. Los mismos autores investigaron la influencia de la variación temporal sobre las comunidades de aves, ya que en la temporada lluviosa incrementa la altura y cobertura de la vegetación y decrece la variabilidad horizontal (Rotenberry y Wiens, 1980b). El análisis multivariado de los datos reveló una pequeña correlación positiva entre ambos grupos de variables.

Sin embargo, en el Neotrópico son escasos los trabajos de investigación que han demostrado la influencia de la variabilidad ambiental sobre las comunidades de mamíferos. En este sentido, es necesario mencionar el trabajo de Soriano y Clulow (1988), donde se evaluó el efecto de las inundaciones estacionales sobre las poblaciones de pequeños mamíferos en los llanos altos occidentales de Venezuela; dichos autores encontraron igual composición de especies, en las diferentes posiciones fisiográficas muestreadas. Sin embargo detectaron cambios en la estructura poblacional de las especies presentes, lo que atribuyen a la variabilidad temporal (inundaciones estacionales).

También es importante citar el trabajo de August (1983), el cual evaluó el papel de la complejidad y **heterogeneidad del hábitat**, sobre la estructura comunitaria de pequeños mamíferos. Dicho autor detectó que la riqueza de especies estaba positivamente correlacionado con la complejidad del hábitat, pero no con la heterogeneidad del mismo; sin embargo encontró una pequeña asociación entre la estructura del hábitat, riqueza, diversidad, abundancia y biomasa de los pequeños mamíferos.

Emmons (1984) trabajando con comunidades de mamíferos en 7 localidades de la selva Amazónica demostró que la densidad del sotobosque y la presencia de enredaderas está

positivamente correlacionada con la densidad de especies. Adicionalmente comprobó que la densidad de mamíferos es mayor en suelos aluviales o volcánicos, disminuyendo sustancialmente en suelos arenosos, aspecto que asocia a la calidad del hábitat.

En este sentido, es necesario aclarar que para efectos del presente trabajo los términos heterogeneidad, variabilidad ambiental y "parcheo", utilizados comúnmente en la literatura, es entendido como la variabilidad espacial y temporal de un recurso o característica presente en un hábitat, el cual puede afectar la presencia o abundancia de un taxón determinado. Por lo antes expuesto, se ha considerado que la heterogeneidad espacial o temporal estará en función de la variabilidad que presentan los componentes del hábitat y que la combinación de dichos parámetros es una expresión de la complejidad.

En otro orden de ideas, pero íntimamente relacionado con lo expuesto en párrafos anteriores, es necesario comentar como la pérdida y alteración de hábitat para la vida silvestre (plantas y animales), producto de la intervención del hombre sobre los ecosistemas naturales, es un problema reconocido a nivel mundial, el cual se ha incrementado significativamente en las últimas 4 décadas (Ehrlich, 1980).

Recientes estimaciones efectuadas en bosques tropicales, uno de los biomas más ricos del mundo en cuanto a especies se refiere, indican que los mismos han sido reducidos en un 44%. Las deforestaciones anuales explican la pérdida de unas 11 millones de ha. de bosques tropicales, los cuales están siendo utilizados principalmente como madera, leña, resinas y semillas, así como también con el objeto de ampliar la superficie agropecuaria. La ocupación de suelos con fines de subsistencia, debido a la presión demográfica, también es un factor de perturbación en dichos ecosistemas (Whitmore, 1980; World Resources Institute WRI, 1990). Sin embargo, a pesar de su considerable extensión (2000-2500 millones de ha), los bosques tropicales escasamente aportan un 10% de la madera que se consume a nivel mundial y una gran parte se pierde por no tener valor comercial; unos 500 millones de m³ se pudren en el suelo o se convierten en humo y cenizas (Lugo, 1980).

Venezuela es un país que no escapa a dicha problemática; por el contrario, en los llanos Occidentales en el período comprendido entre 1950-1975 se deforestó a un ritmo de 6000 ha/año, con la consecuente desaparición de 1.5 millones de ha de bosque, incluyendo ½ millón de ha decretadas como reservas forestales (Veillon, 1977). Mondolfi (1980) y Franco (1981) señalan que en 25 años (1950-1975) desapareció la Reserva Forestal de Turén y se destruyeron parcialmente las de San Camilo, Ticoporo y Caparo; en ésta última, la de más difícil acceso, fue intervenida 30% de la superficie total. Bisbal (1988) menciona que la explotación forestal, en conjunto con la agricultura y la ganadería, son actividades que constituyen la principal causa de desaparición de especies animales y vegetales en Venezuela, sobre todo en los llanos, región considerada por dicho autor como la más afectada del país.

Por otra parte, es importante destacar que los bosques húmedos tropicales, incluyendo los bosques lluviosos, bosques húmedos deciduos y otros, son los hábitat más importantes para la protección global de la biodiversidad a nivel mundial, ya que contienen más de la mitad de las especies presentes en el planeta (WRI, 1990). Dichos bosques se encuentran ubicados principalmente en la región Indomalaya del Sureste Asiático, Centro y Oeste de África y en América Latina. Latino América posee aproximadamente 569 millones de ha de bosques, es decir el 81% de la superficie original, la cual se encuentra ubicada principalmente en la Amazonia (WRI, 1990).

Ojasti (1987) comenta al respecto que los países de América Tropical tienen en sus manos la gran responsabilidad de conservar la Fauna silvestre de los bosques tropicales por su gran extensión y por la riqueza de su fauna: 1100 especies de Mamíferos, 3300 especies de Aves y 1830 especies de Anfibios, los cuales son en su mayoría de hábitos silvícolas.

En este sentido el World Resource Institute (WRI), International Union for Conservation of Nature and Natural Resource (IUCN), Conservation Internacional, World Wildlife Fund (WWF) y el Banco Mundial, han manifestado el interés de efectuar investigaciones que permitan entre otras cosas, determinar el efecto causado en los ecosistemas naturales por la

acción antrópica y en el caso de los bosques, particularmente por las deforestaciones (WRI, 1990; McNeely et al, 1990).

Por lo antes expuesto, es necesario realizar un gran esfuerzo a nivel nacional e internacional, especialmente en aquellos hábitat con mayor riqueza de especies, como son en efecto, los bosques tropicales. Tales planteamientos se ajustan a los objetivos del presente trabajo, en el cual se evalúa la respuesta de la comunidad de mamíferos silvestres a la actividad forestal y a la heterogeneidad y complejidad del hábitat en un bosque tropical de los llanos occidentales de Venezuela. Es necesario aclarar que para efectos del presente trabajo, se ha considerado que la heterogeneidad espacial y temporal estará en función de la variabilidad que ostentan los componentes del hábitat y que la varianza global de dichos parámetros es una expresión de la complejidad.

HIPOTESIS DE TRABAJO

Para efectos del presente trabajo, se ha considerado que la disminución de la heterogeneidad y complejidad del hábitat, producto del manejo y explotación forestal, se reflejará en comunidades vegetales estructuralmente más simples, ocasionando cambios sustanciales en la composición y estructura de las comunidades de mamíferos silvestres, tal como la disminución de la riqueza y la simplificación de la estructura comunitaria.

Sin embargo, también es probable que las especies silvestres que integran la mastofauna respondan diferencialmente a la intervención del hábitat, incrementando, disminuyendo o permaneciendo estable su nivel poblacional.

OBJETIVOS

1.- Evaluar la influencia de los cambios en la heterogeneidad espacial y temporal del bosque, sobre las comunidades de mamíferos silvestres asociados a hábitat moderadamente intervenidos e intervenidos.

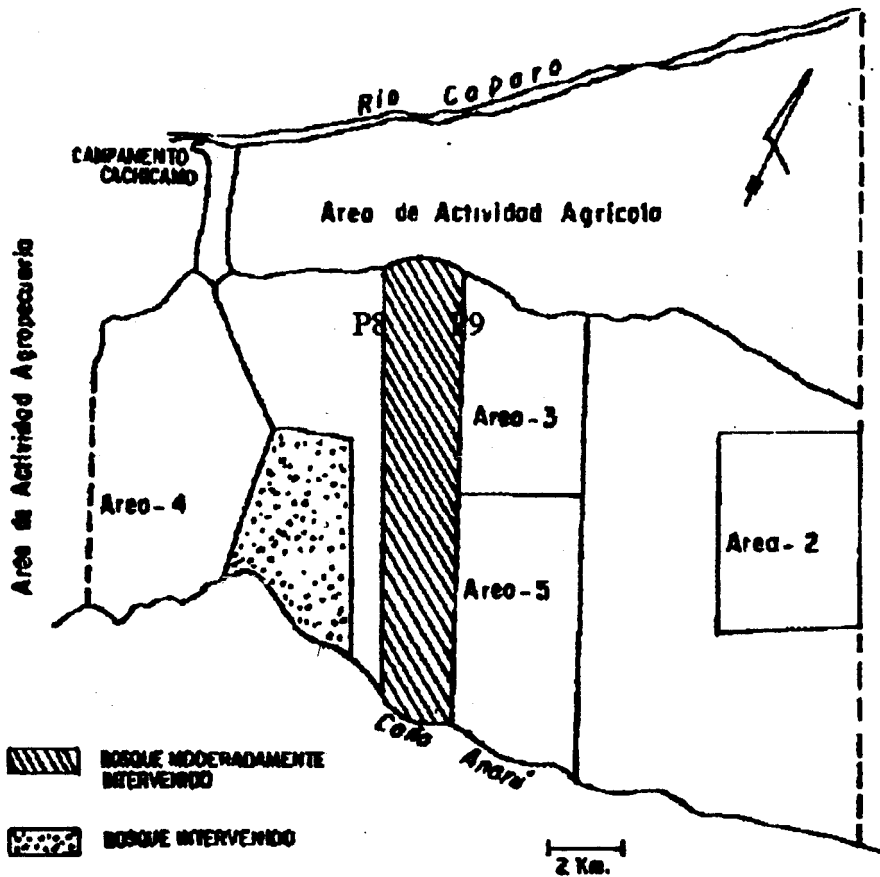
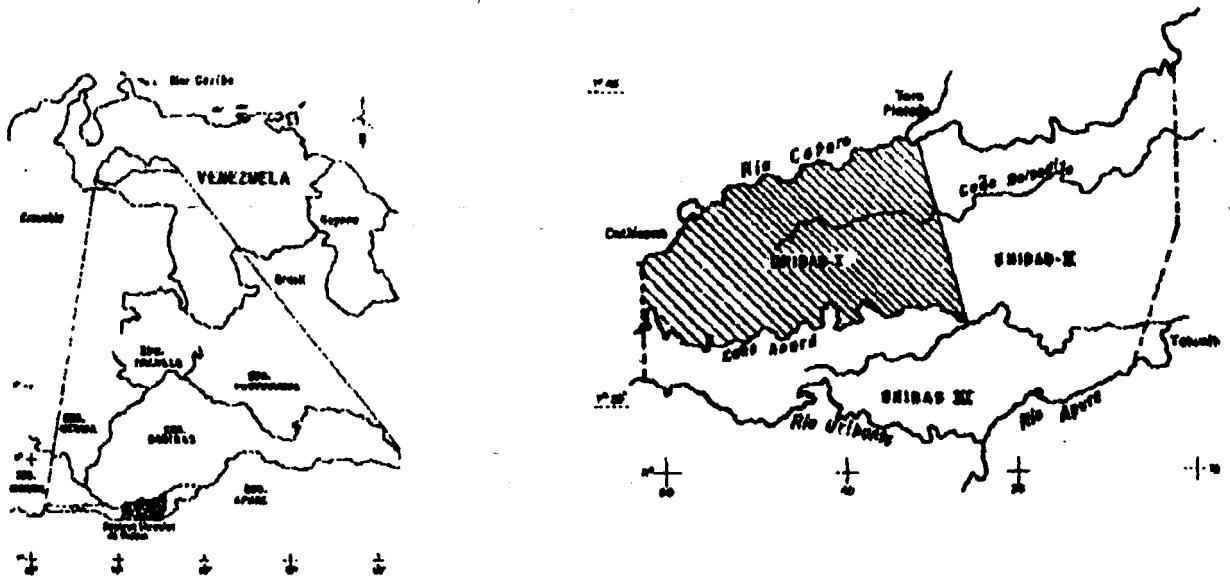
2.- Determinar la intensidad de los cambios que experimenta la complejidad del hábitat, como consecuencia de la actividad forestal.

AREA DE ESTUDIO

Ubicación.- La Reserva Forestal de Caparo se encuentra ubicada en los Llanos Occidentales de Venezuela, al Suroeste del Edo. Barinas. El área de estudio, conformada por la Unidad I de la mencionada Reserva, se encuentra ubicada a 7° 30' N y 71° 00' W (Fig. 1). Ocupa una extensión aproximada de 7000 ha, de las cuales para el año 1990 quedaban sin explotar menos 3000 ha de bosques que presentan una moderada intervención. Dicha Unidad, administrada en Comodato por la ULA y el MARNR presenta áreas cubiertas por bosques explotados y no explotados, condición indispensable para efectuar la investigación planteada. En la Unidad I se han efectuado diversos trabajos de vegetación y suelos por lo que existe una valiosa información al respecto; adicionalmente posee una excelente infraestructura y vialidad, condición que brinda un deseable apoyo logístico.

Clima y Geomorfología.- El área de estudio se caracteriza por una marcada estacionalidad en el régimen de precipitación; la temporada lluviosa se extiende de Abril a Noviembre con una precipitación promedio anual de 1750 mm y la temporada seca de Diciembre a Marzo. La temperatura muestra un patrón isotérmico cuyo valor promedio anual es de 24,6 °C y la humedad relativa oscila entre 59% en los meses secos y 89% en los meses húmedos, con una evapotranspiración potencial de 1515 mm. Las características ambientales están estrechamente vinculadas a la dinámica de los procesos geomorfológicos. Existe una clara diferencia horizontal del relieve, producto de la deposición diferencial de sedimentos (arenas, limos y arcillas) y por los cambios en el curso del río Caparo. Aunque con un relieve particularmente plano y una pendiente que no excede el 1%, a cortas distancias existen diferencias notables de gran importancia (1 ó 2 m). Cada unidad geomorfológica (bancos, bajíos y esteros) presenta propiedades hidrológicas y edáficas particulares, que son determinantes de la vegetación natural (Vincent, 1970; Folster y Franco, 1979; Franco y Folster, 1982).

Figura 1. Area de Estudio



Descripción del Área.- Vincent (1970) tipificó dichos bosques según su caducifolia en: Selva siempreverde, subsiempreverde, semidecidua y decidua, las cuales pueden desarrollarse tanto en banco, como en bajo. Arias (1990), describe 5 tipos de comunidades vegetales, dentro de un sector de la Pica 8 (Fig. 1), lo cual ilustra la variabilidad ambiental existente en el área de estudio.

Es importante mencionar que los lugares de muestreo no están separados por apreciables distancias (2 ó 3 km) que impidan o limiten el movimiento e intercambio de especies entre dichos lugares (Fig. 1). A continuación se describen los lugares de muestreo:

Bosque Moderadamente Intervenido (BMI)

Este bosque ocupa una extensión aproximada de 2500 ha y se caracteriza por una intervención leve, puesto que hace aproximadamente 50 años se realizó una extracción selectiva de Caoba (*Swietenia macrophylla*) con fines comerciales. Presenta tres estratos: el superior con árboles que alcanzan más de 30 m, otro intermedio de 8 a 20 m y el inferior de 2-5 m. La cobertura del estrato superior puede alcanzar hasta 90%. Entre las especies de árboles y arbustos más comunes que integran la comunidad vegetal, podemos mencionar *Acalypha diversifolia*, *Attalea maracaibensis*, *Bactris major*, *Brostium sp*, *Capparis badocea*, *Coccoloba padiformis*, *Dimerocostus strobilacius*, *Heliconia discolor*, *Inga marginata*, *Ischnosiphon leucophaeus* y *Spondias mombin*. En el anexo 1 se muestra una lista de las especies de árboles, arbustos y trepadoras, registradas en dicho bosque.

Bosque Intervenido (BI)

En este bosque se realizó una extracción comercial selectiva en el año 1985 y en 1987 se extrajo un remanente de madera (Bustamante, com. pers.). Presenta dos estratos bien definidos, bajo y medio, aunque existen lugares con grupos de árboles que superan los 30 metros, conformando un estrato emergente discontinuo. En algunos sectores el sotobosque es más denso debido a la presencia de vegetación baja de follaje tupido y existen áreas donde se aprecia mayor abundancia y concentración de palmas (*Attalea sp.*, *Bactris major*), pipéraceas, heliconias y una mayor entrada de luz, como consecuencia de la escasa cobertura. La

comunidad vegetal está integrada por muchos individuos juveniles, de las especies mencionadas en el párrafo anterior y por lo tanto son escasos los árboles de gran tamaño presentes en este hábitat. Después de la segunda extracción, no se han efectuado otras actividades silviculturales que impliquen una degradación adicional. En el anexo 2 se muestra la lista de los árboles, arbustos y trepadoras registrados en dicho bosque.

Hábitat fuertemente intervenidos (HFI)

Se consideran HFI aquellas áreas que han experimentado una fuerte intervención y transformación del hábitat, producto de la actividad forestal, agrícola o pecuaria. Están conformados por sectores ubicados dentro de la Unidad I de la Reserva, deforestados recientemente o cubiertos por plantaciones, así como también aquellas otras áreas adyacentes, que después de ser deforestadas son utilizadas actualmente con fines agropecuarios (agricultura mecanizada y ganadería extensiva).

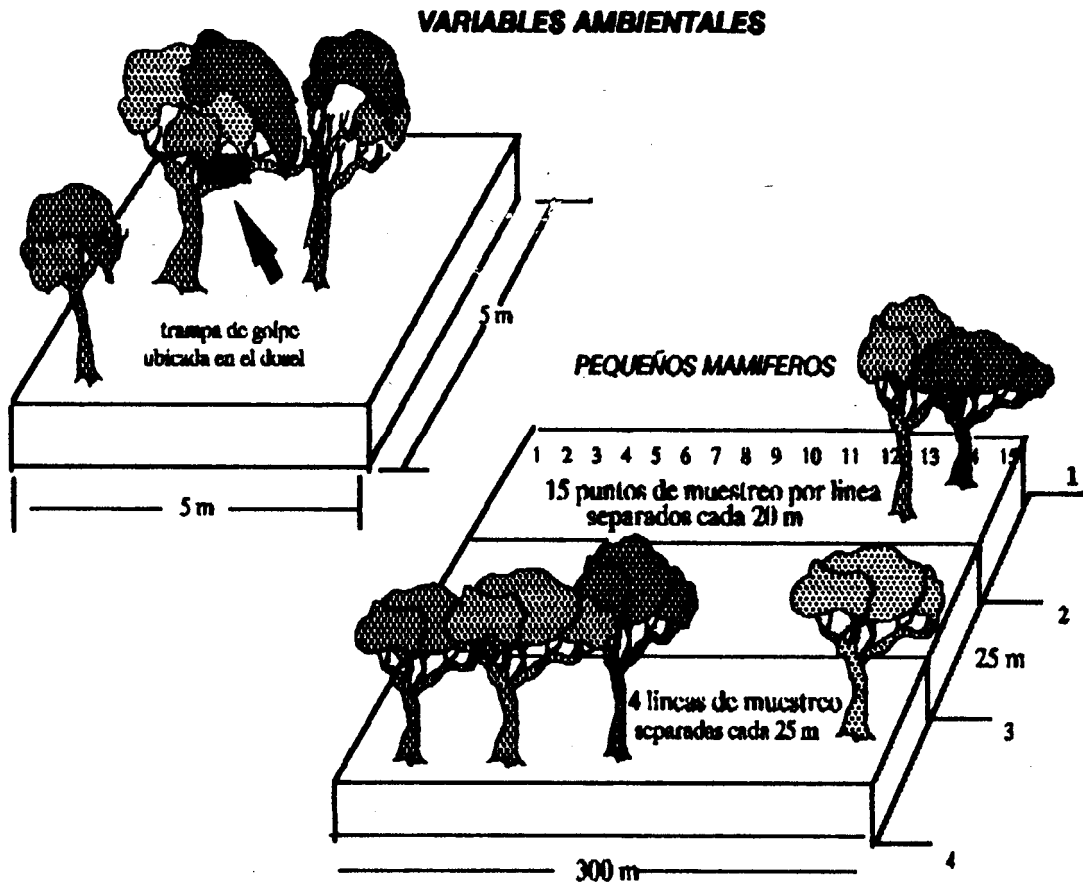
METODOLOGIA

Se realizaron 2 visitas al área de 5 días c/u, con la finalidad de escoger los lugares de muestreo en el bosque moderadamente intervenido y en el bosque explotado y se puso a prueba la metodología que se describe a continuación.

CAPTURA DE PEQUEÑOS MAMIFEROS TERRESTRES Y ARBORICOLAS

En cada bosque se escogió un lugar de muestreo que fuese representativo y lo más accesible posible, para transportar el respectivo equipo de campo. Adicionalmente se evaluó la distancia a recorrer en la temporada lluviosa, cuando no hay acceso en vehículo a los lugares de muestreo. Después de escoger los sitios de muestreo, se procedió a demarcar una parcela en cada bosque, configurada por 4 filas separadas cada 25 metros. En cada fila se ubicó 15 puntos de muestreo separados cada 20 m, para un total de 60 puntos que abarcan una superficie aproximada de 2,25 ha (Fig. 2).

FIGURA 2 PARCELAS DE MUESTREO



En cada punto de muestreo se colocaron dos trampas, una de golpe en el estrato arbóreo y otra en el suelo, la cual se alternó colocando sucesivamente una Sherman y luego una Tomahawk. Esta configuración permitió cubrir el área de influencia y tamaño corporal de los pequeños mamíferos que utilizan el estrato arbóreo bajo, aquellos que son exclusivamente terrestres y aquellas otras especies que indiferentemente utilizan ambos estratos. Con dicha disposición se cubrió la **variabilidad espacial** existente en el área de estudio. El cebo utilizado fue una mezcla de avena, sardinas, vainilla y semillas de maíz y/o sorgo, con cambur o plátano. En algunos casos, las Tomahawk fueron cebadas sólo con cambur. Las trampas se revisaron en la mañana para retirar el material colectado y en la tarde se recibieron. El esfuerzo de muestreo fue de 2328 trampas/noche en el BMI y se efectuó en las 2 temporadas del año (seca y lluviosa), con la **finalidad** de cubrir la **variabilidad temporal**.

CAPTURA DE MAMIFEROS VOLADORES

Se colocaron 2 ó 3 redes por noche en aquellos lugares seleccionados previamente, tratando de cubrir la máxima variabilidad existente, hasta estabilizar las curvas de saturación de especies, en cada uno de los bosque muestreados. En el BI se realizó un esfuerzo de 88 horas/red y en el BMI de 187 horas/red; las redes permanecían abiertas desde la 18.45 hasta aproximadamente las 24.00. Regularmente las redes se colocaron durante noches de baja luminosidad lunar, con la finalidad de aumentar la probabilidad de captura.

El material biológico colectado, fue etiquetado, pesado, medido y después de registrar su condición reproductiva, se preservó correctamente. Los individuos en alcohol, piel y/o esqueletos, así como el contenido estomacal, fueron preservados debidamente y depositados en el Museo de Ciencias Naturales de la Unellez (MCNG), Vicerrectorado de Prod. Agrícola, para su posterior procesamiento. Posteriormente fueron determinados taxonómicamente y ordenados siguiendo el criterio de Wilson y Reeder (1993) y Soriano y Ochoa (en prensa). Una muestra representativa será depositada en el Museo de Vertebrados de la ULA (CVULA).

REGISTROS DE MAMIFEROS POR OBSERVACION DIRECTA E INDIRECTA

Con la finalidad de efectuar observaciones directas e indirectas de medianos y grandes mamíferos silvestres, se efectuaron recorridos diurnos y nocturnos, a pié y en vehículo por diversos sectores en el área de estudio. Las técnicas utilizadas fueron observación directa (diurna y nocturna), identificación de huellas, excrementos, vocalización, olor, rastros, refugios y otros. El esfuerzo realizado fue de 63 horas 45 minutos en el BMI y 63 horas 15 minutos en el BI. Para cada técnica utilizada, se calculó y plasmó la respectiva curva de saturación de especies, lo que permitió asegurar que el esfuerzo de muestreo utilizado en cada hábitat es suficiente.

VARIABLES DE HABITAT

Como se mencionó en la introducción, se consideró la disponibilidad de recursos (alimento, refugio o lugar de reproducción) como las causas principales que afectan la presencia y abundancia de un taxón determinado en un eje tridimensional (espacio horizontal-vertical y dimensión temporal); dicha disponibilidad se evaluó tomando en cuenta la heterogeneidad espacial y temporal de la composición, estructura y otras características de la vegetación dominante en cada hábitat muestreado.

Para medir la heterogeneidad espacial y temporal en cada uno de los bosques, se consideraron y evaluaron las variables de hábitat descritas posteriormente, seleccionando una muestra representativa no menor a 20 puntos en cada parcela de muestreo, por temporada (Fig. 2), tomando como criterio la tipificación y variabilidad de la vegetación en el área de estudio según Vincent (1970). Adicionalmente, en cada uno de los puntos de muestreo donde la captura fue positiva, también se efectuó la evaluación de las variables ambientales descritas a continuación, las cuales constituyen parámetros importantes que pueden ser correlacionados con la presencia, distribución y abundancia de los mamíferos silvestres.

Tomando como punto central la posición de la trampa ubicada en el estrato arbóreo, se demarcó una parcela de 25 m², tal y como se observa en la Fig. 2 y se procedieron a medir los siguientes parámetros:

- 1) Altura aproximada del dosel (ADO) en metros, en el lugar de ubicación de la trampa
- 2) Número de especies (ESP) de árboles, arbustos y trepadoras presentes en cada parcela
- 3) Número de individuos (IND) de árboles y arbustos, juveniles o adultos, con altura superior a 80 cm presentes en las parcelas respectivas.

4) Formas de vida presentes (FV), tomando como criterio una modificación del sistema Kuchler para la descripción de la vegetación (Montoya y Matos, 1967) en el cual se incluyen las siguientes categorías:

Vegetación Leñosa

- **Arboles:** vegetación leñosa con altura mayor a 8 mts. Estos pueden ser:
 - Arboles siempreverdes
 - Arboles deciduos
- **Arbustos:** vegetación leñosa con altura menor a 8 mts, los cuales pueden caracterizarse igual que en el punto anterior
 - Arbustos siempreverdes
 - Arbustos deciduos.
- **Cactáceas arborescentes:** plantas carentes de limbos foliares que presentan clorofila en tallos y ramas.

Vegetación herbácea.

- **Graminoides:** incluye todo tipo de pastos y plantas con apariencia de gramíneas (ciperáceas, juncos, etc), excluyendo bambúes.
- **Latifoliadas herbáceas:** incluye a fanerógamas y a los helechos no arborescentes, ni epífitos.
- **Líquenes y musgos:** se consideran solamente aquellos que crecen en el suelo (no epífitos).

Otras formas biológicas

- **Trepadoras:** se refiere únicamente a trepadoras leñosas.

- **Estípites:** comprende palmeras y helechos arborescentes.
- **Bambúes:** aunque taxonómicamente son gramíneas, se les da una categoría aparte por ser plantas leñosas.
- **Epífitas:** se incluyen todas aquellas plantas que crecen sobre otras, aunque obviamente, no pertenecen a las mismas formas biológicas.

5) **Presencia/ausencia de huecos en el suelo (HS)**

6) **Presencia/ausencia de huecos en árboles (HA)**

7) **Presencia/ausencia de troncos caídos (TC)**

8) **Presencia/ausencia de troncos podridos (TP), pero que permanecen en pie**

9) **Altura de la trampa (AT) colocada en el estrato arbóreo, tomando como base el nivel del suelo**

10) **Diámetro del elemento (DIA) donde se colocó la trampa**

11) **Tipo de elemento (TE) donde se colocó la trampa (forma de vida)**

12) **Presencia/ausencia de musgo (PAM) en el sitio de la colocación de la trampa**

13) **Presencia/ausencia de flores, frutos o semillas (PFS) en la parcela de 25 m².**

ANALISIS DE LA INFORMACION

Las variables de hábitat consideradas, fueron ordenadas en una tabla de doble entrada y procesadas utilizando análisis de componentes principales (ACP), transformando los datos originales en una matriz de correlación, lo que permitió estructurar el conjunto de datos en forma multivariada sin que exista la necesidad de conocer su distribución de probabilidades. Para tal fin se utilizó el paquete estadístico MINITAB, versión 10.5.

Luego se obtuvo un índice de heterogeneidad, tomando como criterio la varianza de los valores obtenidos en el primer componente principal. Dicha información procesada en la temporada seca y lluviosa y a diferentes grados de intervención (bosque moderadamente intervenido - bosque intervenido), permitió comparar la heterogeneidad temporal y las diferencias que el bosque presenta como consecuencia de la intervención forestal. Como el número de variables utilizadas es menor a 20 y se desconoce si los datos se distribuyen normalmente, se utilizó la prueba no paramétrica de Ansari-Bradley, para comprobar si existen diferencias significativas entre los diferentes grupos de datos.

Para conocer la respuesta de la comunidad de mamíferos a la intervención del hábitat y a la variabilidad temporal, las muestras fueron estandarizadas utilizando como criterio el número de registros por especie y el esfuerzo utilizado en cada hábitat muestreado. Debido a que los datos crudos son producto de la utilización de diferentes técnicas (trampeo, capturas con redes y observación directa) fueron analizados por separado, comparando en cada caso riqueza de especies, diversidad, equitabilidad, dominancia y similitud entre las muestras.

La riqueza de especies, no es más que el número de especies presentes en un espacio y tiempo dado; en cuanto a diversidad, siguiendo las consideraciones de Alatalo (1981), es una estimación del peso relativo de cada especie de acuerdo a su abundancia en la comunidad. Para comparar riqueza, diversidad y dominancia entre las muestras, se utilizaron los números de Hill (1973) ya que son más confiables por la sensibilidad de percibir los cambios en la composición y estructura de la comunidad. N_0 representa la riqueza de especies presente en la muestra; N_1 la dominancia la cual fue calculada como el antilogaritmo del índice de diversidad

de Shannon ($N_1 = \text{Exp } H'$; $H' = \sum p_i \cdot \ln p_i$); N_2 valor que fue interpretado como un índice de dominancia por su sensibilidad a percibir el cambio de las especies comunes en la muestra, fue calculado a través del inverso del índice de diversidad de Simpson ($N_2 = 1 / \sum p_i^2$). $N_3 = N_{\text{max}} / N$ también fue utilizado como un índice de dominancia.

La uniformidad se calculó utilizando un índice propuesto por Molinari (1989):

$$G_{2,1} = \arcsen F_{2,1} / 90 \text{ cuando } F_{2,1} \text{ es mayor a } \frac{1}{2}$$

$$G_{2,1} = (F_{2,1})^3 \text{ cuando } F_{2,1} \text{ es menor o igual a } \frac{1}{2}$$

$$\text{donde } F_{2,1} = (N_2 - 1) / (N_1 - 1)$$

Posteriormente se compararon las muestras obtenidas en cada caso utilizando el índice de similitud de Sorensen cualitativo y cuantitativo (Magurran, 1988).

$$S = 2 C / A + B \quad S_q = 2 \sum x_i \cdot y_i / \sum x_i^2 + y_i^2$$

Para comprobar si existen diferencias estadísticamente significativas entre los respectivos hábitat estudiados y tomando en consideración la distribución de la abundancia de las especies en la muestra, se utilizó una prueba no paramétrica ya que las muestras son relativamente pequeñas en cuanto a número de especies registradas y aún cuando dicha muestra en algunos casos es mayor a 20 ($n > 20$), no se puede suponer normalidad en la distribución de los datos. Adicionalmente y de acuerdo al criterio esgrimido por Southwood (1978) y Magurran (1988), los índices o resultados basados en abundancia proporcional de especies, deben ser considerados y analizados utilizando estadísticos no paramétricos.

Se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras independientes, con la finalidad de evaluar diferencias entre los 2 hábitat muestreados. Se escogió dicha prueba, ya

que la misma es sensible a cualquier diferencia en la distribución de las muestras, sea esta a nivel de tendencia central, oblicuidad o dispersión (Daniel, 1990; Siegel, 1986). Para todos los casos, los datos fueron estandarizados calculando la abundancia de cada especie, homogenizando el esfuerzo de muestreo aplicado en cada hábitat y en función al tipo de técnica utilizada.

Por último, se efectuó un análisis de sensibilidad con la finalidad de evaluar cuales especies son afectadas por los cambios en la heterogeneidad del hábitat, producto de la actividad forestal. Tomando como criterio el valor de abundancia estandarizada (AE) calculado para cada una de las especie registradas, se estimó su abundancia específica, la cual se concibe como el aporte proporcional de cada especie en los bosques estudiados. Posteriormente se ordenaron de acuerdo a su condición taxonómica y a la utilización espacial del hábitat. En cuanto a esta última condición, se tomó como criterio si la especie es estrictamente terrestre (T), si utiliza el estrato arbóreo y terrestre simultáneamente (TAR), si es estrictamente arborícola (AR) ó si es un mamífero volador que utiliza el espacio aéreo del bosque (AER).

El valor de sensibilidad se calculó en base a la diferencia en la abundancia específica de cada taxón, entre los respectivos bosques. Dichos valores pueden resultar positivos, negativos o neutros, en función de la sensibilidad que tienen las especies de soportar la intervención del hábitat y analizados tomando como criterio su signo y magnitud; un impacto positivo de gran magnitud se reflejará en valores positivos altos y viceversa.

RESULTADOS Y DISCUSION

En el área de estudio se registraron un total de 9 órdenes, 24 familias, 56 géneros y 72 especies. En la tabla 1 se muestra la lista de los mamíferos silvestres registrados en cada bosque estudiado y se adiciona aquella información ocasional colectada en otros hábitat.

TABLA 1. Mamíferos registrados en la reserva forestal de Caparo Unidad I

BMI = Bosque Moderadamente Intervenido BI = Bosque Intervenido
 HFI = hábitat fuertemente intervenidos c/f = confirmar la determinación taxonómica.

ESPECIES	HÁBITAT			ESPECIES	HÁBITAT		
	BMI	BI	HFI		BMI	BI	HFI
DIDELPHIMORPHIA				<i>Vampyressa pusilla</i>	X	X	
<i>Caluromys lanatus</i>	X	X		<i>Desmodus rotundus</i>	X	X	
<i>Didelphis marsupialis</i>	X	X	X	<i>Myotis keaysi</i>			X
<i>Gracilinanus marica</i> c/f		X		<i>Myotis nigricans</i>	X		
<i>Marmosa robinsoni</i>	X	X	X	<i>Myotis riparius</i>	X		
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	X	X		<i>Rhogeessa tumida</i>	X	X	X
<i>Phallander opossum</i>	X	X		<i>Molossus molossus</i>			X
XENARTHA				PRIMATES			
<i>Dasybus novemcinctus</i>	X	X		<i>Alouatta seniculus</i>	X	X	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	X			<i>Ateles belzebuth</i>	X	X	
<i>Tamandua tetradactyla</i>	X	X		<i>Cebus albifrons</i>	X	X	
CHIROPTERA				CARNIVORA			
<i>Peropteryx leucoptera</i>	X			<i>Cerdocyon thous</i>	X	X	X
<i>Saccopteryx bilineata</i>		X		<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	X	X	
<i>Saccopteryx canescens</i>	X			<i>Leopardus pardalis</i>	X	X	X
<i>Saccopteryx leptura</i>	X			<i>Puma concolor</i>	X		
<i>Noctilio albiventris</i>		X		<i>Panthera onca</i>	X		
<i>Micronycteris hirsuta</i>	X			<i>Conopatus semistriatus</i>	X	X	
<i>Micronycteris megalotis</i>	X	X		<i>Eira barbara</i>	X	X	
<i>Micronycteris minuta</i>		X		<i>Potos flavus</i>	X	X	
<i>Micronycteris nicefori</i>	X			<i>Procyon cancrivorus</i>		X	X
<i>Mimon crenulatum</i>	X	X		PERISSODACTYLA			
<i>Phyllostomus discolor</i>	X			<i>Tapirus terrestris</i>	X	X	
<i>Phyllostomus elongatus</i>	X	X		ARTIODACTYLA			
<i>Phyllostomus astutus</i>	X	X		<i>Pecari tajacu</i>	X	X	
<i>Tonatia bidens</i>	X	X		<i>Tayassu pecari</i>	X	X	
<i>Tonatia brasiliense</i>	X			<i>Mazama americana</i>	X	X	
<i>Trachops cirrhosus</i>	X	X		<i>Odocoileus virginianus</i>			X
<i>Glossophaga soricina</i>	X	X		RODENTIA			
<i>Carollia perspicillata</i>	X	X	X	<i>Sciurus granatensis</i>	X	X	
<i>Artibeus phaeotis</i>	X			<i>Oecomys bicolor</i>	X		
<i>Artibeus jamaicensis</i>	X	X		<i>trinitatis</i>	X		
<i>Artibeus lituratus</i>	X	X		<i>Zygodontomys brevicauda</i>	X		X
<i>Chiroderma trinitatum</i>	X	X		<i>Coendou prehensilis</i>	X		
<i>Chiroderma vilosum</i>	X	X		<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>			X
<i>Platyrrhinus brachycephalus</i>		X		<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	X	X	
<i>Platyrrhinus helleri</i>	X	X		<i>Agouti paca</i>	X		
<i>Sturnira lilium</i>	X			<i>Proechimys guairae</i>	X	X	
<i>Uroderma bilobatum</i>	X	X	X	LAGOMORPHA			
<i>Uroderma magnirostrum</i>	X	X		<i>Silvilagus brasiliensis</i>	X	X	X
<i>Vampyressa bidens</i>		X					

I.- MUESTREO POR OBSERVACION

En la tabla 2 se plasma el esfuerzo de muestreo por tipo de bosque, expresado en horas "h" y minutos "m", discriminado de acuerdo a la técnica utilizada. Igualmente en la Fig. 3A se muestra para cada tipo de bosque las respectivas curvas de saturación de especies, en las cuales se percibe una clara estabilización de las mismas, lo que indica que se efectuó suficiente esfuerzo de muestreo en ambos hábitat.

TABLA 2. Esfuerzo de muestreo por observación

BMI = Bosque moderadamente intervenido, BI = Bosque intervenido, VEHD = en vehiculo, recorridos diurnos, VEHN = en vehiculo, recorridos nocturnos, PIED = a pié, recorridos diurnos

TIPO DE BOSQUE	ESFUERZO PARCIAL DISCRIMINADO POR TECNICA UTILIZADA HORAS DE OBSERVACION			
	VEHD	VEHN	PIED	TOTAL HORAS
BMI	3 h 30 m	10 h 30 m	49 h 45m	63 h 45m
BI	3 h 45 m	10 h	49 h 30m	63 h 15m

En las tablas 3 y 4 se cuantifica el tipo y número de observaciones realizadas en cada bosque; en base a 100 horas de esfuerzo, se estimó la abundancia estandarizada de cada una de las especies, tomando en cuenta estrictamente aquellos registros efectuados por observación directa. Es necesario mencionar que dichos valores son confiables para efectos de estimar la abundancia relativa, ya que aún existiendo algún sesgo en la técnica utilizada, la misma fue aplicada homogéneamente en ambos hábitat.

Como puede apreciarse en la Tabla 3, aplicando la mencionada técnica de muestreo se efectuaron 196 observaciones y se registraron 20 especies en el BI, de las cuales únicamente *D. marsupialis* fue registrado aplicando otra técnicas (trampeo). En cuanto al BMI se efectuaron 147 observaciones y se registraron 25 especies, de las cuales únicamente *D. marsupialis* y *P. opossum* fueron registradas aplicando técnicas de trampeo (Tabla 4). En ambos casos los resultados demuestran la efectividad de la técnica por observación, pues se registraron 27 especies no detectadas utilizando otras estrategias de muestreo.

FIGURA 3 CURVAS DE SATURACION

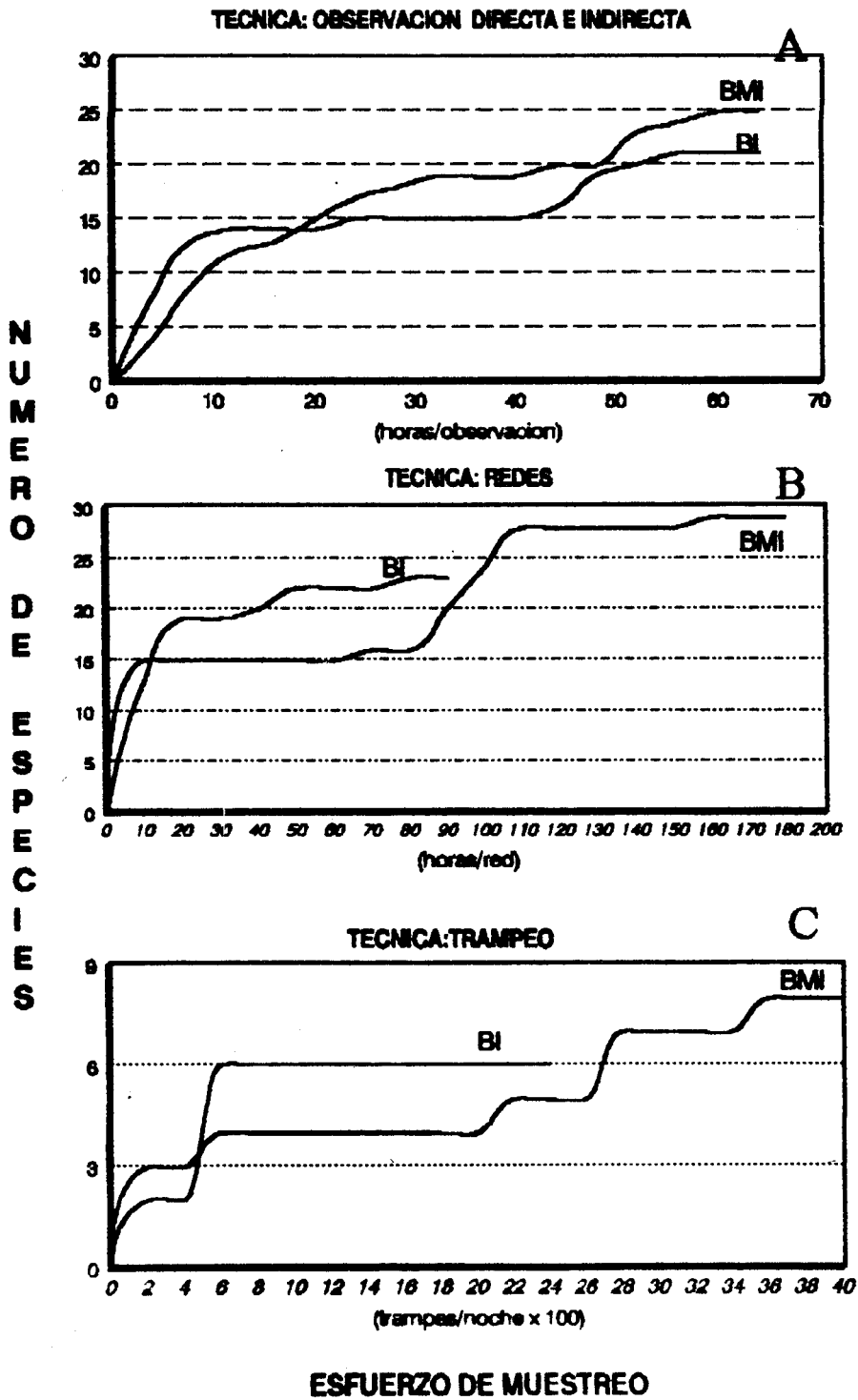


TABLA 3. Registros realizados por observación en el Bosque Intervenido (BI)

Ob = observaciones directas H = huellas Exc = excrementos Voc = vocalización
O = rastros, olores, refugios. AE = abundancia estandarizada a 100 horas de observación

ESPECIE	Ob	H	Exc	Voc	O	Total	AE
<i>C. lanatus</i>	1					1	1.569
<i>D. marsupialis</i>	3				1	4	4.707
<i>D. novemcinctus</i>					1	1	
<i>T. tetradactyla</i>	1					1	1.569
<i>A. seniculus</i>	18			9		27	28.242
<i>A. belzebuth</i>	7					7	10.983
<i>C. albifrons</i>	6				1	7	9.414
<i>D. thous</i>	1					1	1.569
<i>H. yagouarondi</i>	1	1				2	1.569
<i>L. pardalis</i>	3	2				5	4.707
<i>C. semistriatus</i>	1				1	2	1.569
<i>E. barbara</i>	1					1	1.569
<i>P. flavus</i>	11			1		12	17.529
<i>P. cancrivorus</i>		2				2	
<i>T. terrestris</i>		5	4			9	
<i>P. tajacu</i>		1			1	2	
<i>T. pecari</i>	1	1	1			3	1.569
<i>M. americana</i>	4	3	3			10	6.276
<i>S. granatensis</i>	20				2	22	31.380
<i>D. fuliginosa</i>	74			3		77	116.106
<i>S. brasiliensis</i>	1					1	1.569
TOTAL	154	15	8	13	7	197	

Los valores de abundancia estandarizada muestran que en ambos bosques las especies más abundantes son *D. fuliginosa*, *S. granatensis*, *P. flavus* y los primates; adicionalmente se puede observar que en algunos casos dichos valores superan hasta en 10 veces los registros efectuados para otras especies. En el caso de los Primates se reportan como AE los registros efectuados a nivel de grupo, por lo que dichos valores están subestimados.

TABLA 4. Registros realizados por observacion en el Bosque
Moderadamente Intervenido

Ob = observaciones directas H = huellas Exc = excrementos Voc = vocalización
O = rastros, olores, refugios AE = abundancia estandarizada a 100 horas de observacion

ESPECIE	Ob	H	Exc	Voc	O	Total	AE
<i>C. lanatus</i>	1				1	2	1.404
<i>D. marsupialis</i>	1					1	1.404
<i>P. opossum</i>	1					1	1.404
<i>D. novemcinctus</i>					2	2	
<i>M. tridactyla</i>			1			1	
<i>T. tetradactyla</i>	1					1	1.404
<i>A. seniculus</i>	9			11		20	12.636
<i>A. belzebuth</i>	8					8	11.232
<i>C. albifrons</i>	7					7	9.828
<i>D. thous</i>	3					3	4.212
<i>H. yagouarondi</i>	2					2	2.808
<i>L. pardalis</i>	4					4	5.616
<i>P. concolor</i>		2				2	
<i>P. onca</i>					1	1	
<i>C. semistriatus</i>	2				3	5	2.808
<i>P. flavus</i>	8					8	11.232
<i>T. terrestris</i>		5	2		1	8	
<i>P. tajacu</i>		1			1	2	
<i>T. pecari</i>	3	3	1	1	4	12	4.212
<i>M. americana</i>	1	3				4	1.404
<i>S. granatensis</i>	8					8	11.232
<i>C. prehensilis</i>	1					1	1.404
<i>D. fuliginosa</i>	25			2		27	35.100
<i>A. paca</i>	2	1				3	2.808
<i>S. brasiliensis</i>	13		1			14	18.252
Total	100	15	5	14	13	147	

En la Tabla 5 se muestran los valores de Diversidad, Dominancia, Uniformidad y Similitud cualitativa y cuantitativa para ambos bosques. Como es de esperar según la hipótesis planteada, el BMI ostenta mayor riqueza de especies; adicionalmente, cuando se

interpretan los índices de diversidad y uniformidad calculados, se percibe un incremento de la heterogeneidad en la abundancia de las especies que integran la comunidad en el BI y clara disminución en la uniformidad.

TABLA 5. Índices de diversidad, equitabilidad, dominancia y valores de similaridad para los bosques muestreados aplicando la técnica de observación directa

INDICES	HÁBITAT	
	BMI	BI
RIQUEZA (N_0)	25	21
DIVERSIDAD (N_1)	11.804	6.265
DOMINANCIA (N_2)	8.598	3.683
DOMINANCIA (N)	0.250	0.480
UNIFORMIDAD ($G_{2,1}$)	0.703	0.132
SIMILARIDAD CUALITATIVA (S)	S = 0.890	
SIMILARIDAD CUANTITATIVA (Sq)	Sq = 0.803	

En cuanto a dominancia, los resultados demuestran que el BI ostenta un valor más alto, lo cual puede ser producto de la mayor abundancia de *D. fuliginosa*, *A. seniculus* y *S. granatensis* en dicho bosque. Debido a la poca diferencia existente entre los valores de los índices de similaridad calculados, se puede asumir que la diversidad en el BI está más influenciada por la menor riqueza de especies que por la heterogeneidad de la muestra, lo cual parece indicar que hay pequeñas diferencias en la estructura comunitaria de los mamíferos registrados con dicha técnica, en cada uno de los bosques estudiados. Para comprobar si existen diferencias estadísticamente significativas y tomando en cuenta los criterios expuestos en la metodología, se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Los resultados obtenidos ($D_{max} = 0.29$; $p(0.95) = 0.45$) permiten aseverar que no existen diferencias significativas entre los bosques comparados, en cuanto a composición y estructura de los mamíferos silvestres registrados por observación.

II. MUESTREOS CON TECNICAS DE TRAMPEO.

Aplicando la técnica de trampeo se atraparon 197 individuos y se registraron 9 especies; los datos crudos fueron estandarizados a 1000 trampas/noche (Tabla 6). En el BMI se capturaron 128 individuos, con un éxito de captura de 3.63%; en el BI el número de individuos capturados fue menor (69 individuos) con un éxito de captura de 2.96%. En la Fig. 3C se observa que las respectivas curvas de saturación muestran una clara estabilización, lo que indica que se aplicó suficiente esfuerzo de muestreo con dicha técnica, en ambos hábitat.

TABLA 6. Mamíferos registrados con técnicas de trampeo

IND = número de individuos BMI = bosque moderadamente intervenido
BI = bosque intervenido ARE = abundancia estandarizada a 1000 trampas/noche

ESPECIES	BMI		BI	
	IND	AE	IND	AE
<i>Didelphis marsupialis</i>	12	3.408	9	3.870
<i>Marmosa marica</i>	0	0.000	1	0.430
<i>Marmosa robinsoni</i>	9	2.556	8	3.440
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	1	0.284	1	0.430
<i>Philander opossum</i>	3	0.852	3	1.290
<i>Oecomys bicolor</i>	2	0.568	0	0.000
<i>Oecomys trinitatis</i>	1	0.284	0	0.000
<i>Zygodontomys brevicauda</i>	1	0.284	0	0.000
<i>Proechimys guairae</i>	99	28.116	47	20.210
TOTAL	128		69	

Adicionalmente se puede apreciar que *P. guairae*, *D. marsupialis* y *M. robinsoni* son especies comunes y abundantes en ambos hábitat, aún cuando es evidente el predominio de *P. guairae* sobre las otras especies.

A continuación se muestran los valores de los índices de riqueza, diversidad, uniformidad, dominancia y similaridad para ambos hábitat, los cuales fueron calculados siguiendo los criterios propuestos en la metodología (Tabla 7). Al analizar los resultados reseñados en dicha tabla, se puede apreciar el BMI exhibe mayor riqueza de especies, menor diversidad y uniformidad, pero mayor dominancia, resultados que reflejan el predominio de *P.*

guatrae en dicho bosque. Sin embargo al comparar los valores de los índices de similaridad cualitativo y cuantitativo, se detecta que los bosques muestreados difieren más en su composición que en su estructura, lo cual es debido sustancialmente a la disminución de la riqueza de especies en el BI.

TABLA 7. Índices de diversidad, equitabilidad, dominancia y valores de similaridad en los bosques muestreados aplicando técnicas de trampeo

INDICES	HÁBITAT	
	BMI	BI
RIQUEZA (N_0)	8	6
DIVERSIDAD (N_1)	2.396	2.818
DOMINANCIA (N_2)	1.632	2.013
DOMINANCIA (N)	0.773	0.681
UNIFORMIDAD ($G_{2,1}$)	0.077	0.173
SIMILARIDAD CUALITATIVA (S)	S = 0.714	
SIMILARIDAD CUANTITATIVA (Sq)	Sq = 0.988	

Al aplicar la prueba de Kolmogorov-Smirnov para 2 muestras independientes, los resultados obtenidos ($D \max = -0.375$; $p(0.95) = 0.677$) demuestran que no existen diferencias significativas entre los hábitat comparados, en cuanto a la composición y estructura de la comunidad de mamíferos silvestres registrados con técnicas de trampeo.

III.- MUESTREO CON REDES PARA MAMIFEROS VOLADORES

Aplicando la técnica de captura con redes de mamíferos del Orden se capturaron 236 individuos, pertenecientes a 29 especies en el BMI y 103 individuos agrupados en 23 especies en el BI (Tabla 8). Los valores que se muestran en dicha tabla se estandarizaron a 200 horas/red. Es importante mencionar que dicha técnica no permitió la inclusión de mayor número de especies insectívoras de vuelo alto en la muestra, como es el caso de los integrantes

de la familia Molossidae. En la Fig. 3B, las curvas de saturación respectivas demuestran que aún cuando el esfuerzo de muestreo aplicado es diferente en dichos bosques, las muestras son comparables, ya que existe una clara tendencia a la estabilización de las mismas.

TABLA 8. Murciélagos registrados en la Unidad I de la Reserva forestal de Caparo.

FAMILIA Especie	BMI		BI	
	IND	AE	IND	AE
EMBALLONURIDAE				
<i>Peropteryx leucoptera</i>	1	1.07		
<i>Saccopteryx bilineata</i>			1	2.27
<i>Saccopteryx canescens</i>	1	1.07		
<i>Saccopteryx leptura</i>	1	1.07		
NOCTILIONIDAE				
<i>Noctilio albiventris</i>			1	2.27
PHYLLOSTOMIDAE				
<i>Micronycteris hirsuta</i>	1	1.07		
<i>Micronycteris megalotis</i>	1	1.07	1	2.27
<i>Micronycteris minuta</i>			1	2.27
<i>Micronycteris nicefori</i>	1	1.07		
<i>Mimon crenulatum</i>	1	1.07	1	2.27
<i>Phyllostomus discolor</i>	1	1.07		
<i>Phyllostomus elongatus</i>	18	19.26	3	6.82
<i>Phyllostomus hastatus</i>	5	5.35	3	6.82
<i>Tonatia bidens</i>	7	7.49	3	6.82
<i>Tonatia brasiliense</i>	4	4.28		
<i>Trachops cirrhosus</i>	16	17.12	3	6.82
<i>Glossophaga soricina</i>	17	18.19	1	2.27
<i>Carollia perspicillata</i>	58	62.06	19	43.18
<i>Artibeus phaeotis</i>	1	1.07		
<i>Artibeus jamaicensis</i>	33	35.31	16	36.36
<i>Artibeus lituratus</i>	14	14.98	2	4.55
<i>Chiroderma trinitatum</i>	2	2.14	4	9.09
<i>Chiroderma villosum</i>	1	1.07	4	9.09
<i>Platyrrhinus brachycephalus</i>			2	4.55
<i>Platyrrhinus helleri</i>	5	5.35	5	11.36
<i>Sturnira lilium</i>	4	4.28		
<i>Uroderma bilobatum</i>	12	12.84	21	47.73
<i>Uroderma magnirostrum</i>	2	2.14	3	6.82
<i>Vampyressa bidens</i>			1	2.27
<i>pusilla</i>	18	19.26	5	11.36
<i>Desmodus rotundus</i>	3	3.21	1	2.27
VESPERTILIONIDAE				
<i>nigricans</i>	5	5.35		
<i>riparius</i>	2	2.14		
<i>Rhogeessa tumida</i>	1	1.07	2	4.55

A través de los índices calculados que se muestran a continuación en la Tabla 9, se puede observar que el BMI ostenta mayor riqueza de especies, pero los valores de diversidad y dominancia son apenas ligeramente superiores en dicho bosque, existiendo una mayor uniformidad en la muestra procedente del BI. Al analizar los valores de los índices de similaridad cualitativo y cuantitativo y la riqueza de especies presentes en cada hábitat, se detectan diferencias sustanciales en la composición y estructura de las comunidades de murciélagos presentes en cada uno de los bosques muestreados, aplicando la técnica convencional de captura con redes.

TABLA 9. Índices de diversidad, uniformidad, dominancia y valores de similaridad para los bosques muestreados aplicando la técnica de captura con redes para mamíferos del orden chiroptera

INDICES	HABITAT	
	BMI	BI
RIQUEZA (N_0)	29	23
DIVERSIDAD (N_1)	13.744	13.285
DOMINANCIA (N_2)	9.052	8.803
DOMINANCIA (N)	0.246	0.204
UNIFORMIDAD ($G_{2,1}$)	0.252	0.266
SIMILARIDAD CUALITATIVA (S)	S = 0.692	
SIMILARIDAD CUANTITATIVA (Sq)	Sq = 0.808	

Los resultados obtenidos aplicando la prueba de Kolmogorov-Smirnov para 2 muestras independientes ($D_{max} = -0.483$; $p_{(0.99)} = 0.455$) demuestran que existen diferencias significativas entre los hábitat comparados en cuanto a composición y estructura se refiere. Por lo tanto, se puede afirmar con 99% de confianza, que la composición y estructura de los mamíferos silvestres del orden chiroptera registrados en los bosques muestreados utilizando la técnica convencional de captura con redes, difieren significativamente

IV.- VARIABLES DE HÁBITAT

En el Anexo 3 se plasman los resultados del análisis de componentes principales (ACP) de los datos registrados por las variables ambientales en los respectivos bosques en diferentes temporadas del año, transformado dichos datos en una matriz de correlación.

Al transformar los datos originales en una matriz de correlación y procesarlos utilizando análisis de componentes principales (ACP), las variables son ordenadas en un espacio multidimensional de acuerdo a su grado de asociación, sin que existan limitaciones en cuanto a la escala o unidades de medida en que están expresados dichos valores. Después de procesar los valores obtenidos en el primer componente principal (PC1) y utilizando el peso relativo de cada variable con respecto a dicho eje, se calculó el promedio, la varianza y el coeficiente de variación en cada caso. Dichos valores se resumen en la tabla siguiente:

TABLA 10. Promedio y varianza de los valores obtenidos en el Primer Componente Principal

HÁBITAT	MUESTREO	n	PROMEDIO	VARIANZA	CV%
BMI	MARZO-92	12	0.018	0.0906	397
	OCTUBRE-92	13	-0.145	0.0605	
	TOTAL	12	-0.074	0.0864	
BI	ABRIL-92	13	0.057	0.0801	126
	MARZO-93	12	-0.035	0.0895	
	TOTAL	13	0.176	0.0497	

Como los valores están expresados en una misma unidad de medida, se utilizó la varianza y el coeficiente de variación, para estimar y comparar la heterogeneidad de hábitat presente en cada uno de los bosques. Al analizar los resultados se detecta que la varianza obtenida en el BMI es mayor en la temporada seca; en el BI las varianzas son similares. Los coeficientes de variación obtenidos reflejan una mayor complejidad de hábitat en el BMI. Sin embargo, como dicha apreciación de heterogeneidad es sustancialmente descriptiva, el número de variables utilizadas es menor a 20 ($n = 13$) y se desconoce si los datos se distribuyen normalmente, se utilizó la prueba no paramétrica de Ansari-Bradley para detectar tales diferencias.

Al comparar los resultados en la dimensión temporal, no se detectan diferencias notables entre el grupo de datos colectados en la temporada seca y lluviosa (BMI: $T = 0.989$; BI: $T = 0.230$; $Z_{(0.01)} = 2.32$). Aún cuando las variables utilizadas pudieran ser constantes en el tiempo, es de esperar que sean sensibles a cambios estacionales. En lo que se refiere a complejidad de hábitat, se detectó una mayor variabilidad en el grupo de datos correspondientes al BMI; dicha diferencia es significativa al 95% ($T = 2.266$; $Z_{(0.05)} = 1.645$). Por lo tanto, se puede afirmar que tomando en consideración las variables utilizadas, no se detectaron diferencias significativas en el eje temporal, pero se comprobó la existencia de menor complejidad de hábitat en el BI, lo cual puede ser una consecuencia de la intervención antrópica y modificación del medio físico, en las últimas 3 o 4 décadas.

En este caso, la modificación de la arquitectura del bosque y la simplificación de la diversidad de formas de vida, son factores muy importantes que afectan sustancialmente la composición y estructura de las comunidades animales estudiadas. Tales consideraciones están basadas en la información plasmada en el Anexo 4, donde se observa que el promedio obtenido para altura del dosel (ADO) y formas de vida (FV) es mayor en el BMI y el coeficiente de variación para ADO es menor, lo cual implica que mayor cantidad de puntos de muestreo exhiben homogéneamente un dosel alto. Compartiendo el criterio expuesto por August (1983), la complejidad del hábitat tiende a aumentar en la medida que la vegetación presenta mayor cantidad de estratos, es más densa y exhibe mayor diversidad de formas de vida, características que se reflejan en una mayor heterogeneidad espacial y que en consecuencia puede brindar mayor diversidad de recursos (alimento, refugio o lugar de reproducción) a la comunidad de mamíferos presentes en el área de estudio.

En este sentido, la caída de árboles, presencia de enredaderas y un sotobosque denso, puede incrementar la calidad del hábitat, sobre todo para pequeños roedores y marsupiales. Las observaciones efectuadas en este trabajo corroboran dicha apreciación, ya que en el BMI se registraron árboles con huecos en 27,5% de los puntos de muestreo, en comparación con el BI donde este valor escasamente alcanza 6,4%.

Adicionalmente en el anexo 5 se muestra la frecuencia de aparición de flores, frutos o semillas que podrían ser utilizados por mamíferos silvestres. Al analizar dicha información encontramos que en el BMI 11 especies en la temporada seca (Marzo) y 6 en la temporada lluviosa (Octubre), son fuente de flores, frutos o semillas, de las cuales los frutos de Palma de Agua (*A. maracaibensis*) y de Palma Sarare (*S. sancona*) están presentes en 60,3% y 27,6% de los puntos muestreados; el resto de las especies citadas en el anexo 5, fueron registrados con flores, frutos o semillas en 20% o menos de los puntos muestreados. Al comparar dichos resultados con el BI, la situación es contrastante (anexo 5), ya que 12 especies en el mes de Febrero y 9 en Abril fueron registradas con flores, frutos o semillas, pero todas ostentan una frecuencia de aparición menor a 10% en referencia a los puntos de muestreo. Estos resultados demuestran una mayor oferta de recursos alimentarios en el BMI.

V.- ANALISIS DE SENSIBILIDAD

Los valores de sensibilidad obtenidos para cada una de las especies registradas en la Reserva Forestal de Caparo, tomando como criterio su condición taxonómica y la tendencia en la utilización espacial del hábitat se muestran en la Tabla 11. De los 9 Ordenes representados en la muestra, 3 obtuvieron valores de sensibilidad positivos, 1 neutro y 5 experimentan impacto negativo.

Analizando con mayor detalle dichos resultados, aquellos órdenes que obtuvieron valores de sensibilidad positivos, Didelphimorphia, Primates y Artiodactyla, no solamente toleran hábitat alterados, sino que algunas especies se benefician con la intervención, como ocurre con *D. marsupialis*, *M. robinsoni* y *M. americana*. En el caso de los primates, 2 de las 3 especies registradas experimentan un impacto sutilmente negativo, pero la magnitud del valor positivo para *A. seniculus* distorsiona el resultado final; igual situación puede ocurrir con aquellas especies raras o poco comunes registradas en la muestra, como es el caso de *C. lanatus* y *G. marica*. En lo que se refiere al Orden Artiodactyla, no es sorprendente que el resultado final sea positivo, ya que *Mazama americana* es una especie que soporta hábitat secundarios y utiliza

TABLA 11. Valores de sensibilidad estimados para los mamíferos registrados en la Reserva Forestal de Caparo

CATEGORIA TAXONOMICA ORDEN-FAMILIA-ESPECIE	SENSIBILIDAD SEGUN USO DE HABITAT (BI -BMI)				SUB - TOTAL
	T	TAR	AR	AER	
<i>Caluromys lanatus</i>			+ 0.056		
<i>Didelphis marsupialis</i>		+ 0.064			
<i>Gracilinanus marica c/f</i>		+ 1.000			
<i>Marmosa robinsoni</i>		+ 0.148			
<i>Metachirus nudicaudatus</i>		+ 0.204			
<i>Phyllander opossum</i>		- 0.306			
DIDELPHIMORPHIA		+1.110	+ 0.056		1.116
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0.000				
<i>Myrmecophaga trydactyla</i>	- 1.000				
<i>Tamandua tetradactyla</i>			+ 0.056		
XENARTHA	- 1.000		+ 0.056		1.166
<i>Peromyscus leucoptera</i>				- 1.000	
<i>Saccopteryx bilineata</i>				+ 1.000	
<i>Saccopteryx canescens</i>				- 1.000	
<i>Saccopteryx leptura</i>				- 1.000	
EMBALLONURIDAE				- 2.000	- 2.000
<i>Noctilio albiventris</i>				+ 1.000	
NOCTILIONIDAE					+ 1.000
<i>Micronycteris hirsuta</i>				- 1.000	
<i>Micronycteris megalotis</i>				+ 0.360	
<i>Micronycteris minuta</i>				+ 1.000	
<i>Micronycteris nicefori</i>				- 1.000	
<i>Mimon crenulatum</i>				+ 0.360	
<i>Phyllostomus discolor</i>				- 1.000	
<i>Phyllostomus elongatus</i>				- 0.478	
<i>Phyllostomus hastatus</i>				+ 0.120	
<i>Tonatia bidens</i>				- 0.046	
<i>Tonatia brasiliense</i>				- 1.000	
<i>Trachops cirrhosus</i>				- 0.430	
Phyllostominae				- 3.114	- 3.114
<i>Glossophaga soricina</i>				- 0.778	
Glossophaginae				- 0.778	- 0.778
<i>Carollia perspicillata</i>				- 0.180	
Carollinae				- 0.180	- 0.180
<i>Artibeus phaeotis</i>				- 1.000	
<i>Artibeus jamaicensis</i>				+ 0.014	
<i>Artibeus lituratus</i>				- 0.534	
<i>Chiroderma trinitatum</i>				+ 0.618	
<i>Chiroderma villosum</i>				+ 0.790	
<i>Platyrrhinus brachycephalus</i>				+ 1.000	
<i>Platyrrhinus helleri</i>				+ 0.360	
<i>Sturnira lilium</i>				- 1.000	
<i>Uroderma bilobatum</i>				+ 0.576	
<i>Uroderma magnirostrum</i>				+ 0.522	

(Continuación Tabla 11.....)

CATEGORIA TAXONOMICA ORDEN-FAMILIA-ESPECIE	SENSIBILIDAD SEGUN USO DE HABITAT (BI-BMI)				SUB- TOTAL
	T	TAR	AR	AER	
<i>Vampyressa bidens</i>				+ 1.000	
<i>Vampyressa pusilla</i>				- 0.258	
Sternoderminae				+ 2.088	+ 2.088
<i>Desmodus rotundus</i>				- 0.170	
Desmodontinae				- 0.170	- 0.170
PHYLLOSTOMIDAE					- 2.154
<i>Myotis nigricans</i>				- 1.000	
<i>Myotis riparius</i>				- 1.000	
<i>Rhogeessa tumida</i>				+ 0.618	
VESPERTILIONIDAE				- 1.382	- 1.382
CHIROPTERA					- 4.536
<i>Alouatta seniculus</i>			+ 0.382		
<i>Ateles belzebuth</i>			- 0.120		
<i>Cebus albifrons</i>			- 0.022		
PRIMATES			+ 0.240		+ 0.240
<i>Cardocyon thous</i>	- 0.458				
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	- 0.284				
<i>Leopardus pardalis</i>	- 0.088				
<i>Puma concolor</i>	- 1.000				
<i>Panthera onca</i>	- 1.000				
<i>Eira barbara</i>		+ 1.000			
<i>Conepatus semistriatus</i>	- 0.284				
<i>Procyon cancrivorus</i>	+ 1.000				
<i>Potos flavus</i>			+ 0.212		
CARNIVORA	- 2.114	+ 1.000	+ 0.212		- 0.902
<i>Tapirus terrestris</i>	0.000				
PERISSODACTYLA	0.000				0.000
<i>Pecari tajacu</i>	0.000				
<i>Tayassu pecari</i>	- 0.458				
<i>Mazama americana</i>	+ 0.634				
ARTIODACTYLA	+ 0.176				+ 0.176
<i>Sciurus granatensis</i>			+ 0.472		
<i>Oecomys bicolor</i>		- 1.000			
<i>Oecomys trinitatis</i>		- 1.000			
<i>Zygodontomys brevicauda</i>	- 1.000				
<i>Coendou prehensilis</i>			- 1.000		
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	+ 0.536				
<i>Agouti paca</i>	- 1.000				
<i>Proechimys guairae</i>	- 0.164				
RODENTIA	- 1.628	- 2.000	- 0.528		- 4.156
<i>Silvilagus brasiliensis</i>	- 0.842				
LAGOMORPHA	- 0.842				- 0.842
TOTAL	- 5.408	+ 0.110	+ 0.036	- 4.536	- 9.798

frecuentemente los bordes de los bosques. Como es de esperar *T. pecari* especie poco tolerante a la intervención y reducción de hábitat, es afectado negativamente.

En cuanto a aquellos órdenes que obtuvieron valores de sensibilidad negativos, los Murciélagos y Roedores son los que presentan mayor magnitud. Es probable que el tamaño de la muestra influya sobre los resultados parciales, pero es evidente que la transformación o pérdida del hábitat original, conlleva a la disminución o desaparición de especies que nos son capaces de soportar dicha intervención.

Si se analizan con mayor detalle los resultados obtenidos, se logra detectar que del orden Chiroptera, los grupos más afectados negativamente son los Phyllostominae (- 3.114), Emballonuridae (- 2.000) y Vespertilionidae (- 1.382); por el contrario y como es de esperar, los Stenoderminae y Noctilionidae son afectados positivamente. Dichos resultados concuerdan con la apreciación de diversos investigadores; Fenton, *et al.* (1992) demostraron que los Phyllostominae y los Vespertilionidae son excelentes indicadores de la intervención de hábitat en el Neotrópico. Por el contrario, los integrantes de la Sub-Familia Stenoderminae son eficientes colonizadores de hábitats secundarios, donde son abundantes.

En cuanto al Orden Rodentia, es importante destacar que todos los integrantes de la Familia Cricetidae, así como también *A. paca* y *P. guatrae*. ostentan valores negativos lo cual refleja la poca movilidad de dichas especies o su restringida área de actividad confinada a parches de vegetación que son exclusivos o comunes en el BMI. En este sentido es importante mencionar que Emmons (1982), en la selva amazónica Peruana detectó que *P. brevicauda* es una especie que se alimenta predominantemente de hongos y por lo tanto está asociada a parches de vegetación con características de hábitat muy particulares. Situación similar pudiera estar sucediendo con *P. guatrae* en el área de estudio, ya que probablemente el microclima presente en el BMI puede incrementar la disponibilidad de microhábitat frescos y húmedos, favoreciendo la presencia y abundancia de hongos. En este sentido, en diversas oportunidades se observaron individuos de *P. guatrae* dentro de huecos de árboles caídos, los cuales

presentaban abundantes hongos en su interior. Antagónicamente en este grupo taxonómico *S. granatensis* y *D. fuliginosa* son afectados positivamente.

Otro grupo afectado negativamente es el Orden Carnívora. Aunque el valor obtenido es relativamente bajo (- 0.902), probablemente no refleja con precisión la magnitud del impacto, sobre todo si se considera que diversos integrantes de este orden fueron registrados con técnicas indirectas, lo cual no permitió una evaluación precisa de sensibilidad. Similar comentario merece el Orden Edentata.

Al efectuar el análisis de sensibilidad tomando como criterio la tendencia en la utilización espacial del hábitat, se detectó que el grupo de especies estrictamente terrestres (T) y estrictamente aéreas (AER) son las que experimentan un fuerte impacto negativo; las especies terrestre-arborícolas (TAR) y arborícolas estrictos (AR) obtuvieron pequeños valores positivos. Debido a que los mamíferos aéreos conforman un solo taxón (Chiroptera), los comentarios respectivos se efectuaron en párrafos anteriores.

Evidentemente se podría esperar un valor negativo de mayor magnitud para los arborícolas estrictos, pero los resultados están afectados por los valores positivos obtenidos por *P. flavus*, *S. granatensis* y *A. seniculus*. En el caso de los terrestres-arborícolas, dicho valor está influenciado por la presencia de especies que al ser favorecidas por la intervención, como es el caso de *D. marsupialis*, *M. robertsoni* y *M. nudicaudatus*, incrementan sus niveles poblacionales.

Por las características y magnitud de la intervención se pudiera esperar un mayor impacto negativo sobre aquellos grupos que utilizan el dosel del bosque, pero debido a la presencia de especies que se benefician con dicha actividad, el valor de sensibilidad disminuye sustancialmente

Por último, al analizar los resultados globalmente se comprobó que existe un impacto negativo de 63,41% sobre la comunidad de mamíferos presente en el área de estudio, lo cual

refleja la magnitud del impacto. Adicionalmente, al comparar la estructura comunitaria de los mamíferos registrados con las variadas técnicas de muestreo, utilizando como criterio la abundancia estandarizada de las especies registradas, se detectaron diferencias significativas entre dichos bosques ($D_{max} = 0.312$; $p(0.99) = 0.289$).

VI.- DISCUSION FINAL

Basados en los parámetros utilizados para caracterizar el hábitat de los bosques estudiados, se logró detectar una mayor abundancia relativa de palmas del Género *Attalea* y *Bactris* en el BI (Anexos 1 y 2). Varios autores coinciden en que los frutos de las palmas son importantes recursos alimentarios para diversos mamíferos silvícolas del Neotrópico (Obs. pers.; Smith, 1974; Emmons, 1984; Smythe, 1986). Estudios recientes destacan la importancia forrajera de las palmas del Género *Attalea* por el contenido de proteína cruda contenida en el pericarpio (11,6%), en la pulpa (9,5%) y en la nuez (17,2%) (Cardozo y Marcano, 1995). Adicionalmente Johns (1988) sugiere que la pérdida inicial en la producción de alimento para la fauna silvestre después de la explotación del bosque, es minimizada por el incremento en la producción de hojas nuevas y frutos, debido al aumento en la disponibilidad de luz. Sin embargo, los resultados obtenidos demuestran que existe mayor oferta de recursos en el BMI.

Por lo tanto, es probable que el impacto positivo registrado por *D. fuliginosa*, *S. granatensis* y *A. seniculus* en el BI sea producto de la ausencia de competidores potenciales que consumen parcialmente los mismos recursos lo cual podría incrementar la oferta de hojas, semillas, flores y frutos para éstas y otras especies.

Aún cuando los resultados obtenidos a través de observaciones directas e indirectas no permitieron demostrar que existen diferencias significativas en la composición y estructura de los mamíferos silvestres registrados en ambos hábitat y que en el caso de los murciélagos pudiera existir un sesgo debido al pequeño esfuerzo de muestreo, los resultados demuestran

que existe una tendencia negativa, aunque diferencial, sobre la comunidad de mamíferos presentes en dichos bosques.

La escasa movilidad, restringida área de actividad y bajos niveles poblacionales de la mayoría de los pequeños y medianos roedores terrestres o arborícolas, son factores que inciden en que dichas especies sean afectadas sustancialmente por la intervención forestal, aspecto que se refleja en la disminución de la riqueza y alteración de la abundancia poblacional. En este sentido, es obvio la importancia de los árboles viejos y muertos, tanto los que permanecen en pie, como aquellos otros que caen por la acción de su peso, ya que brindan refugio a variadas especies por la cantidad de huecos presentes en troncos y ramas. Probablemente éste sea uno de los factores más importantes que inciden en la disminución de la riqueza y diversidad de mamíferos silvestres en el BI, tal y como se demostró con el alto valor negativo de sensibilidad obtenido para el grupo de pequeños roedores terrestres-arborícolas y arborícolas estrictos.

En otro sentido pero relacionado con la idea anterior, Emmons (1984) comenta que las especies generalistas tienden a persistir en hábitat relativamente empobrecidos, debido a su plasticidad en el uso de los recursos, como ocurre con aquellas especies integrantes del Orden *Didelphimorphia*, las cuales responden favorablemente a la intervención del bosque.

Aún cuando los mamíferos voladores son muy móviles, condición que incrementa su capacidad de dispersión y recolonización, éstos son afectados fuertemente por la disminución o desaparición de refugios y recursos alimentarios. En la Tabla 11 se demuestra como el impacto es negativo en aquellas especies sedentarias, que utilizan refugios fijos, tal como ocurre con los integrantes de la subfamilia *Phyllostominae*, así como también con los murciélagos insectívoros de las familias *Vespertilionidae* y *Emballonuridae*. En relación a tales comentarios Johns (1988) argumenta que la diversidad de insectos presentes en un área producto de la presión selectiva, se refleja en variadas especies, múltiples formas, alta capacidad de mimetismo y diversidad en el comportamiento, características que promueven una gran especialización en los depredadores, los cuales tienden a ocupar nichos muy estrechos y segregados finamente. En

base a los criterios antes expuestos, dicho autor afirma que las especies insectívoras son afectadas intensamente por la actividad forestal

Adicionalmente y basados en el trabajo de Gilbert (1980), quien visualiza el bosque tropical como un complejo mosaico de componentes secundarios (alcaloides y terpenos), los cuales son utilizados como defensa por las plantas, los insectos herbívoros han desarrollado especializaciones sensoriales y digestivas que restringe su dieta a una pequeña fracción de elementos del bosque. Al disminuir la heterogeneidad y complejidad del bosque, consecuentemente disminuirá la riqueza y abundancia de invertebrados presa y por lo tanto la de sus depredadores.

La mayoría de los mamíferos silvestres de tamaño mediano y grande (primates, carnívoros, dantas, báquiros, venados y edentados), aunque menos móviles que los murciélagos, tienen una gran capacidad de desplazamiento y una extensa área de vivienda. La intervención forestal afectará su comportamiento, generando en algunos casos, la necesidad de una mayor área de actividad como respuesta a la búsqueda de alimento y lugar de refugio, tal como ocurre con algunos felinos y mustélidos, báquiros (*T. pecari*) y el mono Araña (*A. belzebuth*). Otros muy móviles, pero con menor área de actividad (*A. seniculus*, *C. albifrons*, *P. flavus*, *S. granatensis* y *D. fuliginosa*) pueden verse afectados positivamente, ya que al aumentar la oferta de recursos alimentarios, éstos podrían incrementar sus niveles poblacionales.

Es evidente que la intervención actúa de manera diferencial: favorece el incremento poblacional de especies generalistas, que en algunos casos pueden convertirse en dominantes, pero también incide en la disminución del nivel poblacional o desaparición de otras especies. Generalmente las formas más vulnerables a dichos cambios, son especies raras, especializadas en la utilización de recursos que se encuentran disponibles casi exclusivamente, en parches de vegetación que exhiben condiciones particulares.

Johns (1988) comenta al respecto que los primates frugívoros y folívoros consumen una gran diversidad de especies vegetales, que tienden a estar ampliamente dispersos en el bosque;

la nueva distribución de estos recursos después de una explotación selectiva, necesariamente cambia el comportamiento de búsqueda y alimentación de dichas especies. Crome (1988) describe como gran parte de la fauna arborícola es afectada irreversiblemente, por la destrucción y pérdida de huecos en árboles que son utilizados como refugio.

En tal sentido, Recher (1984) discute las causas que pueden afectar a la fauna silvestre, cuando un bosque es alterado por la intervención forestal: 1) las clases de edad de los árboles se reduce (pocos árboles maduros y muchos jóvenes) y las clases por tamaño también (pocos árboles altos, muchos pequeños). Por lo tanto son escasos los árboles enfermos o muertos en pie, que generalmente presentan huecos; las ramas y troncos son de pequeño diámetro y la presencia y abundancia de epífitas se reduce. 2) La composición de especies es alterada, ya que algunas incrementan su abundancia y otras se reducen o desaparecen 3) la arquitectura de la vegetación cambia, debido a razones ya expuestas 4) la estructura de la vegetación conformando parches se simplifica, ya que en un bosque original el tamaño y edad de los parches de vegetación es muy diverso.

Aunque a través de la información generada en este trabajo se comprueba que la actividad forestal simplifica la heterogeneidad y complejidad de hábitat en los bosques tropicales, con la consecuente disminución de la riqueza y diversidad de mamíferos silvestres, también es cierto que otros investigadores han demostrado la utilización de prácticas forestales más impactantes, que conllevan a un empobrecimiento significativo de la biodiversidad (Crome, 1984; Johns, 1988; Ochoa, et al, 1988; Recher, 1984; Winter, 1984).

Sin embargo, como se explicó en la descripción del área de estudio, el BI fue sometido a explotación selectiva en dos oportunidades; posteriormente no se efectuaron otras prácticas forestales. Es probable que el impacto registrado en dicho bosque sea menos intenso, debido a que una explotación selectiva permite la permanencia en pie de árboles sin valor comercial y debido a que no se realizaron otras prácticas forestales posteriores, situación que puede incrementar la intervención y acción destructiva, se percibe una lenta recuperación del bosque explotado. La explotación forestal aunque selectiva, afecta una gran proporción del bosque

maduro que es sustancialmente degradado y fragmentado, generando amplios y numerosos espacios abiertos debido a la acción de la maquinaria y técnicas utilizadas.

En el área de estudio, la ubicación del BI el cual se encuentra adyacente a otros lotes boscosos que han permanecido levemente intervenidos durante las últimas 3 décadas, han amortiguado el impacto actuando como una fuente de material genético vegetal y faunístico, permitiendo una rápida colonización y uso de los mermados recursos por una fracción de la fauna silvestre que permanece en lotes boscosos adyacentes. Thiollay (1992) considera que un bosque explotado selectivamente, puede recobrar su arquitectura original, pero el decrecimiento en la diversidad y calidad de los recursos es evidente (alimento, refugio, sitio de reproducción) lo que repercute en el empobrecimiento de la riqueza faunística. Winter (1984) comenta que diversos autores han estimado la tasa de recuperación de los bosques tropicales, en un lapso mayor a 130 años. Thiollay (1992) estudió un área boscosa después de 50 años de su explotación y confirma que dicho bosque no logró recuperar la riqueza y diversidad de aves que originalmente ostentaba. Dicho autor concluye que la explotación selectiva es un esquema forestal absurdo, que destroza gran parte de la riqueza biológica del bosque.

Por los comentarios antes expuestos, es muy importante que en aquellos lotes boscosos sometidos a explotación, se deben mantener sin perturbar grandes áreas de bosques no explotados, que permitan una rápida recolonización y regeneración de las áreas degradadas por la acción forestal, sobre todo en la región de los llanos occidentales, que como se expuso al inicio del trabajo es una de los sectores biogeográficos más afectadas de Venezuela. En este sentido la normativa legal vigente, contempla diversas opciones de ordenación en lo que concierne a la administración de actividades en Reservas Forestales, tal como una zona de Reservorio de Genes que tiene como finalidad garantizar las condiciones pristinas, su evolución natural y la primitividad de la naturaleza (Gaceta Oficial N° 4418, 1992); dicha condición no se cumple en la mayoría de los bosques sometidos a explotación forestal, en los actuales momentos.

CONCLUSIONES

A través de la información generada en el presente trabajo se demostró que la actividad forestal es un factor que altera y simplifica la estructura y arquitectura del bosque, y ocasiona la disminución de las formas de vida presentes en la comunidad vegetal. Como consecuencia de tales efectos y basados en los resultados obtenidos, es evidente que los bosques sometidos a intervención alojan comunidades de mamíferos silvestres más simples en cuanto a riqueza de especies y complejidad estructural se refiere.

A través del análisis de sensibilidad se demostró que 5 de los 9 órdenes registrados en los bosques estudiados sufren impacto negativo y de los órdenes restantes, 3 experimentan impactos positivos y 1 neutro. Los más afectados negativamente son Rodentia y Chiroptera.

Se comprobó que la intervención actúa de manera diferencial. Puede influir en la disminución poblacional o desaparición de ciertas especies, que en la mayoría de los casos son especialistas o de restringida área de actividad, tal como ocurre con los pequeños roedores, los murciélagos insectívoros, nectarívoros y aquellos medianos y grandes mamíferos depredadores; pero también puede favorecer a aquellas especies generalistas o muy plásticas, como ocurre con la mayoría de los integrantes de los órdenes Didelphimorphia y Artiodactyla.

Es probable que el impacto estimado sea menos intenso debido a que el bosque intervenido es producto de una explotación selectiva; adicionalmente se encuentra ubicado adyacente a otros lotes boscosos moderadamente intervenidos lo cual permite el intercambio y recolonización de mamíferos silvestres. Es evidente que después de 8 años de dicha intervención, se percibe una moderada recuperación de la comunidad vegetal.

Por último, a través del presente trabajo y el aporte de otros similares citados en el texto, se puede concluir que aunque la actividad forestal afecta de manera diferencial a distintos grupos de mamíferos silvestres, sin embargo causa un fuerte impacto, altera y degrada los hábitat y que aún utilizando otras formas de manejo, siempre existirá un empobrecimiento progresivo de la biodiversidad.

Como se mencionó al inicio del trabajo, los llanos occidentales han experimentado una fuerte alteración, reducción y fragmentación de la superficie boscosa original, con una alarmante tasa de deforestación en los últimos 25 años. Los datos aportados en el presente trabajo comprueban que dicha superficie boscosa es un hábitat insustituible e importante para la fauna silvestre al norte del Orinoco y evidentemente la concepción y sistema de manejo forestal que está siendo utilizado, no garantiza la perpetuidad de la biodiversidad presente en la región.

Por lo antes expuesto, es urgente y necesario revisar las actuales estrategias y técnicas de manejo forestal, con la finalidad de garantizar no solamente la protección de la fauna silvestre, sino la preservación global de la biodiversidad presente en los bosques tropicales.

BIBLIOGRAFIA

- Alatalo, R. 1981. Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos* 37:199-204.
- Arias, A. 1990. Perfiles ecológicos de algunas especies vegetales presentes en cinco tipos de comunidades, en un sector de la Pica 8 de la Reserva Forestal de Caparo. Trabajo Especial. ULA, Fac. Cienc. For., Centro de Estudios Forestales de Postgrado. Mérida.
- August, P. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammals communities. *Ecology* 64(6):1495-1507.
- Bisbal, F. 1988. Impacto humano sobre los habitat de Venezuela. *Interciencia* 13(5):226-232.
- Bourlière, F. 1983. Animal species diversity in tropical forest. Cap. 5, pp. 77-91. En: F. Golley (Ed.) *Tropical rain forest ecosystems, a structure and function*. Elsevier Publ. Comp., Amsterdam.
- Cardozo, A. y E. Marcano. 1995. Potencial de las palmas nativas en los sistemas de producción animal. Conf. CENDI 1, pp 17.
- Crome, F. 1988. Problems of wildlife management in relation to forestry practices in the southern hemisphere. pp 15- 21. En: J. Kikawwa (Ed). *Wildlife Management in the forest and forestry controlled lands in the tropics and the southern hemisphere*. IUFRO, Queensland, Australia.
- Daniel, W. 1990. *Applied nonparametric statistics*. 2^{da} Ed. 635 pp. Plus-Kent Publishing Company, Boston.
- Edwards, P. y M. Gillman. 1987. Herbivores and plant succession. Cap. 14, pp. 295-314. En: Gray, A., M. Crawley y P. Edwards (Eds). *Colonization, succession and stability*. Blacwell, 482 pp.
- Ehrlich, P. 1980. The strategy of conservation, 1980-2000. Cap. 19, pp. 329-344. En: Soulé, M. y B. Wilcox (Eds). *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Assoc. INC. Massachusetts, 395 pp.
- Emmons, L. 1982. Ecology of *Proechimys* (Rodentia, Echimyidae) in Southeastern Perú. *Trop. Ecol.* 23(2):280-290.
- Emmons, L. 1984. Geographic variation in densities and diversity on non-flying mammals in Amazonian. *Biotropica* 16(3):210-222.
- Fenton, M., L. Acharya, D. Audet, M. Hickey, C. Merriman, M. Obrist, D. Syme, B. Adkins. 1992. Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24(3):440-446.

- Folster, H. y W. Franco. 1978. Variaciones en la dinámica del agua en el suelo y su influencia sobre la vegetación boscosa y su periodicidad. Parte I: Fenología de especies forestales en Caparo. Informe final, Instituto de silvicultura, Fac. Ciencias Forestales, U.L.A. (multigrafiado).
- Folster, H. y W. Franco. 1979. Variaciones en la dinámica del agua en el suelo y su influencia sobre la vegetación boscosa y su periodicidad. Parte II: Producción de hojarasca en varios tipos de bosque de Caparo. Informe final, Instituto de silvicultura, Fac. Ciencias Forestales, U.L.A. (multigrafiado).
- Foster, R. 1980. Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. Cap. 5, pp. 75-90. En: Soulé, M. y B. Wilcox (Eds). *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Assoc. INC. Massachusetts, 395 pp.
- Franco, W. 1981. Conservación de bosques protectores y productores en Venezuela. II Congreso Venezolano de Conservación, Tema IV, Ponencia 3. Mérida.
- Franco, W. y H. Folster., 1982. Estudio de los Suelos de la Reserva Forestal de Caparo, Edo. Barinas, con énfasis en las propiedades físicas y régimen hídrico de los mismos. VII Congreso Venezolano de las Ciencias del Suelo, San Cristobal.
- Gilbert, L. 1980. Food web organization and the conservation of Neotropical diversity. Cap 2, pp. 11-33. En: M. Soulé y B. Wilcox (ed). *Conservation biology. An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associ. INC. Masachusetts, 395 pp.
- Greigh-Smith, P. 1986. Chaos or order-organization. En: Kikkawa, J. y D. Anderson (eds). *Community Ecology: pattern and process*. Blackwell Scientific Publications, pp.19-29.
- Grubb, P. 1977. Some generalitazion about colonization and succession in green plants and fungi. Cap 14, pp.81-104. En: Gray, A., M. Crawley y P. Edwards (Eds). *Colonization, Succession and Stability*. Blacwell, 482 pp.
- Hill, M. 1973. Diversity and Evenness: a unifying notation and his consequences. *Ecology* 54(2):427-432.
- Janzen, D. 1970. Herbivores and the number of tree in tropical forest. *Am. Nat.* 104(940):501-528.
- Johns, A. 1988. Effects of selective timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica* 20(1):31-37.
- Karr, J. y R. Roth. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world áreas. *Am. Nat.* 105(945):423- 435.

- Lugo, A. 1980. Bosques tropicales y zonas áridas. En: FUDENA (Ed.) Presentación de la Estrategia Mundial para la Conservación, Venezuela, pp 57-58.
- MacArthur, R. y J. MacArthur. 1961. On birds species diversity. *Ecology* 42:594-598.
- MacArthur, R., J. MacArthur y J. Preer. 1962. On birds species diversity. II. Prediction of bird census from habitat measurements. *Am. Nat.* 96:167-174.
- Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Cambridge Univ. Press. London. 179 pp.
- McNeely, J., M. Kenton, W. Reid, R. Mittermeier y T. Werner. 1990. *Conserving the World's Biological Diversity*. IUCN, WRI, CI, WWF-US y World Bank, Washington D.C.
- Menge, B. y J. Sutherland. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition and temporal heterogeneity. *Amer. Nat.* 110:351-369.
- Molinari, J. 1989. A calibrate index for measurement of evenness. *Oikos* 56:319-326.
- Mondolfi, E. 1980. Requisitos Prioritarios: El Aprovechamiento Sostenido. En: FUDENA (Ed.) Presentación de la Estrategia Mundial para la Conservación, Venezuela. pp 26-30.
- Montoya, J. y F. Matos. 1967. El Sistema Kuchler. Un enfoque fisionómico-estructural para la descripción de la vegetación. *Turrialba* 17(2):197-207.
- Ochoa, J., J. Sanchez, M. Bevilacqua y R. Rivero. 1988. Inventario de los Mamíferos de Reserva Forestal de Ticoporo y la Serranía de los Pijiguaos, Venezuela. *Acta Cient. Ven.* 39:269-280.
- Ojasti, J., 1987. Fauna de los Bosques Neotropicales. Problemas y Perspectivas. 6^{va} Reunión de la Comisión de Supervivencia de Especies. SSc-IUCN, Caracas.
- Pearson, D., 1975. The relation of foliage complexity to ecological diversity of three Amazonian Bird Communities. *Condor*, 77:453-466.
- Pianka, E. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *Am. Nat.* 100:33-46.
- Pianka, E. 1974. *Evolutionary ecology*. Harper & Row, New York.
- Pielou, E. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley-Interscience, New York.
- Pielou, E. 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York.

- Recher, H. 1984. A diminishing resource: mature forest and its role in forest management. pp. 28-33. En: J. Kikawwa (Ed). *Wildlife Management in the forest and forestry-controlled lands in the tropics and the southern hemisphere*. IUFRO, Queensland, Australia.
- Ricklefs, R. 1973. *Ecology*. Chiron, Newton, Mass.
- Ricklefs, R. 1976. Environmental heterogeneity and plants species diversity: a hypothesis. *Am. Nat.* 111:376-381.
- Rotenberry, J. y J. Wiens. 1980a. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology*, 61(5):1228- 1250.
- Rotenberry, J. y J. Wiens. 1980b. Temporal variation in habitat structure and Shrubsteppe Bird Dynamics. *Oecologia (Berl)* 47:1-9.
- Roth, R. 1976. Spatial heterogeneity and birds species diversity. *Ecology* 57:773-782.
- Smith, N. 1974. Agouti and Babassu. *Oryx* 12(5): 581-582.
- Smythe, N. 1986. Competition and resource partitioning in the guild of neotropical terrestrial frugivorous mammals. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17:169-188.
- Siegel, S. 1986. *Estadística no paramétrica aplicada a ciencias de la conducta*. Edit. Trillas S.A. Mexico. 344 pp.
- Soriano, P., y F. Chulow. 1988. Efecto de las inundaciones estacionales sobre las poblaciones de Pequeños Mamíferos, en los llanos altos occidentales de Venezuela. *Ecotropicos* 1(1):3-10.
- Soriano y Ochoa (en prensa). Lista actualizada de los Mamíferos de Venezuela. *in*: E. Lamarca (Ed.) *Vertebrados de Venezuela, Vol. I Ser., Catálogo Zoológico de Venezuela (Vertebrados)*.
- Southwood, T.R.E. 1978. *Ecological Methods*. Chapman and Hall, London.
- Terborgh, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology* 58:1007-10019.
- Thiollay, J. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in Guianan rain forest. *Conserv. Biol.* 6(1):47-63
- Veillon, J. 1977. Las deforestaciones de los llanos occidentales de Venezuela desde 1950 hasta 1975. pp 67-112. En: Hamilton, L. (Ed). *Conservación de los bosques húmedos de Venezuela*. Sierra Club-Consejo de Bienestar Rural. Caracas. 188 pp.
- Vincent, L. 1970. Estudio sobre la tipificación del bosque con fines de manejo, en la Unidad I de la Reserva Forestal de Caparo. ULA. FAC. Cienc. For. Mérida. 263 p. (Mimeog).

- Whitmore, T. 1980. The Conservation of Tropical Rain Forest. Capt. 17, pp. 303-318. En: Soulé, M. y B. Wilcox (Eds.) Conservation Biology: An Evolutionary Perspective. Sinauer Assoc. Inc. Publ. Sunderland, Massachusetts.
- Winter, J. 1984. Problems of wildlife management peculiar to the Tropical Forest. pp. 7-14 En: J. Kikawwa (Ed). Wildlife Management in the forest and forestry-controlled lands in the tropics and the southern hemisphere. IUFRO, Queensland, Australia.
- Wilson, D. y M. Reeder. 1993. Mammal Species of the World. A taxonomic and geographic reference. 2da Edición. Smithsonian Institution Press. Washington and London. 1207 pp.
- WRI (WORLD RESOURCES INSTITUTE). 1990. World Resources 1990-91. A guide to the Global Environment. NY. Oxford Univ. Press.

ANEXO N° 1. Frecuencia de aparición de árboles y arbustos registrados en las parcelas de 25 m² ubicadas en el BMI

ESPECIE	NOMBRE VULGAR	FRECUENCIA	
		ABSOLUTA	RELATIVA %
<i>Acalypha diversifolia</i>	Palito Negro	50	86.2
<i>Adella ricinella</i>	Clavito	1	1.7
<i>Albizia caribaea</i>	Carabali	3	5.2
<i>Anecardium excelsum</i>	Mijao	1	1.7
<i>Annona mortana</i>	Zorrocloco	1	1.7
<i>Attalea maracabensis</i>	Palma de agua	41	70.1
<i>Bactris major</i>	Cubarro	9	15.5
<i>Bixa orellana</i>	Onotillo	4	6.9
<i>Bombacopsis quinata</i>	Saquisiqui	3	5.2
<i>Brosimum sp</i>	Charo	17	29.3
<i>Capparis badocea</i>	Zapatilla de reina	10	17.2
<i>Carludovica palmata</i>	Lucateva	1	1.7
<i>Cecropia peltata</i>	Yagrumo	10	17.2
<i>Ceiba pentandra</i>	Ceiba	1	1.7
<i>Citaxilum venezuelense</i>	Santa Roso	1	1.7
<i>Chrysophyllum auratum</i>	Calmito	5	8.6
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Bototo	2	3.4
<i>Clavija longifolia</i>	San Cristobal	10	17.2
<i>Coccoloba padiformis</i>	Cacalito	14	24.1
<i>Cordia thaisiana</i>	Pardillo	3	5.2
<i>Courupita guianensis</i>	Coco de mono	1	1.7
<i>Dimerocostus strobilacius</i>	Cañuela	11	19.0
<i>Ficus sp</i>	Matapalo	5	8.6
<i>Fissicalyx fendleri</i>	Tasajo	9	15.5
<i>Guatteria foliosa</i>	Laurel	5	8.6
<i>Guazuma tomentosa</i>	Guácimo blanco	2	3.4
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácimo	1	1.7
<i>Guarea guara</i>	Trompillo	1	1.7
<i>Hamelia patens</i>	Coralito	1	1.7
<i>Heliconia psittacorum</i>	Caporuno	6	10.3
<i>Heliconia discolor</i>	Platanillo	33	56.9
<i>Heliconia latisphata</i>	Bijao negro	1	1.7
<i>Hybanthus sp</i>	Campanito	36	62.0
<i>Inga marginata</i>	Guamo	16	27.6

continuación Anexo 1....

ESPECIE	NOMBRE VULGAR	FRECUENCIA	
		ABSOLUTA	RELATIVA %
<i>Ischnosiphon leucophaeus</i>	Bijao	20	34.5
<i>Luehea cymulosa</i>	Guácimo cimarrón	4	6.9
<i>Licania turiviana</i>	Mamoncillo	1	1.7
<i>Margarita nobilis</i>	Fruto de palomo	3	5.2
<i>Mouriri barinensis</i>	Perhuétamo	2	3.4
<i>Myrcia fallax</i>	Orura	1	1.7
<i>Neea spruceana</i>	Casabito	3	5.2
<i>Ormosia sp</i>	Peonlo	1	1.7
<i>Orura sp</i>	Carrucillo	9	15.5
<i>Piper sp</i>	Cordoncillo	9	15.5
<i>Pouteria anibaefolia</i>	Chupón	2	3.4
<i>Protium crenatum</i>	Anime	6	10.3
<i>Psidium sp</i>	Guayabito	8	13.8
<i>Psychotria carthagenensis</i>	Herrito	5	8.6
<i>Pterocarpus officinalis</i>	Drago	2	3.4
<i>Sapium styliare</i>	Lechero	5	8.6
<i>Sloanea terniflora</i>	Pica pico	4	6.9
<i>Spondias mombim</i>	Jobo	11	19.0
<i>Sterculia apetala</i>	Camoruco	3	5.2
<i>Stemmdenia grandifolia</i>	Cojón de Berraco	1	1.7
<i>Syagrus sancona</i>	Palma Sarare	4	6.9
<i>Terminalla oblonga</i>	Guayabón	4	6.9
<i>Trichilia sp</i>	Cedrillo	4	6.9
<i>Trichilia magnosiana</i>	Guaramaco	3	5.2
<i>Trichilia unifoliolata</i>	Rejito	1	1.7
<i>Triplaris americana</i>	Palo maría	11	19.0
<i>Urera baccifera</i>	Pringamosa	7	12.0
<i>Vochysia lehmanii</i>	Murcielagito	1	1.7
<i>Zarchoxyllum sp</i>	Tachuelo	8	13.8

La frecuencia de aparición absoluta y relativa de las especies, está basada en 58 parcelas de 25 m² muestreadas en dicho bosque. Se incluyendos individuos juveniles con altura superior a 80 cm.

**ANEXO N° 2. Frecuencia de aparición de arboles y arbustos registrados
en las parcelas de 25 m² ubicadas en el BI**

ESPECIE	NOMBRE VULGAR	FRECUENCIA	
		ABSOLUTA	RELATIVA %
<i>Acalypha diversifolia</i>	Palito Negro	40	64.5
<i>Adelia ricinella</i>	Clavito	2	3.2
<i>Albizia caribaea</i>	Carabali	2	3.2
<i>Annona montana</i>	Zorrocooco	2	3.2
<i>Astronium graveolens</i>	Gateado	4	6.4
<i>Attalea maracaibensis</i>	Palma de agua	59	95.2
<i>Bactris major</i>	Cubarro	28	45.2
<i>Bombacopsis quinata</i>	Saquisahui	1	1.6
<i>Brosimum sp</i>	Charo	32	51.6
<i>Capparis badocea</i>	Zapatilla de reina	18	29.0
<i>Carludovica palmata</i>	Lucateva	1	1.6
<i>Cecropia peltata</i>	Yagrumo	4	6.4
<i>Chrysophyllum auratum</i>	Caimito	3	4.8
<i>Citrexilum venezuelense</i>	Santa Roso	1	1.6
<i>Clavija longifolia</i>	San Cristobal	5	8.0
<i>Clorophora tinctoria</i>	Mora	1	1.6
<i>Coccoloba sp</i>	Mortifo	3	3.2
<i>Coccoloba fallax</i>	Uvero	3	4.8
<i>Coccoloba pediformis</i>	Cacaito	1	1.6
<i>Cordia thaisiana</i>	Pardillo	6	9.7
<i>Courupita guianensis</i>	Coco de mono	4	6.5
<i>Dendropanax arboreus</i>	Quesito	1	1.6
<i>Dimerocostus strobilacius</i>	Cafueta	16	25.8
<i>Ficus sp</i>	Matapalo	3	4.8
<i>Ficus insipida</i>	Higuerón	8	12.9
<i>Fissicalyx fendleri</i>	Tasajo	6	9.7
<i>Guarea guara</i>	Trompillo	1	1.6
<i>Guatteria foliosa</i>	Laurel	6	9.7
<i>Guazuma tomentosa</i>	Guácimo blanco	2	3.2
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácimo	6	9.7
<i>Hamelia patens</i>	Coralito	1	1.6
<i>Heliconia psittacorum</i>	Caporuno	1	1.6
<i>Heliconia discolor</i>	Platanillo	45	72.6
<i>Hybanthus sp</i>	Campanito	24	38.7
<i>Inga marginata</i>	Guamo	43	69.4
<i>Ischnosiphon leucophaeus</i>	Bijao	9	14.5
<i>Licania turiviana</i>	Mamoncillo	4	6.5
<i>Lonchocarpus pictus</i>	Jebe	5	8.1
<i>Margarita nobilis</i>	Fruto de Palomo	6	9.7
<i>Neea spruceana</i>	Casabito	1	1.6
<i>Ochroma pyramidale</i>	Balso	3	4.8
<i>Orura sp</i>	Carrucillo	3	4.8

continuación Anexo 2...

ESPECIE	NOMBRE VULGAR	FRECUENCIA	
		ABSOLUTA	RELATIVA %
<i>Piper sp</i>	Cordoncillo	9	14.5
<i>Pouteria anibaefolia</i>	Chupón	9	14.5
<i>Protium crenatum</i>	Anime	8	12.9
<i>Psidium sp</i>	Guayabito	2	3.2
<i>Psychotria carthagenensis</i>	Hierro	2	3.2
<i>Sapium styriense</i>	Lechero	13	21.0
<i>Sloanea terniflora</i>	Pica pica	2	3.2
<i>Spondias mombin</i>	Jobo	7	11.3
<i>Syagrus sancona</i>	Palma Sarare	2	3.2
<i>Syameria paniculata</i>	Palo de agua	2	3.2
<i>Terminalia oblonga</i>	Guayabón	10	16.1
<i>Trichanthera gigantea</i>	Yatago	14	22.6
<i>Trichilia sp</i>	Cedrillo	12	19.4
<i>Trichilia magnosiera</i>	Guaramaco	16	25.8
<i>Trichilia unifoliata</i>	Rejito	2	3.2
<i>Triplaris americana</i>	Palo maría	13	21.0
<i>Urera baccifera</i>	Pringamosa	6	9.7
<i>Vochysia lehmannii</i>	Murcielagito	1	1.6
<i>Zanthoxylum sp</i>	Tachuelo	3	4.8

La frecuencia de aparición de las especies está basada en 62 parcelas de 25 m² muestreadas en dicho bosque. Se incluyeron los individuos juveniles con altura superior a 80 cm.

ANEXO 3. Resultados del primer componente principal

ADO: altura del dosel ESP:: número de especies IND: número de individuos FV: formas de vida
 HS: huecos en el suelo Df = dato faltante HS: huecos en el suelo Ha: huecos en arboles
 TC: troncos caídos TP: troncos en pie AT: altura de la trampa DIA: diámetro del elemento donde se colocó
 la trampa TE: tipo de elemento PAM: presencia de musgo PFS: presencia de loras, frutos o semillas

BOSQUE INTERVENIDO

VALORES OBTENIDOS EN EL PRIMER COMPONENTE PRINCIPAL (PC1)			
VARIABLES	ABRIL-92	MARZO-93	TOTAL
1) ADO	- 0.284	0.470	0.540
2) ESP	0.027	0.378	0.468
3) IND	0.168	0.157	- 0.009
4) FV	- 0.077	0.384	0.517
5) HS	df	0.118	- 0.060
6) HA	0.294	- 0.138	0.339
7) TC	0.015	0.152	0.240
8) TP	0.142	0.400	0.091
9) AT	- 0.274	- 0.474	0.155
10) DIA	- 0.308	- 0.424	0.068
11) TE	- 0.271	0.475	0.029
12) PAM	- 0.311	- 0.228	- 0.090
13) PFS	- 0.056	- 0.011	0.005

BOSQUE MODERADAMENTE INTERVENIDO

VALORES OBTENIDOS EN EL PRIMER COMPONENTE PRINCIPAL (PCI)			
VARIABLES	MARZO-92	OCTUBRE-92	TOTAL
1) ADO	- 0.361	- 0.149	- 0.332
2) ESP	- 0.158	- 0.216	- 0.307
3) IND	- 0.101	- 0.419	0.307
4) FV	- 0.235	- 0.346	- 0.402
5) HS	0.272	- 0.466	- 0.118
6) HA	0.081	- 0.437	0.128
7) TC	0.450	0.288	0.063
8) TP	0.056	- 0.053	0.412
9) AT	0.161	- 0.346	0.406
10) DIA	0.444	- 0.164	0.103
11) TE	- 0.507	0.355	- 0.385
12) PAM	0.114	- 0.123	- 0.109
13) PFS	df	- 0.085	df

ANEXO 4. Promedio, coeficiente de variación, valores máximos y mínimos de las variables de hábitat

ADO: altura del dosel ESP: número de especies IND: número de individuos FV: formas de vida AT: altura de la trampa DIA: diámetro del elemento donde se colocó la trampa TE: tipo de elemento

BOSQUE MODERADAMENTE INTERVENIDO

VARIABLE	n	PROMEDIO	CV %	VMAX	VMIN
ADO	60	15.20	46.91	30	4
ESP	62	8.96	30.69	16	2
IND	60	16.00	67.62	52	5
FV	62	5.77	20.97	8	2
AT	62	1.17	38.46	2.1	0
DIA	61	17.82	86.87	92	0
TE	62	8.10	36.42	13	0

BOSQUE INTERVENIDO

ADO	57	18.18	42.79	30	4
ESP	58	8.5	30.00	16	4
IND	57	18.52	52.59	44	4
FV	58	6.19	23.59	9	2
AT	58	1.46	33.56	3.5	0
DIA	57	27.44	79.56	136	0
TE	57	7.95	38.36	13	0

ANEXO 5. Frecuencia de aparición de flores, frutos o semillas registradas en las parcelas de 25 m² (flo = flores fru= frutos sem= semillas)

BOSQUE MODERADAMENTE INTERVENIDO

ESPECIE	NOMBRE VULGAR	FRECUENCIA ABSOLUTA	
		MAR-92	OCT-92
<i>Albizzia sp</i>	Hueso de pescado (sem)	1	
<i>Annona montana</i>	Guanábano (fru)	2	
<i>Attalea maracaibensis</i>	Palma de agua (fru)	28	7
<i>Bactris major</i>	Cubarro (fru)	2	
<i>Bixa orellana</i>	Onotillo (sem)	1	
<i>Brosimum sp</i>	Charo (fru)		1
<i>Chrysophyllum auratum</i>	Caimito (flo)		1
<i>Clavija longifolia</i>	San Cristobal (fru)	1	
<i>Ficus sp</i>	Matapalo (fru)		1
<i>Spondias mombin</i>	Jobo (fru)		2
<i>Syagrus sancona</i>	Palma sarare (fru)	15	1
<i>Piper sp</i>	Cordoncillo (sem)	1	
<i>Pterocarpus officinalis</i>	Drago (sem)	2	
<i>Terminalia sp</i>	Pardillo negro (sem)	2	
	Bejuco maromo (flo)	1	

BOSQUE INTERVENIDO

ESPECIE	NOMBRE VULGAR	FRECUENCIA ABSOLUTA	
		ABR-92	MAR-93
<i>Attalea maracaibensis</i>	Palma de agua (fru)		1
<i>Clavija longifolia</i>	San Cristobal (fru)		1
<i>Cordia thasiana</i>	Pardillo (fru)		1
<i>Corupita guianensis</i>	Coco de mono (fru)	1	
<i>Ficus insipida</i>	Higuerón (fru)		1
<i>Guarea guara</i>	Trompillo (fru)		1
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácimo (fru)		1
<i>Hybanthus sp</i>	Campenito (flo)		1
<i>Inga marginata</i>	Guamo (fru)	1	1
<i>Ochroma pyramidale</i>	Balso (sem)	1	5
<i>Piper sp</i>	Cordoncillo (sem)	1	
<i>Pouteria anibaefolia</i>	Chupón (fru)		2
<i>Trichilia magnosiara</i>	Guaramaco (flo)	1	1
<i>Trichantera gigantea</i>	Yatago (flo)	1	
	Bejuco maromo (flo)	1	4
	Ojo de Buey (fru)	1	
	Urumaco (fru)	1	