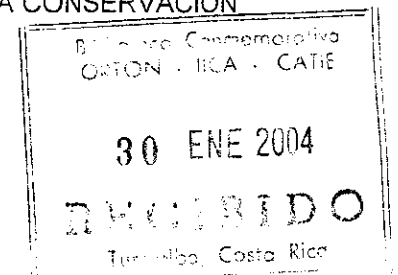


Validación de indicadores ecológicos para la evaluación de
Sostenibilidad en Bosques bajo manejo forestal en el trópico
húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la
Conservación

YADID OLIVA ORDÓNEZ SIERRA

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA.
CATIE

PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADUADOS



Validación de indicadores ecológicos para la evaluación de Sostenibilidad en Bosques bajo manejo forestal en el trópico húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación

Tesis sometida a la consideración de la Escuela de Posgraduados, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza como requisito parcial para el grado de:

Magister Scientiae

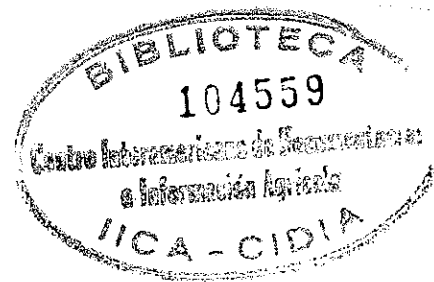
Por:

Yadid Oliva Ordoñez Sierra

Turrialba, Costa Rica.

2003

Thesis
065V



Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

FIRMANTES:

Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal

Bastiaan Louman, M.Sc.
Miembro Comité Consejero

Luis Diego Delgado, M.Sc.
Miembro Comité Consejero

Glenn Galloway, Ph.D.
Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado

Yadid Oliva Ordóñez Sierra
Candidata

Este logró lo dedico:

A mis padres, por el esfuerzo
y sacrificio durante todos
estos años.

Y a mi Tía Oliva, por la
confianza de siempre y su
apoyo diario e incondicional.

AGRADECIMIENTOS

A Bryan Finegan, por los conocimientos compartidos que le dieron sentido a estos dos y claro por haberme enseñado el mundo de las mariposas!! ... no podría faltar: obviamente por su paciencia con mis borradores.

A Diego Delgado, por los consejos y sugerencias diarias para facilitarme la vida aquí durante la formulación y conclusión de esta obra (aunque claro, esto no aplica para sus minuciosas revisiones !!) ... en todo caso dicho en colombiano: bizcocho ! sin palabras.

A Bastiaan Louman, por el apoyo brindado durante la realización de esta investigación, y claro por sus aportes concretos y puntuales.

A la Organización Internacional de las Madera Tropicales (ITTO) por su apoyo económico para realizar mis estudios en CATIE.

Al Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF-Centroamérica), por su apoyo financiero durante la fase de investigación, y claro por haber seleccionado en Nicaragua el sitio de estudio.

A la empresa PRADA S.A., especialmente al Ing. Antonio Asturias, Lesbia Cruz y Guillermo On Zang por el apoyo logístico durante el período de campo.

A las personas que de alguna forma me brindaron su apoyo incondicional en tierras lejanas (rosita en la RAAN): Chus y Paiba en el trabajo de campo, Clemencia por tratar de que no extrañáramos la territa con las arepas y a Roberto por su apoyo siempre que lo necesitamos.

A los más juiciosos del Departamento Forestal: Lidieth Marin y Hugo Brenes, por que siempre estuvieron dispuestos a colaborar, y por las sesiones de café (a las 9 a.m. y 2 p.m) que siempre voy recordar y recordar montones.

Un agradecimiento especial a mi amiga Yady y su cronómetro, sin el cual me hubiera tardado 6 meses en el trabajo de campo, aunque llevaderos en su compañía... verdad?

Claro no podría faltar: un agradecimiento muy especial para Ti (el Economista) ... por todos y cada uno de los momentos compartidos ... de principio a fin!!

Al grupo de Ecuatorianos que durante estos dos años lejos de la casita tuvieron tiempito para compartir todos y cada unos de estos momentos, muy especialmente a la Zayra ... la amiga que me llevo de CATIE.

Al que me faltó... pues gracias también!!!

CONTENIDO

| | |
|---|------|
| INDICE DE CUADROS | VII |
| INDICE DE FIGURAS | VIII |
| LISTADO DE ANEXOS | IX |
| 1. INTRODUCCIÓN | 1 |
| 2. REVISIÓN DE LITERATURA | 3 |
| 2.1 SOSTENIBILIDAD Y BOSQUES DE ALTO VALOR PARA LA CONSERVACIÓN | 3 |
| 2.2 MONITOREO BIOLÓGICO | 3 |
| 2.3 INDICADORES | 4 |
| 2.3.1 <i>Estructura y Composición de Bosques y su relación a la riqueza / diversidad de especies de fauna</i> | 5 |
| 2.3.2 <i>La diversidad de Mariposas y su relación a características estructurales del bosque.</i> | 7 |
| 2.3.2.1 Reducción de la Diversidad | 7 |
| 2.3.2.2 Aumento de la Diversidad | 8 |
| 3. SÍNTESIS DE LA INVESTIGACION | 9 |
| 3.1 OBJETIVO GENERAL | 9 |
| 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 9 |
| 3.3 HIPÓTESIS | 9 |
| 4. BIBLIOGRAFIA | 11 |
| ARTÍCULO I. EFECTOS DE DOS INTENSIDADES DE APROVECHAMIENTO EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL RODAL Y EN LAS CARACTERÍSTICAS DE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS EN UN BOSQUE HÚMEDO TROPICAL DE LA REGIÓN AUTÓNOMA DEL ATLÁNTICO NORTE (RAAN) – NICARAGUA. | 14 |
| 1. INTRODUCCIÓN | 14 |
| 2. MATERIALES Y MÉTODOS | 15 |
| 2.1 ÁREA DE ESTUDIO | 15 |
| 2.2 METODOLOGÍA | 17 |
| 2.2.1 <i>Indicadores de estructura y composición del rodal</i> | 18 |
| 2.2.2 <i>Grupos de especies Indicadores de Perturbación</i> | 19 |
| 2.2.3 <i>Análisis de los datos</i> | 20 |
| 3. RESULTADOS | 22 |
| 3.1 INDICADORES DE ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL RODAL | 23 |
| 3.1.1 <i>La abundancia de árboles total y por clases de tamaños</i> | 23 |
| 3.1.2 <i>Área basal</i> | 24 |
| 3.1.3 <i>Apertura del dosel en el Sotobosque</i> | 26 |
| 3.1.4 <i>Estructura vertical del bosque</i> | 28 |
| 3.1.5 <i>La composición y abundancia de Palmas</i> | 29 |
| 3.2 GRUPOS DE ESPECIES INDICADORES DE PERTURBACIÓN | 30 |
| 3.2.1 <i>Abundancia de individuos y número de especies de mariposas</i> | 30 |
| 3.2.2 <i>Diversidad</i> | 33 |
| 3.2.3 <i>Análisis de la composición de mariposas</i> | 34 |

| | |
|---|-----------|
| 4. CONCLUSIONES | 39 |
| 5. BIBLIOGRAFÍA | 40 |
| ARTÍCULO II. VALIDACIÓN DE PROCEDIMIENTOS METODOLÓGICOS Y ENFOQUES PROPUESTOS EN LA GUÍA DE MONITOREO ECOLÓGICO EN BAVC MANEJADOS PARA PRODUCCIÓN DE MADERA Y ORIENTADOS DENTRO DEL PROCESO DE CERTIFICACIÓN | 43 |
| 1. INTRODUCCIÓN | 43 |
| 2. MATERIALES Y METODOS | 45 |
| 2.1 ÁREA DE ESTUDIO | 45 |
| 2.2 MUESTREO | 47 |
| 2.3 ESTABLECIENDO UMBRALES A PARTIR DE LA VARIACIÓN EN LOS SITIOS DE REFERENCIA | 49 |
| 2.4 DEFINICIÓN DE ACTIVADORES | 51 |
| 3. RESULTADOS | 51 |
| 3.1 <i>Indicadores de estructura del rodal</i> | 51 |
| 3.1.1 <i>Densidad del rodal y área basal</i> | 51 |
| 3.1.2 <i>Apertura del dosel en el sotobosque</i> | 54 |
| 3.1.3 <i>Estructura vertical del bosque</i> | 55 |
| 3.1.4 <i>La composición y densidad de palmas</i> | 59 |
| 3.2 <i>Grupo de especies indicadoras de Perturbación</i> | 60 |
| 4. CONCLUSIONES | 63 |
| 5. BIBLIOGRAFIA | 65 |
| ANEXOS | 67 |

INDICE DE CUADROS

Artículo I. Efectos de dos intensidades de aprovechamiento en la estructura y composición del rodal y en las características de la comunidad de mariposas en la RAAN –Nicaragua.

| | | |
|------------|---|----|
| Cuadro 1. | Promedios del número de árboles por hectárea para cada clase diamétrica a partir de 10 cm dap. | 23 |
| Cuadro 2. | Distribución del promedio de área basal (G) en m ² /ha por clase diamétrica a partir de 10 cm dap. | 25 |
| Cuadro 3. | Valores promedios del porcentaje de apertura del dosel para cada uno de los bosques. | 26 |
| Cuadro 4. | Estructura vertical de la vegetación en cinco estratos para los tres bosques de estudio. | 28 |
| Cuadro 5. | Promedios de la Abundancia total por hectárea para las especies de palmas presentes. | 29 |
| Cuadro 6. | Número promedio de especies (S) y de individuos (N) observados por transecto en cada bosque. | 30 |
| Cuadro 7. | Valores medios de los Índices de diversidad de Simpson (λ), Shannon-Wiener (H'), "Alfa" de Fisher y Equitabilidad (J') para la comunidad de mariposas presente en los tres bosques. | 33 |
| Cuadro 8. | Índice de Similitud Morisita-Horn entre los bosques estudiados con base en toda la comunidad de mariposas observadas. | 34 |
| Cuadro 9. | Las diez especies de mariposas más comunes observadas en cada uno de los tres bosques evaluados. | 35 |
| Cuadro 10. | Promedio y desvíos estándar para la abundancia relativa de mariposas distribuidas en gremios por tipo de hábitat. | 38 |

Artículo II. Validación de procedimientos metodológicos y enfoques propuestos en la Guía de Monitoreo ecológico en BAVC.

| | | |
|-----------|---|----|
| Cuadro 1. | Atributos Ecológicos que deben encontrarse en un bosque para tener Alto Valor de Conservación. | 43 |
| Cuadro 2. | Síntesis general de los impactos del manejo y Valores promedio para cada indicador en los tres bosques evaluados. | 64 |

INDICE DE FIGURAS

Artículo I. Efectos de dos intensidades de aprovechamiento en la estructura y composición del rodal y en las características de la comunidad de mariposas en la RAAN –Nicaragua.

| | | |
|-----------|--|----|
| Figura 1. | Localización del área de estudio. | 16 |
| Figura 2. | Análisis de ordenación Decorana. | 22 |
| Figura 3. | Curva de distribución del número de árboles con dap ≥ 10 cm por clase diamétrica. | 24 |
| Figura 4. | Distribución del área basal (m^2/ha) para los árboles con dap ≥ 10 cm por clase diamétrica. | 25 |
| Figura 5. | Porcentaje de parcelas presentes en cada una de las categorías de apertura del dosel para los tres bosques de estudio. | 27 |
| Figura 6. | Curvas de acumulación de especies de mariposas observadas. | 31 |
| Figura 7. | Distribuciones Rango-Abundancia de mariposas observadas. | 32 |
| Figura 8. | Composición de mariposas observadas en los tres bosques de estudio. | 36 |
| Figura 9. | Número total de mariposas registradas por gremio de acuerdo a sus características de hábitat (%). | 37 |

Artículo II. Validación de procedimientos metodológicos y enfoques propuestos en la Guía de Monitoreo ecológico en BAVC.

| | | |
|-----------|--|----|
| Figura 1. | Localización del área de estudio. | 46 |
| Figura 2. | Umbrales de cambio para indicadores de estructura del rodal. | 52 |
| Figura 3. | Umbrales de cambio para el indicador de apertura del dosel en el sotobosque. | 55 |
| Figura 4. | Umbrales de cambio para el indicador de estructura vertical, en el estrato de 20 a 30 m y en el estrato de mayores a 30 m. | 56 |
| Figura 5. | Umbrales de cambio para el indicador de estructura vertical, en el estrato de 0 a 2 m, de 2 a 9 m y de 9 a 20 m. | 57 |
| Figura 6. | Umbrales de cambio para la abundancia promedio de palmas presentes. | 59 |
| Figura 7. | Umbrales de cambio para el grupo indicador de perturbación. | 61 |

LISTADO DE ANEXOS

1. Lista de especies aprovechadas y diámetro mínimo de corta. Lista de especies aprovechadas y diámetro mínimo de corta propuesto en los planes de manejo para Cascal y Layasiksa 2002.
2. Lista de Especies observadas en los tres bosques y clasificadas por tipo de Hábitat característico.
3. Abundancia de especies de mariposas en los tres bosques evaluados.
4. Valores promedio para cada indicador en el área de referencia, desvíos estándar y umbrales de cambio establecidos.

Ordoñez S. Yadid O. 2003. Validación de indicadores Ecológicos para la evaluación de sostenibilidad en bosques bajo manejo forestal en el trópico húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación.

RESUMEN

Este estudio tuvo como propósito, cuantificar los efectos ocasionados por diferentes intensidades de aprovechamiento en indicadores de estructura y composición del rodal y en la comunidad de mariposas en un bosque certificado del Atlántico Norte de Nicaragua. Se pretendió además implementar una serie de enfoques tendientes a establecer la relevancia de los impactos provocados en los indicadores antes mencionados, a través de la determinación de niveles de cambio aceptables e inaceptables, siguiendo los procedimientos descritos por Finegan y otros (2004).⁷

El muestreo de los indicadores se realizó en tres bosques, uno con aprovechamiento de bajo impacto (ABI), otro con aprovechamiento de alto impacto (AAI) y el tercero sin aprovechamiento, utilizado como referencia (BR). La evaluación de la densidad del rodal, área basal y abundancia de palmas para individuos ≥ 10 cm de dap se llevó a cabo en parcelas temporales de 50 m x 20 m. Para la apertura del dosel y la estructura vertical se utilizaron parcelas temporales de 10 m x 10 m. Y la comunidad de mariposas se evaluó en transectos de 500 m, distribuidos de tal forma que recorrieran diferentes ambientes dentro de los bosques.

Para el área basal no se encontraron diferencias entre los tres bosques. Mientras que para la densidad del rodal sí. El ABI se diferencio por presentar una densidad más baja que la del AAI y BR. Sin embargo, se considera que esta diferencia se debe a cambios provocados antes del manejo. El porcentaje de apertura en el dosel fue menor en el BR (esto implica niveles bajos de luz), con un sotobosque menos denso y un dosel más cerrado. Mientras que los bosques manejados presentaron mayor apertura del dosel (mayor entrada de luz al suelo), con un sotobosque más denso y un dosel superior más abierto; siendo mayores en el AAI que el ABI.

La comunidad de mariposas mostró diferencias altamente significativas en la riqueza ($Pr < F$ 0.0001) y diversidad ($Pr < F$ 0.0001) de especies entre los tres bosques, mostrando a los bosques manejados como los más ricos y diversos. Esto se debe probablemente a que el aprovechamiento ofrece una mayor heterogeneidad ambiental, que es aprovechada por algunas especies de mariposas. Se observó un incremento en la proporción de especies de mariposas características de sitios perturbados en los bosques manejados, y un posible efecto negativo en las especies características de sitios poco perturbados. Los bosques manejados se diferenciaron del BR ($Pr > F$ 0.0002), debido a que presentaron un menor porcentaje de mariposas características de sitios no perturbados (8% y 6% en el ABI y AAI respectivamente) que el presentado por el BR (37%). Estos resultados revelaron en cierta forma considerables niveles de perturbación, importantes de monitorear a través del tiempo.

Por otro lado, el uso de umbrales y activadores se considera una herramienta práctica para demostrar el nivel de impacto causado por el manejo. Sin embargo, para indicadores que por su naturaleza presentan una variación natural muy alta (la composición y densidad de palmas, el gremio de mariposas características de hábitats no perturbados por ejemplo), el uso de los desvíos estándar para la determinación de umbrales, se convirtió en un factor excluyente para su establecimiento. Es claro entonces que aspectos como la variación natural y la sensibilidad de medición de algunos indicadores es clave para la determinación y uso de este enfoque.^{>>}

Aunque para indicadores como la apertura del dosel, la estructura vertical en los primeros cuatro estratos y la comunidad de mariposas, se encontraron diferencias entre bosques al realizar la prueba de hipótesis, al implementar el enfoque de umbrales y activadores, el nivel de impacto estimado para estos mismos indicadores fue considerado como aceptable.^{>>}

Palabras claves: indicadores, monitoreo, umbrales y activadores.

Ordoñez S. Yadid O. 2003. Validation of ecological indicators to evaluate sustainable forest management in the tropics, with emphasis on High Conservation Value Forests.

SUMMARY

The purpose of the study was to quantify the effects of different logging intensities on the structure and composition of the forest stand, as well as butterfly communities in a certified forest in the North Atlantic region of Nicaragua. Additionally, a number of approaches were applied to determine the relevance of the impacts on the above-mentioned indicators by determining the levels of acceptable and unacceptable change, following the procedures described by Finegan *et al.* 2004.⁷⁷

Indicators were sampled in three forest sites: one with low logging intensity, a second with high logging intensity, and a third without interventions that was used as the reference. The density of the forest stand, basal area, and the abundance of palms for individuals ≥ 10 cm DBH were measured in temporary plots of 50 m x 20 m, and canopy openness and vertical structure was evaluated in 10 m x 10 m plots. Transects of 500 m crosscutting various habitats in the forest were used to evaluate the butterfly community.

No differences were found in the basal areas between the three forest sites. Lower stand densities were found in the highly logged site than in the other two sites. However, this difference may be due to modifications experienced prior to intervention. Lower percentages of canopy openness were found in the site without intervention (implying lower light levels), with less dense understory vegetation and a more closed canopy. The managed forests demonstrated greater canopy openness (higher levels of light reaching the ground), with denser understory vegetation and a more open canopy, particularly in the site with high logging intensity.

Significant differences were found in species richness ($Pr < F 0.0001$) and diversity ($Pr < F 0.0001$) of butterfly communities between the three forest sites, where managed forests were shown to be the richest and most diverse. The applied management regimes possibly offer greater environmental heterogeneity, which is favored by certain species of butterfly. An increment in the proportion of butterfly species characteristic of disturbed sites was observed in the managed forest sites, which simultaneously exerts a possible negative effect on species characteristic of undisturbed sites. The managed forests were differentiated from the unmanaged forest ($Pr > F 0.0002$), presenting a lower percentage of butterflies characteristic of undisturbed sites (8% in the low intensity site and 6% in the high intensity site) than that found in the unmanaged forest (37%). These results reveal the importance of monitoring these considerable levels of disturbance over time.

The use of thresholds and triggers is a practical tool to demonstrate the level of impact caused by management interventions. However, for indicators with a high natural variation (for example, composition and density of palms, butterfly groups characteristic of undisturbed habitats), the standard deviation is too high to allow thresholds to be accurately calculated according to the established methodology. Therefore, aspects such as natural variation and the sensitivity of some indicators are key in the use of this approach.⁷⁷

Whilst differences in indicators such as canopy openness, vertical structure of the first four strata and butterfly communities were found between forest sites, the level of impact estimated for these indicators by the application of the threshold and trigger approach proposed by the Monitoring Guide was considered as acceptable.⁷⁷

Keywords: indicators, monitoring, thresholds and triggers.

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales que mayor interés mundial suscita es la pérdida de biodiversidad como consecuencia de las actividades humanas, ya sea de manera directa (sobreexplotación) o indirecta (alteración de hábitat). El conocimiento y la protección de la biodiversidad representan una tarea prioritaria para las naciones comprometidas, a partir de la Conferencia sobre Medio Ambiente y Desarrollo de 1992, para lograr un desarrollo sustentable, que asegure el bienestar de los recursos naturales y el de los sistemas con los que interactúa el hombre (Lyle *et al*, 1996).

Asimismo, la creciente toma de conciencia del público acerca de la destrucción y degradación de los bosques, ha llevado a los consumidores a exigir que sus adquisiciones de madera y otros productos forestales no contribuyan a aumentar esta destrucción, sino que más bien ayuden al mantenimiento de los recursos forestales para el futuro. Como respuesta a esta demanda, han proliferado Programas de Certificación y de Autocertificación para productos de madera (Campos 1998).

La certificación es un proceso voluntario realizado por los dueños de los bosques y los responsables del manejo forestal, que promueve un manejo ambiental responsable, socialmente beneficioso y económicamente viable en los bosques del mundo, mediante el establecimiento a nivel mundial de un conjunto de Principios de Manejo Forestal ampliamente reconocido. Los Principios y Criterios del FSC son aplicables a todos los bosques tropicales, templados y boreales, que toma en consideración al momento de evaluar la certificación, la escala y la intensidad del manejo forestal, la peculiaridad de los recursos afectados, y la fragilidad ecológica del bosque (FSC 2000; Campos 1998).

Es así como dentro de la creciente preocupación por la conservación de los recursos naturales y en relación con el desarrollo sostenible, el FSC además de sus P&C a promovido el concepto de Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC). Estos bosques constituyen ecosistemas que poseen atributos ecológicos, económicos y sociales especiales, que son importantes de mantener o incrementar a fin de procurar el uso sostenible de los recursos y el mantenimiento de valores relevantes de biodiversidad (FSC 2000).

Los BAVC a menudo se encuentran fuera de las áreas protegidas, bajo regímenes de manejo, por lo que debe evaluarse el hecho de si su intervención está ocasionando reducciones significativas en los valores de los atributos especiales. Dentro del contexto de la evaluación de la calidad del manejo a que están sometidos los BAVC, así como dentro de la filosofía de lo que los científicos llaman *manejo adaptativo*, el monitoreo representa una herramienta vital que forma parte de la evaluación de los efectos provocados por las operaciones de manejo sobre la composición, estructura y diversidad del bosque y sus procesos ecológicos, constituyendo uno de los componentes más trascendentales en la conservación de la biodiversidad pero el menos entendido por administradores y evaluadores (FSC 2000).

Estas condiciones han creado la necesidad de generar propuestas para programas de monitoreo que sean implementadas como herramientas prácticas, confiables y de bajo costo, que permitan evaluar el estado del bosque, detectar cambios y a partir de estos inferir sobre las condiciones futuras del bosque.

La WWF Centro América en unión con la Universidad Estatal de Oregon (OSU) y el CATIE, se encuentran desarrollando un proyecto cuyo propósito es facilitar el manejo mejorado y la certificación independiente de los bosques tropicales del mundo, a través de la elaboración de una guía con procedimientos metodológicos para el monitoreo ecológico en BAVC, y cuyo fin permita una evaluación rápida, efectiva y de bajo costo en aspectos claves de sostenibilidad (Finegan *et al.* 2004). Actualmente se cuenta con la primera versión de la Guía, la cual fue utilizada para validar algunos de sus enfoques y procedimientos metodológicos.

De esta forma, este estudio pretende identificar el efecto del manejo en indicadores de estructura y composición del rodal, sobre comunidades de fauna en áreas de bosque sometidas a intensidades de aprovechamiento de bajo y alto impacto; debido a que existe muy pocos estudios sobre los cambios que el manejo sostenible provoca en los bosques tropicales en comparación con técnicas convencionales de alto impacto, donde existe gran información que evidencia los impactos negativos que genera tanto sobre el bosque en sí, como sobre las comunidades de fauna (Mason 1996; Johns 1997). Se realizará por medio de intensidades de muestreo capaz de detectar "determinados niveles de cambios" provocados por el manejo, identificados dentro de

límites aceptables o inaceptables, bajo un nivel de confianza estadístico aceptable (Finegan *et al.* 2004).

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Sostenibilidad y Bosques de Alto Valor para la Conservación

El conocimiento y la protección de la biodiversidad representan actualmente una tarea prioritaria para las naciones comprometidas, a partir de la Conferencia sobre Medio Ambiente y Desarrollo de 1992, en Río de Janeiro, donde surgieron las primeras estrategias de conservación para el siglo XXI con el fin de lograr un desarrollo sustentable, que asegure el bienestar de los recursos y sistemas naturales con los que interactúa el hombre (Lyle *et al.* 1996).

En la última década múltiples entidades nacionales e internacionales realizan esfuerzos notables para desarrollar métodos de priorización en la selección de áreas para la conservación. Estos métodos se basan en diferentes criterios (riqueza de especies, niveles de endemismo, procesos ecológicos o evolutivos únicos y rareza) con el objeto de ampliar el número de especies y ecosistemas protegidos, algunos de los trabajos más notables son las listas de categorías de conservación UICN, las Ecoregiones de América y el Caribe y los 25 Hotspot entre otros (Primack *et al.* 2001; Dinerstein y Olson 1998; Myers *et al.* 2000).

Como resultado a tales proyectos el Consejo de Manejo Forestal (Forest Stewardship Council – FSC) ha reconocido tales prioridades y como prueba de ello es la adición del Principio 9: -Mantenimiento de Bosques con Alto Valor de Conservación, al conjunto de Principios de Manejo Forestal ampliamente reconocido (FSC 2000). Este principio incluye bosques con una o más características especiales desde el punto de vista de biodiversidad como especies o ecosistemas raros o en peligro, servicios ambientales críticos y valores sociales fundamentales (FSC 2000).

2.2 Monitoreo biológico

El monitoreo es la observación y evaluación para conocer el estado del bosque, sus condiciones y tendencias (Noss, 1999). También es un proceso para identificar cambios ocurridos, estableciendo su dirección y medida. Además debe ir acompañado

por una valoración de la significancia de los cambios detectados (Ferris-Kaan *et al.* 1992).

Estimar la pérdida de biodiversidad o incluso el estado en que se encuentra es una tarea primordial para lograr en buena medida el entendimiento de los cambios en el estado del bosque. World Bank (1998) dice al respecto que la variación de la biodiversidad en un área resultado de diferentes procesos, necesita ser identificada y monitoreada, de tal forma que sus resultados constituyan un punto de apoyo para la toma de decisiones sobre el manejo y uso de la tierra.

2.3 Indicadores

Una de las mayores necesidades presentes hoy al realizar un programa de monitoreo, sobre los efectos que el manejo tiene sobre la composición, estructura y funcionalidad de los procesos ecológicos en determinado ecosistema, es la de encontrar herramientas que permitan una evaluación confiable, en lapsos de tiempos cortos y a un bajo costo los impactos que el manejo tiene sobre los atributos especiales de los bosques de alto valor de conservación (BAVC).

Para lograr un buen programa de monitoreo, se debe tener en cuenta que los indicadores son variables medibles que permiten evaluar o monitorear entidades o atributos ambientales relacionados a dichas variables (Pielou, 1995). Muchos estudios sugieren especies o grupos de organismos que pueden ser utilizados como indicadores debido a ciertas características¹ ideales que poseen, entre los que se tiene a las aves, artrópodos terrestres o grupos de artrópodos más conocidos como abejas tigre que son grupos sensibles a cambios ambientales (Kremen 1992; Pearson y Cassola, 1992).

¹ Características ideales que debe poseer un indicador para evaluar biodiversidad: 1) ser suficientemente sensible como para proporcionar una alerta temprana de cambio; 2) distribuirse en un área geográfica extensa o ser fácil de aplicar; 3) Capaz de proveer estimaciones continuas en un amplio rango de estrés; 4) ser relativamente independiente del tamaño de la muestra; 5) fácil al medir, coleccionar e interpretar; 6) fácil de diferenciar entre ciclos naturales y cambios provocados por influencia antropogénica; y 7) relevante a fenómenos ecológicos importantes (Noss 1990).

Así, el presente estudio propone el uso de grupos de fauna que cumplen con las características anteriores como la comunidad de mariposas, ya que son altamente sensibles a cambios en la temperatura, humedad, y niveles de luminosidad, cambios que son observados cuando se perturba el hábitat y cuya diversidad puede además estar determinada por factores tales como la estructura de la vegetación, la calidad y disponibilidad de alimento (Person y Cassola 1992; Beccaloni y Gaston 1995; Kremen 1994, Rodewald y Yahner 2001).

2.3.1 Estructura y Composición de Bosques y su relación a la riqueza / diversidad de especies de fauna

La composición de un bosque es determinada por factores ambientales (clima, suelo, topografía y posición geográfica), por la dinámica del bosque y la ecología de sus especies (Louman *et al.* 2001), la forma como se establecen o arreglan espacialmente en sentido horizontal y vertical todos sus componentes; presenta grandes ventajas para el monitoreo ecológico debido a que ellas pueden representar medidas indirectas de las condiciones de hábitat para diversos organismos del bosque (Finegan *et al.* 2004).

Las fuerzas ecológicas que determinan el patrón de distribución de las especies operan a través del proceso de selección de hábitat. Por dicho proceso la fauna ocupa un subconjunto de posibles condiciones para vivir, a través del cual exhiben una distribución geográfica variable. Mientras que el hábitat puede ser definido, simplemente, como el lugar que una especie ocupa, el concepto de selección implica la identificación de una condición determinada del mismo (Janzen 1991). Así, la mayoría de las especies de fauna evitan áreas donde las condiciones ambientales no sean adecuadas o donde se encuentren expuestas a sus depredadores. En consecuencia, la vegetación o cualquier otro tipo de recursos presentes en estas áreas no estarán disponibles, aún cuando éstos se encuentren dentro de los límites del territorio de las mismas. De esta forma, el uso efectivo del hábitat estará relacionado con la combinación de distintos parámetros tales como cantidad, calidad y distribución de alimento, cobertura, densidad poblacional, entre otros. (Janzen 1991).

El impacto de la actividad humana en las labores forestales sobre la fauna, es principalmente, a través de la alteración de la calidad del hábitat de las especies que

se da a través de una modificación de la estructura y composición de la vegetación, producto de un sinnúmero de actividades asociadas con este manejo (Erdelene 1984; Mason 1996), por ello el estudiar el componente faunístico de un sitio, y afrontar la problemática a través de la identificación de variables claves que condicionan la aptitud de un ambiente para una determinada especie resulta esencial, aunque su relación sea aún incierta (Finegan y otros 2004.) Así, desde el punto de vista del manejo, es muy importante conocer la diferencia entre los atributos que influyen directa o indirectamente en las características del hábitat de una especie, ya que la manipulación de los primeros puede tener un efecto más rápido, aunque no necesariamente más efectivo o duradero.

Según estudios realizados por Wilson (1974) y Erdelen (1984), se considera que la vegetación es uno de los principales descriptores del hábitat de la mayoría de las especies animales. Esto se debe, en parte, a que las características de la vegetación "incorporan" indirectamente los efectos del ambiente físico y de otras variables biológicas. Algunos atributos de la vegetación son importantes para los animales en forma directa, una especie vegetal importante en la dieta de un ave por ejemplo y otros en forma indirecta como la cobertura del dosel afectando el crecimiento de especies vegetales (radiación, temperatura, aire, luminosidad entre otros).

Por lo tanto, a las variables dasométricas tradicionales (DAP, área basal, número de árboles por hectárea, altura de copa, entre otras) se pueden agregar muchos atributos de la vegetación que son relevantes para la fauna (Thiollay 1992). Para especies que se alimentan en la corteza de los árboles, la superficie (más que el volumen) total de los troncos puede ser importante. El número y tipo de ramas puede influir en la abundancia de sitios de nidificación. La densidad de la cobertura de distintos estratos de la vegetación puede afectar la posibilidad de ciertas especies de ser detectadas por sus predadores. Finalmente, la abundancia (cobertura, biomasa, volumen, índice de área foliar, por ejemplo) de ciertas especies de planta puede reflejar la abundancia potencial de alimento (el follaje, frutos, corteza, invertebrados que viven en esa planta, etc) para una especie (Wilson *et al.* 1994; Gabbe *et al.* 2002; Whelan 2001).

De acuerdo con esto, se aprecia la relevancia que ha tenido durante los últimos años y la necesidad actual de realizar estudios sobre las relaciones entre especies y las áreas

que ocupan debido a las implicancias que pueden tener en la conservación de las mismas y a la adaptación de prácticas de manejo en bosques tropicales.

2.3.2 La diversidad de Mariposas y su relación a características estructurales del bosque.

Las mariposas, además de ser un grupo de especie de biología y taxonomía bien conocidas, la mayoría son de fácil identificación y manipulación tanto en el campo como en laboratorio, con alta sensibilidad a cambios ambientales (Sparrow *et al.* 1994; Person y Cassola 1992; Beccaloni y Gaston 1995; Kremen 1994). Estas características han permitido que las mariposas sean frecuentemente utilizadas en estudios tendientes a comprender la biodiversidad del trópico y su alteración antrópica (Thomas 1991; Kremen 1992, Kremen 1994, Spitzer *et al.* 1997, Brown y Hutchings 1997).

Los resultados de los diferentes estudios se dividen en dos grupos: aquellos que establecen que las alteraciones causan una disminución en la diversidad de especies de mariposas y los que establecen que éstos causan un aumento en la diversidad y composición; contradicción que ha dificultado la generalización sobre la respuesta de la comunidad de mariposas a las alteraciones.

2.3.2.1 Reducción de la Diversidad

En varios estudios se reportan disminuciones en la diversidad y riqueza de especies, luego de alteraciones como la extracción forestal y la conversión (Daily y Ehrlich 1995; Hill 1995; Kitahara y Kunihiko sei 2001). Según Hill (1995), la reducción de la diversidad de mariposas dentro de una comunidad posterior a alteraciones del bosque, se debe a la pérdida de nichos y de fuentes de alimentos a causa de la pérdida, fragmentación y generación de nuevos hábitats. Del mismo modo en Costa Rica, Daily y Ehrlich (1995) determinaron que la fragmentación del bosque empobrece la fauna de lepidópteros, mientras que Hill y colaboradores (1995) documentaron la disminución de riqueza y diversidad de lepidópteros, posteriormente al aprovechamiento forestal selectivo, en comparación al bosque natural en Buru – Indonesia.

Dichos autores atribuyen la mayor riqueza y diversidad de especies de bosque sin alterar a la complejidad estructural y la riqueza florística de estos hábitat. Las especies

de dosel cerrado se caracterizan por sus limitadas distribuciones geográficas y una alta especificidad al hábitat (Spitzer *et al.* 1993 citado por Spitzer *et al.* 1997; Spitzer *et al.* 1997; Thomas 1991). Ciertas especies de mariposas, que pueden depender de una variedad muy limitada de plantas hospederas, parecen ser particularmente vulnerables a las alteraciones (Thomas 1991; Aguilar 1999). Spitzer y otros (1993) observaron que, particularmente algunas especies de mariposas del interior del bosque no pueden migrar a través de áreas abiertas e iluminadas. Entonces los cambios microclimáticos causados por la alteración del bosque, tales como aumento en la entrada de luz hasta el suelo, penetración del viento y fluctuaciones de humedad y temperatura del aire, tienen efectos contraproducentes en las especies del interior, evitando que éstas especies habiten en bosques disturbados (Daily y Ehrlich 1995; Brown *et al.* 1997).

2.3.2.2 Aumento de la Diversidad

En contraste con los estudios anteriores, otros investigadores han documentado un aumento en la riqueza de especies de mariposas, luego del aprovechamiento forestal (Raguso y Llorente-Bouquets 1990; Spitzer *et al.* 1997), especialmente por aumentos en la entrada de luz al suelo, promoviendo una heterogeneidad ambiental que conduce a un rápido aumento en la diversidad de especies, con un cambio marcado en la composición (Brown *et al.* 1997) y otras formas de disturbio o modificación de hábitat (Spitzer *et al.* 1993 citado por Spitzer *et al.* 1997).

Kremen (1992) documenta que en bosques húmedos de montaña, en las áreas bajo aprovechamiento forestal selectivo la mayor diversidad floral y de mariposas corresponden con los sitios más soleados y alterados. Kremen correlaciona estadísticamente la diversidad de mariposas con la diversidad de plantas con flores ($r^2=0.63$; $p=0.001$). Este estudio apoya la hipótesis de que bosques alterados brindan una heterogeneidad de microhábitats, atrayendo así a mariposas del margen del bosque, los que prefieren el bosque secundario bien iluminado, migrantes y especies de sucesión temprana. Esta heterogeneidad de hábitat puede sustentar una mayor cantidad de especies que el bosque primario sin alterar, debido a que los cambios en la composición vegetal producen variaciones en las especies de mariposas presentes en el bosque (Thomas 1991; Pollard *et al.* 1998; Hill *et al.* 1995; Aguilar 1999).

Con base en todo lo anterior, es claro que las alteraciones en el bosque causan cambios en la composición de la comunidad de mariposas. Una respuesta común de estas especies a las alteraciones es la pérdida de especies que dependen del bosque no intervenido para su supervivencia (Hill *et al.* 1995). Dichas especies son reemplazadas, en distinto grado, por especies que prefieren los disturbios y el grado en que este reemplazo se produce varía, entre sitios. Además, dichos estudios sugieren que los principales determinantes para la diversidad en las comunidades de mariposas son, generalmente: la estructura del bosque, la diversidad florística, los recursos alimenticios, el microclima y los niveles de luz (Daily y Ehrlich 1995).

3. SÍNTESIS DE LA INVESTIGACION

3.1 Objetivo General

Contribuir al desarrollo de herramientas prácticas para la evaluación de la sostenibilidad ecológica del manejo forestal en bosques del trópico húmedo, con énfasis en BAVC.

3.2 Objetivos específicos

- Identificar los efectos del manejo bajo aprovechamiento de alta y baja intensidad sobre la estructura, composición de rodales (filtro grueso) y características de comunidades de fauna (filtro fino).
- Establecer la relación entre la respuesta de los diferentes indicadores y los niveles de cambio provocados por el manejo, aplicando los procedimientos metodológicos propuestos por la guía de monitoreo.
- A partir de los procedimientos descritos en la Guía de monitoreo Ecológico (Finegan y otros 2004) determinar si los cambios ocasionados en los bosques por las distintas intensidades de aprovechamiento para los diferentes indicadores son aceptables o inaceptables.

3.3 Hipótesis

- El manejo forestal no provoca respuestas en indicadores ecológicos de estructura y composición del rodal y de la comunidad de mariposas.

- Las respuestas en los indicadores ecológicos no difieren entre intensidades de aprovechamiento.

El estudio consistió en dos evaluaciones: 1) Efectos de dos diferentes intensidades de aprovechamiento en la estructura y composición del rodal y las características de la comunidad de mariposas (Artículo I), y 2) Validación de procedimientos metodológicos y enfoques propuestos en la Guía de Monitoreo ecológico con énfasis en BAVC manejados para producción de madera y orientados dentro del proceso de certificación (Artículo II). Los resultados detallados se encontraran en los artículos presentes en este documento.

4. BIBLIOGRAFIA

- Aguilar, N.A. 1999. Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores. Tesis M.Sc., Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, Turrialba, Costa Rica, 74 p.
- Beccaloni, G.W., Gaston, K.J., 1995. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. In: *Biological Conservation*. 71: 77-86.
- Brown, K.S. and Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies in Laurance, F. y Bierregaard, R.O. *Tropical remnants: ecology management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago, USA. P 91 – 110.
- Campos, J.J. & Perl, M. (eds.) 1998. Certificación forestal: Avances y perspectivas en América Latina y el Caribe. Conferencia Regional sobre Certificación Forestal. Serie Técnica, CATIE No. 1. 129 p.
- Daily, G.C. and Ehrellich, P.R. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterflies trapping. In: *Biodiversity Conservation* 4: 35 – 55.
- Dinerstein, E., Olson, D.M., 1998. The Global 200: A Representation Approach to Conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions. In: *Conservation Biology*. (12)3 502-515.
- Erdelen, M. 1984. Bird communities and vegetation structure: I. Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia*. 61: 277 – 284 p.
- Ferris-Kaan, R.; Patterson, G.S. 1992. Monitoring vegetation changes in Conservation management of forest. In: *Forestry commission Bulletin*. London 31 p.
- Finegan, B.; Delgado, Hayes, J.; L.D.; Gretzinger, S. 2004. El monitoreo ecológico como herramienta de manejo forestal sostenible: consideraciones básicas y una propuesta metodológica, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación certificados dentro del marco del FSC.
- FSC. (FOREST STEWARDSHIP COUNCIL). 2000. Principios y Criterios para el manejo Forestal. Documento No. 1.2. http://www.fscoax.org/html/1-2_esp.html.
- Gabbe, A.P.; Robinson, S.K.; Brawn, J. 2002. Tree-Species Preferences of Foraging Insectivorous Birds: Implications for Floodplain Forest Restoration. *Conservation Biology*. 16 (2): 462 – 470 p.

- Hill, C.J.; Hamer, K.C.; Lacey, L.A.; Banham, M.T. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. In: *Journal of Applied Ecology*. 32: 754-760.
- Janzen, D.H. 1991. *Historia Natural de Costa Rica*. Organización para Estudios Tropicales. Editorial de la Universidad de Costa Rica. Traducción por Manuel Cavarria 822p.
- Johns, A. *Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rain Forests*. 1997. Cambridge studies in applied ecology and resource management. 225 p.
- Kitahara, M. Y Sei, K. 2001. A comparison of the diversity and structure of butterfly communities in semi-natural and human-modified grassland habitats at the foot of Mt. Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation* 10: 331-351
- Kremen, C. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. In: *Ecological Applications* 4(3): 407 - 422.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. In: *Ecological applications*. 2(2). 203- 17.
- Louman, B.; Quiros, D.; y Nilson, M. 2001. *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. Serie Técnica - CATIEA Manual técnico No. 46, 266 p.
- Lyle, G., Burhenne-Guilmin, F., Synge, H., 1996. *Guía del Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Environmental Policy and Law Paper No. 30. UICN.
- Mason, D. 1996. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips and vine cutting. In: *Biotropica* 28 (3): 296 - 306 p.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. In: *Nature* 403, 853 - 858.
- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. In: *Forest ecology and management*. 115 (1999) 135 - 146 p.
- Pearson, D.L., Cassola, F. 1992. World-Wide Species Richness Patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and conservation Studies. In: *Conservation Biology*. (6)3 376-391.
- Pielou, E. 1995. Biodiversity versus old-style diversity: measuring biodiversity for conservation. In: Boyle, T.J., Boontawee B. (eds). *Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Indonesia. 395 p.
- Pollard, E.; Woiwod, I.P.; Greatorex-Davies, J.N.; Yates, T.J.; Welch, R.C. 1998. The spread of coarse grasses and changes in numbers of lepidoptera in a woodland nature reserve. *Biological conservation* 84: 17-24.

- Primack, R., Roíz, R., Feinsinger, P., et al. 2001. Fundamentos de Conservación Biológica, Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de cultura Económica de México. 798p.
- Raguso, R.A. y Llorente-Bouquets. 1990. The butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtla Mts., Veracruz, Mexico, revisited: species richness and habitat disturbance. *Journal of Research on the Lepidoptera* 29(1-2): 105-133.
- Rodewald, A., y Yahner, R. 2001. Influence of landscape composition on avian community structure and associated mechanisms. *Ecology*. 82 (12): 3493 – 3504 p.
- Sparrow, R.H.; Sisk, T.; Ehrlich, P.; Murphy, D. 1994. Techniques and Guidelines for Monitoring Neotropical Butterflies. *Conservation Biology*. (8)3 800-809.
- Spitzer, K.; Jaros, J.; Havelka, J. and Leps J. 1997. Effect of Small-Scale Disturbance on Butterfly Communities of an Indochinese Montane Rainforest. In: *Biological Conservation* 80: 9–15.
- Thiollay, J.M. 1992. Influence of selective Logging on Bird Species Diversity in a Guianan Rain Forest. In: *Conservation Biology*. (6)1: 47-63.
- Thomas, C.D. 1991. Habitat use and geographic ranges of butterflies from the wet lowlands of Costa Rica. In: *Biological Conservation*. 55: 269-281.
- Whelan, C. 2001. Foliage structure influences foraging of insectivorous forest birds: an experimental study. *Ecology*. 82 (1): 219 – 231 p.
- Willson, M.F., T.L. de Santo, C. Sabag, y J.J. Armesto. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology* 8:508-520.
- Willson, M.F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*. 55: 1017 – 1029 p.
- World Bank. 1998. Guidelines for Monitoring and evaluation for Biodiversity Projects. Global Environment Coordination. Washington. 33 p

Artículo I. Efectos de dos intensidades de aprovechamiento en la estructura y composición del rodal y en las características de la comunidad de mariposas en un bosque húmedo tropical de la Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN) – Nicaragua.

1. INTRODUCCIÓN

La mitigación de los impactos causados al bosque por el manejo es un aspecto clave para la sostenibilidad ecológica y productiva de estos ecosistemas a largo plazo. De ahí que el tema de los efectos del aprovechamiento de madera sobre aspectos relacionados con la biodiversidad del bosque ha motivado una serie de estudios, que han pretendido cuantificar la naturaleza y el grado de tal impacto (Uhl y Viera 1989; Thiollay 1992; Hill *et al.* 1995; Mason 1996; Putz *et al.* 2000; Ghazoul en prep.).

A menudo se proponen técnicas de aprovechamiento de impacto reducido como alternativa sostenible al aprovechamiento tradicional. El aprovechamiento de impacto reducido ha dado resultados satisfactorios donde ha sido implementado, debido a que disminuye el impacto ocasionado al rodal remanente (Pinard y Putz 1996; Sist *et al.* 1998; Kurpick *et al.* 1997 citado por Ghazoul y Hellier 1999; Sekercioglu 2002), convirtiéndolo en una buena práctica de manejo (Pinard y Putz 1996).

Sin embargo, y como es de esperar, dicho aprovechamiento causa cambios en la estructura del rodal, reducción en el área basal y en la cobertura del bosque, entre otros (Thiollay 1992; Mason 1996; Pinard y Putz 1996; Sist *et al.* 1998; Hill 1999). Como resultado se producen modificaciones en el microclima del bosque, aumenta la temperatura del suelo y el aire, la entrada de luz al piso del bosque, disminuye la humedad atmosférica y se generan nuevos hábitats. Muchos de los efectos combinados de tales cambios sobre la biodiversidad del bosque, sin embargo, son aún desconocidos.

Estudios sobre la comunidad de mariposas en bosques aprovechados muestran que los patrones de respuesta a los cambios microclimáticos pueden ser variados: algunos estudios reportan aumentos en la riqueza y diversidad después del aprovechamiento (Raguso y Llorente-Bouquets 1990; Kremen 1992; Spitzer *et al.* 1997; Brown *et al.* 1997), apoyando la hipótesis de que los bosques perturbados brindan un mosaico de

microhábitats que atraen por ejemplo especies características de bordes, claros y del dosel del bosque. Otros documentan una disminución en la diversidad y riqueza, debido a la pérdida de nichos y fuentes de alimento, causados por la simplificación del hábitat (Daily y Ehrlich 1995; Hill 1995; Masahiko Kitahara y Kunihiko Sei 2001). Estos estudios, sugieren que el aprovechamiento puede tener efectos indirectos sobre la comunidad de mariposas a través de los cambios causados en la estructura y composición del rodal; debido a que factores como la luz y la heterogeneidad ambiental entre otros, constituyen uno de los principales determinantes de la diversidad de especies de este grupo.

Por tal razón, en este estudio se trató de establecer los impactos que prácticas de aprovechamiento de alta y baja intensidad provocan en un bosque húmedo tropical sobre la respuesta de cinco indicadores de estructura y composición del bosque: la abundancia y área basal del rodal, la apertura del dosel en el sotobosque, la estructura vertical del bosque, y la composición y abundancia de palmas; y un grupo indicador de perturbación: la comunidad de mariposas. Se tomó como base la Guía de monitoreo ecológico propuesta por Finegan y colaboradores (2004); para determinar aspectos como: la selección de indicadores, protocolos de monitoreo y procedimientos para determinar el tamaño de muestra.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El área de estudio está ubicada dentro de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (RAAN), 22 kilómetros al noreste del municipio de Rosita, con una temperatura anual promedio de 23.2° C y una precipitación media anual de 3.250 mm (Figura 1). Las dos unidades de manejo pertenecen a un mismo tipo de bosque (PRADA S.A. 2002), el cual presenta un solo tipo de vegetación en un estrato, sin diferencias en composición y estructura, clasificado como muy húmedo tropical (bmh-T) según el sistema de clasificación de Zonas de Vida de Holdridge.

Las áreas seleccionadas pertenecen a las unidades de manejo forestal (UMF) Cascal con 4300 hectáreas y Layasiksa de 4950 hectáreas, denominadas de ahora en adelante bosque con aprovechamiento de baja intensidad (ABI) y bosque con

aprovechamiento de alta intensidad (AAI) respectivamente, y un bosque no intervenido o de referencia (BR), de aproximadamente 700 hectáreas contiguo a la UMF Layasiksa. La zona tiene antecedentes de extracción selectiva de maderas preciosas (*Swietenia macrophylla* y *Cedrela odorata*, principalmente) y otras especies arbóreas de maderas duras y resistentes (*Dialium guianense*, *Hymenaea courbaril*, *Hyeronima alchorneoides*).

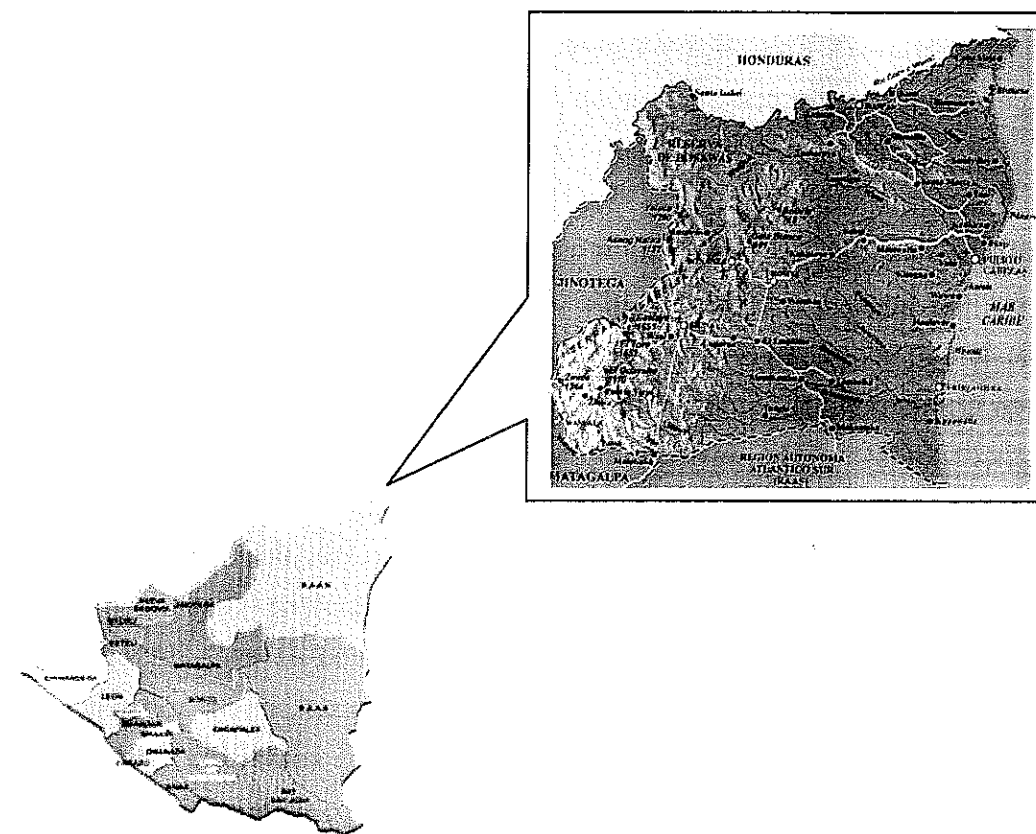


Figura 1. Localización del área de estudio

El área bajo aprovechamiento de alta intensidad (AAI), es de tipo convencional y fue intervenido un año antes del estudio (entre enero y marzo del 2002). El volumen total aprovechado fue de 17635 m³, para un promedio de 17.64 m³/ha. El área bajo aprovechamiento de baja intensidad (ABI), con un volumen más bajo de extracción por hectárea y con la aplicación de un sistema de corta dirigida, fue cosechado tres meses antes del estudio (enero 2003), donde se aprovecharon 2424.36 m³ equivalente a un promedio de 6.7 m³/ha.

Las actividades de extracción se efectúan siguiendo un ciclo de corta de 30 años para el AAI y de 25 años para el ABI (PRADA S.A. 2002). Las dos UMF presentan el mismo

enfoque de sistema silvicultural policíclico, donde la cosecha de madera es selectiva y como criterio para la selección de árboles, se usa un diámetro mínimo de corta (dependiendo de la especie) y un interés comercial (plywood y/o aserrío). Actualmente, se aprovechan 24 especies (Anexo 1).

Es importante aclarar que para el presente estudio, no se contó con información anterior al manejo para los tres bosques. Por lo tanto los impactos en las UMF son evaluados dentro del supuesto de que los valores en el área de referencia son característicos de los bosques manejados antes de que se iniciara el manejo.

2.2 Metodología

El trabajo se realizó durante los meses de marzo a junio del 2003. Primero que todo no se consideró necesario realizar una estratificación en la zona de estudio por tipo de bosque. Esta decisión se basó en la información existente en los planes de manejo y en recorridos realizados en el área de estudio, donde se observó la presencia de un mismo tipo de vegetación, un solo estrato y sin diferencias aparentes en cuanto a composición y estructura (PRADA S.A. 2002; Ordoñez observaciones personales). Vale aclarar que para este estudio no se contó con fotografías aéreas, mapas de cobertura e imágenes de satélite, que ayudaran en la identificación de bosques. Solo algunas áreas pequeñas de bosque (< 50 ha) en los dos bosques intervenidos que fueron identificadas en los planes de manejo (PRADA S.A. 2002) y recorridas, se identificaron como diferentes a las demás por condiciones edáficas (mal drenaje), y por lo tanto no se tomaron en cuenta al momento de realizar el muestreo.

Los dos bosques manejados son contiguos, divididos únicamente por una vía de extracción secundaria. Para ejecutar el diseño en el área de ABI, se emplearon los bloques I y II (de 100 y 150 ha respectivamente) del POA 2003. Para el AAI, se utilizaron los bloques I y II (de 250 ha cada uno) correspondiente al POA 2002. Los transectos y parcelas para el diseño en el bosque de referencia (BR) se instalaron a una distancia mínima entre el AAI de 600 m, con el fin de evitar la cercanía e influencia de ambientes diferentes del bosque evaluado.

A partir de la Guía de monitoreo ecológico (Finegan *et al.* 2004), se evaluaron cinco indicadores de filtro grueso, relacionados con la estructura y composición del rodal

(densidad, área basal, apertura del dosel en el sotobosque, estructura vertical del bosque y la composición y abundancia de palmas). También se evaluó un indicador de filtro fino, la composición de la comunidad de mariposas como grupo indicador de perturbación, debido a que su taxonomía y biología son bien conocidas, y además es un grupo sensible a cambios ambientales.

2.2.1 Indicadores de estructura y composición del rodal

En la evaluación de los indicadores de estructura y composición del rodal, el primer paso consistió en realizar un pre-muestreo en el bosque de referencia, con el objetivo de estimar la varianza de cada indicador para luego determinar el tamaño de muestra definitivo. La metodología consistió en instalar en ese bosque 24 parcelas temporales de 50 m x 20 m separadas entre sí cada 200 m y 52 parcelas temporales de 10 m x 10 m separadas cada 50 m, tomándose la información correspondiente para cada indicador.

A partir de la varianza expresada en el coeficiente de variación (CV%) obtenido del pre-muestreo, se determinó un tamaño de muestra capaz de detectar una diferencia porcentual (DP) del 15% entre los bosques manejados y el bosque de referencia, con una probabilidad del 0.05% de cometer un error tipo I y del 0.2% de cometer error tipo II para todos los indicadores (Hall *et al.* 1998 sugerida por Finegan *et al.* 2004). Debido a que la intensidad de muestreo capaz de cumplir con este requisito varió entre indicadores de una misma unidad muestral, se seleccionó la intensidad de muestreo mínima para el indicador que requería el n mayor (densidad y área basal del rodal se evaluaron en una misma unidad muestral, el primero requería un $n=40$ para un DP del 15% y el segundo un $n=61$ para el mismo DP, el n definitivo para los dos indicadores sería el mayor, para este caso fue $n=61$, de esta forma se aseguraba detectar DP al menos del 15% para ambos), si las consideraciones logísticas lo permitían. Finalmente el n para detectar DP del 15% en los indicadores de área basal, número de individuos total y por clase diamétrica y la composición y abundancia de palmas fue de 62 parcelas temporales de 50 m x 20 m; y 202 parcelas temporales de 10 m x 10 m para los indicadores de apertura del dosel en el sotobosque y estructura vertical.

Para evaluar los indicadores de densidad del rodal, área basal y la composición y abundancia de palmas en los bosques manejados y de referencia se trabajó con un tamaño de muestra de 50 parcelas en el bosque con ABI (el área del POA en este bosque era muy pequeña (250 ha), y solo permitió distribuir 50 parcelas cumpliendo con los protocolos de monitoreo sugeridos en la Guía), 62 en el AAI y 64 en el BR. Dentro de las parcelas temporales de 50 m x 20 m se registró todo individuo ≥ 10 cm de dap incluyendo las palmas arborescentes, las cuales eran identificadas a nivel de nombre común, ya que de esta forma eran conocidas por el personal de campo. Con base en esta información se obtuvo el número de individuos y el área basal por hectárea, su distribución por clase diamétrica, la densidad de palmas y el porcentaje de individuos de las especies presentes con base en el total de palmas.

En el caso de los indicadores de apertura del dosel y estructura vertical, se utilizaron parcelas temporales de 10 m x 10 m y se trabajó con un tamaño de muestra de 202 parcelas en cada bosque. En el centro de cada parcela empleando un densiómetro esférico (Forestry Suppliers, Inc. USA), se realizaban cuatro mediciones dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales, aproximadamente durante dos minutos. El valor de apertura del dosel por parcela correspondía al promedio de las cuatro mediciones. También, se estimó el porcentaje de cobertura de la vegetación en cinco estratos diferentes: a) 0-2 m, b) 2-9 m, c) 10-20 m, d) 20-30 m, y e) >30 m (la altura se estimaba en forma subjetiva), usando una escala de valores simple de 0,1,2, ó 3 cuando el porcentaje de cobertura era de 0, 1-33, 34-66 y 67-100%, respectivamente, actividad que se realizaba durante tres minutos por parcela (Thiollay 1992). De estas mediciones se obtuvo: valores promedios del porcentaje de apertura del dosel por bosque, el promedio del índice de cobertura del follaje para cada estrato y la variabilidad estructural del bosque; estimada a partir de la suma de los cinco coeficientes de variación en cada estrato, esperando valores máximos en bosques recién aprovechados, valores mínimos en bosques aprovechados y en recuperación y valores intermedios en áreas de referencia (Thiollay 1992).

2.2.2 Grupos de especies Indicadores de Perturbación

En el caso de la comunidad de mariposas, como unidad muestral se establecieron transectos de 500 m (8 por bosque) separados entre sí 200 m, con el fin de darles independencia, los cuales fueron distribuidos de tal forma que recorrieran diferentes

tipos de ambientes dentro del bosque (claros, caminos, sitios de bosque maduros, zonas protectoras).

El muestreo de los transectos dentro de cada bosque se realizó durante dos días, luego de los cuales se pasaba al siguiente bosque y así sucesivamente hasta completar el muestreo en los tres. Las evaluaciones visuales se realizaron a lo largo de los transectos entre las 9 a.m. y la 1 p.m., en días bajo condiciones climáticas óptimas (sin lluvia y con buena radiación). Cada transecto se recorrió a paso constante durante una hora, registrando y contando los adultos de cada especie de mariposa presente o dentro de un margen de 10 m a cada lado de la línea base del transecto. Todos los individuos pertenecientes a especies difícilmente reconocibles al vuelo o desconocidas eran atrapados o en su defecto colectados para posteriormente identificarlos con el uso de guías (DeVries 1987). Se excluyeron familias como la Lycaenidae, Riodinidae, Hesperidae debido a la dificultad que presentan para su identificación. Se realizó un listado de especies y número de individuos registrados por unidad de muestreo (transecto de 500 m). El esfuerzo de muestreo final fue de 32 horas para el AAI y el BR, y 28 horas para el ABI. El muestreo en el ABI fue menor debido a que las condiciones climáticas de la zona al final del estudio no permitieron alcanzar el mismo tiempo de muestreo que los otros dos bosques.

2.2.3 Análisis de los datos

Con la información obtenida en campo sobre los indicadores de estructura y composición de rodales se realizaron comparaciones descriptivas entre los tres sitios para cada una de las variables: número de individuos y área basal total y por hectárea, distribución del número de individuos y área basal por clase diamétrica, densidad de palmas, valores promedio del porcentaje de apertura del dosel por bosque y el promedio del índice de cobertura del follaje para cada estrato.

Además, se realizó un análisis estadístico de la varianza para cada una de las variables (ANDEVA) (Steel y Torrie 1988) empleando un diseño de muestreo completamente aleatorio (modelo: $Y_{ij} = \mu + T_j + E_{ij}$) para comparar y encontrar diferencias entre los tres bosques. Para la estructura vertical del bosque, se realizó una comparación entre promedios para los tres bosques por medio de un ANDEVA, usando el programa SAS v8.

En el caso de las mariposas, se estimaron los promedios de observaciones por transecto en cada bosque, a partir del cual se realizaron los análisis pertinentes. La riqueza se tomó como el número total de especies presentes en cada sitio. Se realizaron curvas aleatorizadas de acumulación de especies (con 100 aleatorizaciones), empleando el programa Estimate v5.0, para lograr interpretar los niveles de riqueza en cada bosque (Colwell 2000). Además, se elaboraron curvas rango-abundancia para describir la estructura y el comportamiento de la comunidad en los bosques de estudio (Magurran 1988, Krebs 1989).

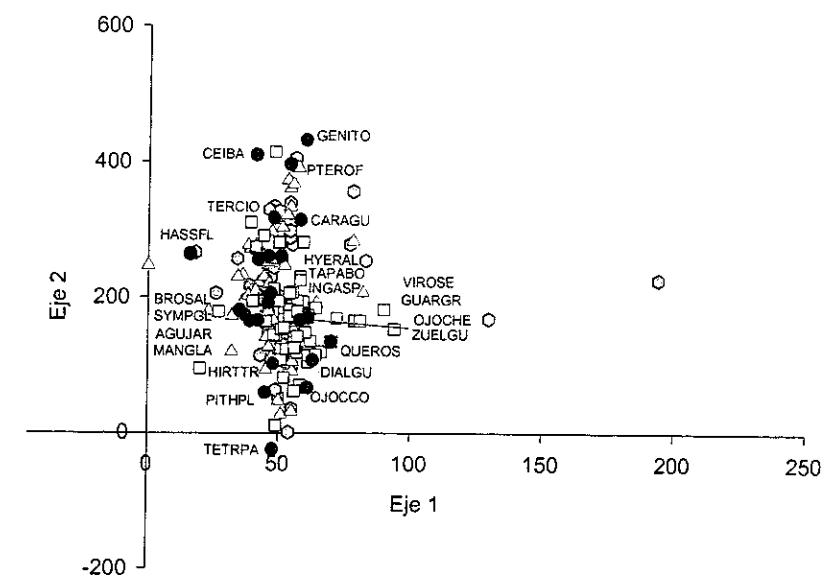
Para comparar los niveles de diversidad presentes en cada bosque, se utilizó la abundancia por transecto, los índices Shannon-Wiener, Simpson, Alfa de Fisher y Equitabilidad (Magurran 1988; Colwell 1997). Estos índices fueron comparados estadísticamente entre los bosques mediante un ANDEVA, usando el programa SAS v8. También, con el fin de evaluar la respuesta de la comunidad de mariposas a las actividades de aprovechamiento, se realizó un análisis de composición; empleando el índice de similitud de Morisita-Horn, que indica cuán diferentes o similares son los hábitats entre sí en términos de composición y abundancia relativa de especies (Magurran 1988, Colwell 1997), además de una descripción más detallada de especies por bosque.

Para determinar la relación de la comunidad de mariposas con algunas características del rodal, se agruparon las especies en gremios de acuerdo a sus hábitos de preferencia por ciertos tipos de hábitat en cinco gremios: (1) especies de sotobosque abierto, (2) especies de sotobosque sombreado, (3) especies de dosel y claros del bosque, (4) especies de borde, claros grandes y áreas disturbadas y (5) generalistas (Anexo 2). La clasificación se realizó con base en las características de hábitat reportadas por De Vries (1987), información ofrecida por Finegan (comunicación personal, CATIE 2003) y observaciones de la autora. A partir de esta información se determinó la abundancia porcentual promedio para cada gremio respecto a la abundancia total de mariposas presentes en cada bosque y se determinaron cuales eran las más importantes desde este punto de vista. Adicionalmente se realizó un ANDEVA, para comparar y estimar diferencias en la variable de abundancia relativa por gremio para los tres bosques.

3. RESULTADOS

Para confirmar la presencia de un solo tipo de bosque en la zona de estudio, se realizó un análisis de ordenación DECORANA (Kovach 1994). La matriz para el análisis utilizó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de todas las especies con $dap \geq 30$ cm (debido a la mayor confiabilidad en la identificación de estos individuos) presentes en las parcelas de 50 m x 20 m distribuidas en el área de estudio (Ver diseño de muestreo más adelante). A través de este análisis se demostró que efectivamente las tres áreas de muestreo (AAI, ABI y el BR) presentan un mismo tipo de bosque, al observar un solo grupo de parcelas y especies asociadas (Figura 2).

Figura 2. Análisis de ordenación de Decorana, muestra la interrelación entre las parcelas distribuidas en los bosques de estudio y las especies más importantes (el criterio empleado fue el Índice de valor de importancia (IVI), un total de 64 especies fueron incluidas en la ordenación). Triángulos muestran las parcelas del bosque bajo AAI, hexágonos parcelas del bosque bajo ABI y cuadrados el BR. Códigos de las especies: (algunas no fueron identificadas y por lo tanto el código corresponde a las iniciales del nombre común en la zona de estudio) AGUJAR, *aguja de arra*, BROSAL, *Brosimum alicastrum*, CARAGU, *Carapa guianensis*, CEIBA, *Ceiba*, DIALGU, *Dialium guianense*, GENITO, *Genipa americana*, GUARGR, *Guarea grandifolia*, HASSFL, *Hasseltia floribunda*, HIRTTR, *Hirteia triandra*, HYERAL, *Hyeronima alchorneoides*, INGASP, *Inga sp*, MANGLA, *Manga larga*, OJOCCO, *Ojoche colorado*, OJOCHE, *Ojoche*, PITHPL, *Pithecellobium arboreum*, PTEROF, *Pterocarpus officinalis*, QUEROS, *Querosin*, SYMPGL, *Symphonia globulifera*, TAPABO, *Tapabotija*, TERCIO, *Terciopelo*, TETRPA, *Tetragastris panamensis*, VIROSE, *Virola sebifera*, ZUELGU, *Zuelania guidonia*.



3.1 Indicadores de estructura y composición del rodal

3.1.1 La abundancia de árboles total y por clases de tamaños

En el Cuadro 1 se presenta la distribución por clase diamétrica del promedio del número de árboles por hectárea en los tres bosques. Del total de árboles en cada bosque, más del 80% se encuentran ubicados entre las clases diamétricas 10 – 29 cm (ABI 82.7%, AAI 85.7% y BR 85.5%), decreciendo su número a medida que se incrementa el diámetro, adoptando la forma de “J” invertida, distribución típica de bosques naturales primarios poco perturbados (Figura 3).

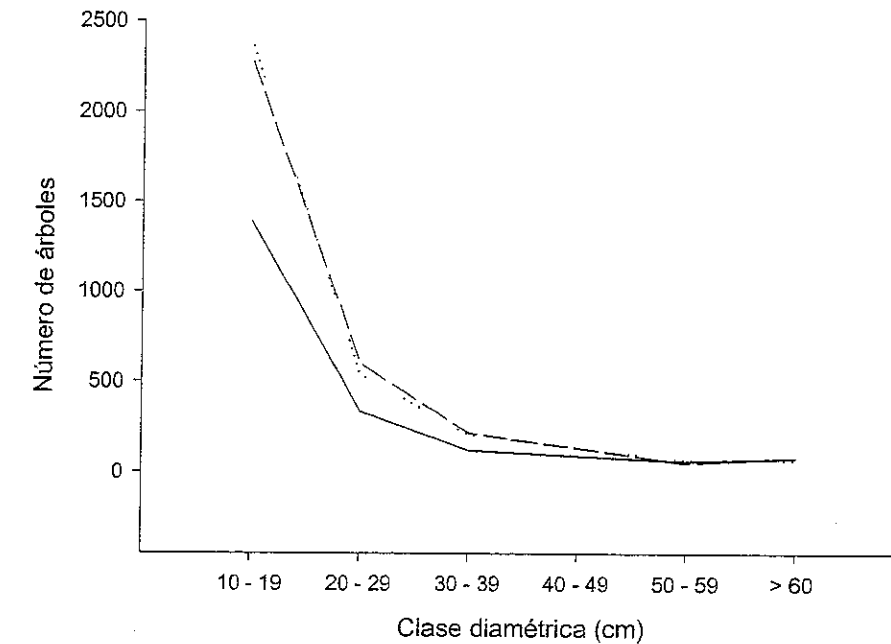
Cuadro 1. Promedios del número de árboles por hectárea para cada clase diamétrica a partir de 10 cm dap, en los tres bosques de estudio. (n=50 ABI, n=62 AAI y n=64 BR) (ANDEVA $\alpha=0.05$. Prueba de comparación múltiple Tukey $\alpha=0.05$, letras diferentes entre bosques para una clase diamétrica son estadísticamente diferentes).

| CLASE DIAMETRICA (cm) | ABI N ± S | AAI N ± S | BR N ± S | Pr > F |
|-----------------------------|------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------------|
| 10 - 19 | 278.4 ± 102 | b 380.8 ± 151 | a 354.8 ± 115 | a < 0.0001 |
| 20 - 29 | 67.2 ± 26 | b 87.4 ± 38 | a 93.8 ± 34 | a 0.0002 |
| 30 - 39 | 24.6 ± 17 | b 33.4 ± 16 | a 33.9 ± 18 | a 0.0045 |
| 40 - 49 | 18.4 ± 16 | a 22.1 ± 17 | a 21.1 ± 14 | a 0.4236 |
| 50 - 59 | 12.8 ± 11 | a 11.3 ± 12 | a 8.4 ± 9 | a 0.1296 |
| > 60 | 16.6 ± 18 | a 11.1 ± 15 | a 12.8 ± 14 | a 0.1341 |
| Total | 418 ± 110 | b 546.1 ± 170 | a 524.8 ± 131 | a < 0.0001 |

Se establecieron diferencias altamente significativas para la abundancia total de individuos por bosque (Pr < 0.0001), así como para las clases diamétricas menores a 40 cm de dap. En todos los casos se encontraron mayores abundancias en los bosques AAI y BR, y menores en el ABI. Aunque el ABI presentó menores densidades que el AAI, se considera que esto no es una consecuencia en sí del aprovechamiento. En este caso, dos aspectos del bosque diferentes al aprovechamiento podrían estar explicando estos resultados: uno podría ser que los bosques son diferentes, sin embargo en la sección 3 el análisis de ordenación DECORANA confirma la presencia de un solo tipo de bosque, tirando a bajo esta hipótesis. Segundo, que la intervención de maderas preciosas realizado en décadas pasadas fue mayor en unas áreas que en otras, y estas causaron las diferencias encontradas actualmente, aunque no se tiene información precisa sobre los

porcentajes y el tipo de aprovechamiento efectuado en esta zona, esta es la hipótesis más razonable para explicar dichos resultados.

Figura 3. Curva de distribución de número de árboles con dap > 10 cm por clase diamétrica para los tres bosques de estudio. Línea continua ABI, línea punteada AAI y línea intermitente BR.



3.1.2 Área basal

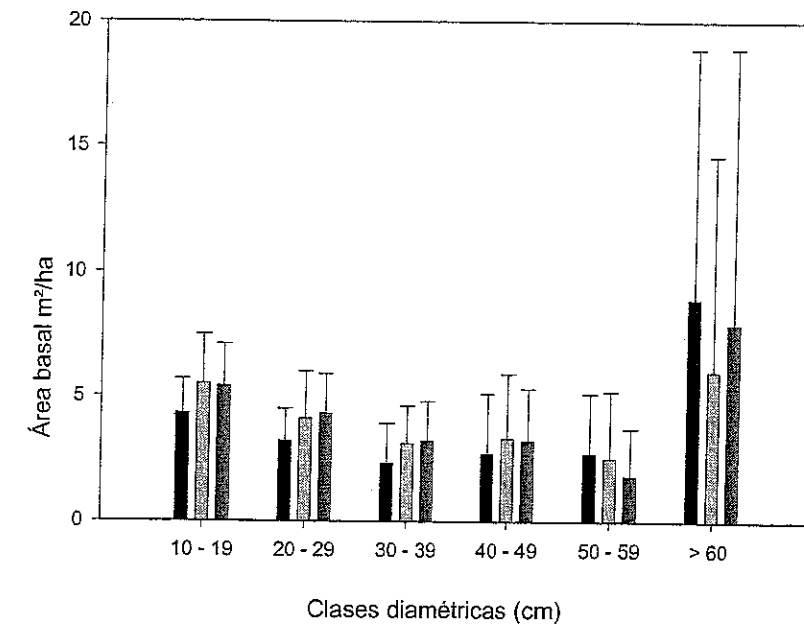
En el Cuadro 2, se presentan los promedios del área basal por hectárea para cada clase diamétrica en los tres bosques. Los valores totales por bosque oscilan entre 24 a 26 m²/ha. En la Figura 4 se aprecia una mayor área basal para los tres bosques en las clases inferiores, la cual disminuye en las clases intermedias y aumenta considerablemente en las clases superiores, típico en bosques naturales. Esta dominancia en las clases inferiores para los tres bosques, se debe a la presencia de la especie de palma *Astrocaryum alatum* (sección 3.1.5), la cual por sus características ecológicas, se desarrolla entre los 10 a 20 cm de dap (Henderson *et al.* 1995). No se establecieron diferencias estadísticas significativas entre bosques para el área basal

total (ANDEVA, $Pr > 0.4907$), pero sí en las clases diamétricas inferiores a 30 cm de dap (en la clase 20-29 cm, $Pr < 0.0008$ y en la clase 10-19 cm, $Pr < 0.0002$).

Cuadro 2. Distribución del promedio de área basal (G) en m^2/ha por clase diamétrica a partir de 10 cm dap, en los tres bosques de estudio. ($n=50$ ABI, $n=62$ AAI y $n=64$ BR) (ANDEVA $\alpha=0.05$. Prueba de comparación múltiple Tukey $\alpha=0.05$, letras diferentes entre bosques para una clase diamétrica son estadísticamente diferentes).

| CLASE DIAMETRICA (cm) | ABI G | AAI G | BR G | $Pr > F$ |
|-----------------------------|------------------|--------------------|--------------------|-----------------|
| 10 - 19 | 4.3 ± 1.4 | b 5.5 ± 2.0 | a 5.4 ± 1.7 | a 0.0002 |
| 20 - 29 | 3.2 ± 1.3 | b 4.1 ± 1.9 | a 4.3 ± 1.6 | a 0.0008 |
| 30 - 39 | 2.3 ± 1.6 | b 3.1 ± 1.5 | a 3.2 ± 1.6 | a 0.0056 |
| 40 - 49 | 2.7 ± 2.4 | a 3.3 ± 2.6 | a 3.2 ± 2.1 | a 0.3357 |
| 50 - 59 | 2.7 ± 2.4 | a 2.5 ± 2.7 | a 1.8 ± 1.9 | a 0.1133 |
| > 60 | 8.9 ± 10 | a 6.0 ± 8.6 | a 7.9 ± 11 | a 0.2302 |
| Total | 24.1 ± 11 | a 24.6 ± 10 | a 25.9 ± 10 | a 0.4907 |

Figura 4. Distribución del área basal (m^2/ha) para los árboles con dap > 10 cm por clase diamétrica en los tres bosques de estudio. El orden de la barras de izquierda a derecha está dado por: ABI, AAI y BR.



3.1.3 Apertura del dosel en el Sotobosque

Se presentó una mayor apertura del dosel en el sotobosque en el AAI (2.9%), con respecto al ABI (2.3%) y el BR (1.9%) ($Pr < 0.0001$) no difiriendo estos dos últimos entre sí para esta variable (Cuadro 3).

La caída de árboles durante su extracción, provoca la apertura del dosel, esto trae como consecuencia cambios en las condiciones ambientales del sitio, uno de ellos es la cantidad de luz que llega al suelo, lo que estimula la regeneración de especies, promoviendo un sotobosque más denso. Los resultados de apertura del dosel para el AAI concuerdan con los obtenidos en la sección 3.1.4. Donde, presenta una mayor apertura del dosel, y una mayor cobertura vegetal en el estrato de 0 a 2 m, lo que indica un sotobosque más denso, el cual se espera se encuentre en sitios con mayor grado de perturbación como respuesta a una mayor entrada de luz al piso del suelo. El AAI no se diferenció del BR en cuanto al porcentaje de apertura del dosel y al porcentaje de cobertura vegetal en el sotobosque (0 a 2 m).

Cuadro 3. Valores promedios del porcentaje de apertura del dosel para cada uno de los bosques de estudio. $n=202$ en cada sitio. (Andeva, $Pr < F 0.0001$, Tukey $\alpha=0.05$ promedios con letras distintas son estadísticamente diferentes).

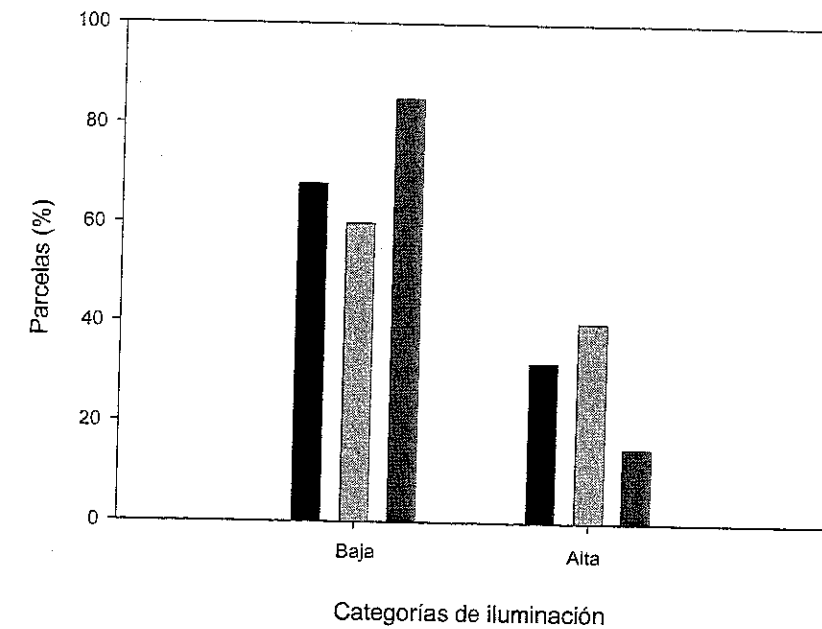
| Bosque según intensidad de aprovechamiento | Promedio del % de apertura | Tukey $\alpha=0.05$ |
|--|----------------------------|---------------------|
| AAI | 2.9 ± 2.4 | a |
| ABI | 2.3 ± 1.8 | b |
| BR | 1.9 ± 0.8 | b |

Para tratar de determinar el grado de apertura del dosel, los cuales al permitir una mayor entrada de luz, pueden a su vez estimular el desarrollo del sotobosque y producir cambios microclimáticos importantes (aumentos en temperatura, disminución de la humedad), se establecieron dos categorías de apertura del dosel (alta y baja) con base en las observaciones realizadas por la autora en campo. Se considera que porcentajes de apertura que oscilan entre 0 a 2.5% son "bajas", debido a que las parcelas que se encontraban dentro de este rango presentaron poca luz y buena

cobertura vegetal, y parcelas con porcentajes de apertura mayores a 2.6% ("altas"), eran parcelas que generalmente coincidían con claros grandes, o áreas con poca vegetación.

Los resultados obtenidos en los tres bosques, revelan que el BR presenta tan solo el 15% de sus parcelas en la categoría de apertura del dosel alta y un 85% en la categoría baja. Mientras que los bosques aprovechados presentaron mayor porcentaje de parcelas en la categoría alta (ABI 32% y AAI 40%), lo cual es un efecto directo de la extracción de árboles. Además, el bosque con ABI presentó mayor porcentaje de parcelas que el AAI en la categoría baja (68%) (Figura 5), lo que demuestra que el AAI provocó un mayor impacto sobre la cobertura de la vegetación circundante que el ABI (60%), que aunque también provoca cambios estos son menores. Estos resultados demuestran claramente diferencias entre las dos intensidades de aprovechamiento para este indicador.

Figura 5. Porcentaje de parcelas presentes en cada una de las categorías de apertura del dosel para los tres bosques de estudio. El orden de las barras de izquierda a derecha corresponde al ABI, AAI y BR respectivamente.



3.1.4 Estructura vertical del bosque

Los promedios de cobertura de follaje presentaron diferencias altamente significativas entre los tres bosques (ANDEVA, $Pr < 0.0001$). Para determinar las diferencias entre bosques para cada estrato, se realizó un análisis de varianza (Cuadro 4). Se encontraron diferencias significativas en los primeros cuatro estratos del bosque: en el estrato de 0 a 2 m ($Pr < 0.0005$) el AAI presentó mayor cobertura, mientras que el ABI y el BR no difieren en el porcentaje de cobertura para este estrato (sugiriendo una vez más que el tipo de manejo en el ABI causó menos impacto en la cobertura que el realizado en el AAI). Para el estrato de 2 a 9 m ($Pr < 0.0032$) el ABI y el BR presentaron mayor cobertura que el AAI. En el estrato de 9 a 20 m ($Pr < 0.0001$), el BR presentó mayor cobertura que los bosques manejados, los cuales no presentaron diferencias entre sí. Por último, para el estrato de 20 a 30 m ($Pr < 0.0065$) el AAI presentó una menor cobertura que el BR, pero sin diferencias entre los dos tipos de aprovechamiento. Para el estrato superior (> 30 m) no se dieron diferencias significativas ($Pr > 0.0714$).

El mayor porcentaje de cobertura en el estrato de 0 a 2 m en el AAI concuerda con los resultados obtenidos en la apertura de dosel, donde los porcentajes de apertura más altos (Cuadro 3) se presentaron en este mismo bosque, lo que ocasiona que el sotobosque tenga una mayor cobertura vegetal. Del mismo modo, una cobertura mayor en el estrato de 9 a 20 m y de 20 a 30 m en el BR (un dosel más denso), permite una menor entrada de luz al suelo (Cuadro 3).

Cuadro 4. Estructura vertical de la vegetación en cinco estratos para los bosques en estudio. $n=202$ en cada sitio. (Andeva, $Pr < F 0.0001$. Tukey $\alpha=0.05$, promedios con letras diferentes entre bosques para cada estrato son estadísticamente diferentes).

| Bosque según intensidad de aprovechamiento | Índice promedio de Cobertura del follaje | | | | | Variabilidad estructural |
|--|--|-------------|-------------|--------------|-------------|--------------------------|
| | 0 - 2 m | 2 - 9 m | 9 - 20 m | 20 - 30 m | > 30 m | |
| ABI | 1.6 ± 0.7 b | 1.9 ± 0.9 a | 1.3 ± 0.7 b | 0.7 ± 0.7 ab | 0.2 ± 0.4 a | 486.1 |
| AAI | 1.8 ± 0.8 a | 1.6 ± 0.8 b | 1.4 ± 0.8 b | 0.6 ± 0.7 b | 0.2 ± 0.5 a | 473.2 |
| BR | 1.4 ± 0.7 b | 1.8 ± 0.7 a | 1.7 ± 0.7 a | 0.8 ± 0.7 a | 0.3 ± 0.5 a | 398.1 |
| $Pr > F$ | 0.0005 | 0.0032 | 0.0001 | 0.0065 | 0.0714 | |

Por otro lado, la heterogeneidad espacial en la cobertura para cada bosque, esta dado por la suma de los coeficientes de variación en los cinco estratos, siendo esta más heterogénea a mayor coeficiente. La variabilidad estructural en los bosques aprovechados fue mayor (Cuadro 4); en comparación con el valor del BR (Thiollay 1992), lo cual puede ser una consecuencia del aprovechamiento, causada por la extracción de árboles del dosel (mayores a 20 m), y a la regeneración después del aprovechamiento.

3.1.5 La composición y abundancia de Palmas

El análisis estadístico para los promedios de la abundancia de palmas arborescentes por hectárea entre los tres bosques no mostró diferencias entre ellos (Cuadro 5). Aunque a partir del análisis de la abundancia de especies individuales, si se encontraron diferencias estadísticas entre los tres bosques. Esta diferencia esta dada por la especie más abundante (con más del 90% del número total de individuos de palmas presentes en cada bosque), *Astrocaryum alatum*, la cual es una especie característica de bosques anegados o inundados (Henderson *et al* 1995; Pérez 2000).

Cuadro 5. Promedios de la Abundancia total por hectárea para las especies de palmas presentes en los tres bosques de estudio (ANDEVA, $\alpha=0.05$).

| Especies de Palmas | ABI N ± S | AAI N ± S | BR N ± S | Pr > F |
|--------------------------------|------------------|------------------|----------------|---------------|
| <i>Astrocaryum alatum</i> | 65 ± 88 b | 139 ± 135 a | 67 ± 60 b | 0.0004 |
| "Corozo" (<i>Attalea sp</i>) | 0.4 ± 2 | 1.3 ± 112 | 0.2 ± 1 | 0.8430 |
| <i>Euterpe precatoria</i> | 0 | 0 | 1.9 ± 6 | - |
| <i>Welfia Georgii</i> | 1.2 ± 3 | 0.6 ± 2 | 5.6 ± 8 | 0.1162 |
| Total | 67 ± 88.4 | 141 ± 135 | 75 ± 62 | 0.6374 |

Sin embargo, estas diferencias en *Astrocaryum alatum*, pueden deberse básicamente a que una de sus características ecológicas es su distribución asociada a condiciones edáficas (Henderson *et al* 1995; Pérez 2000). Lo cual hace posible que las diferencias estén dadas por la variación a pequeña escala en las condiciones de bajura, drenaje pobre y suelos temporalmente inundables, más no por la respuesta de la comunidad al aprovechamiento del bosque.

3.2 Grupos de especies Indicadores de Perturbación

3.2.1 Abundancia de individuos y número de especies de mariposas

Como resultado de las observaciones visuales de la comunidad de mariposas diurnas realizadas en los tres bosques, se registraron un total de 1402 individuos pertenecientes a 71 especies.

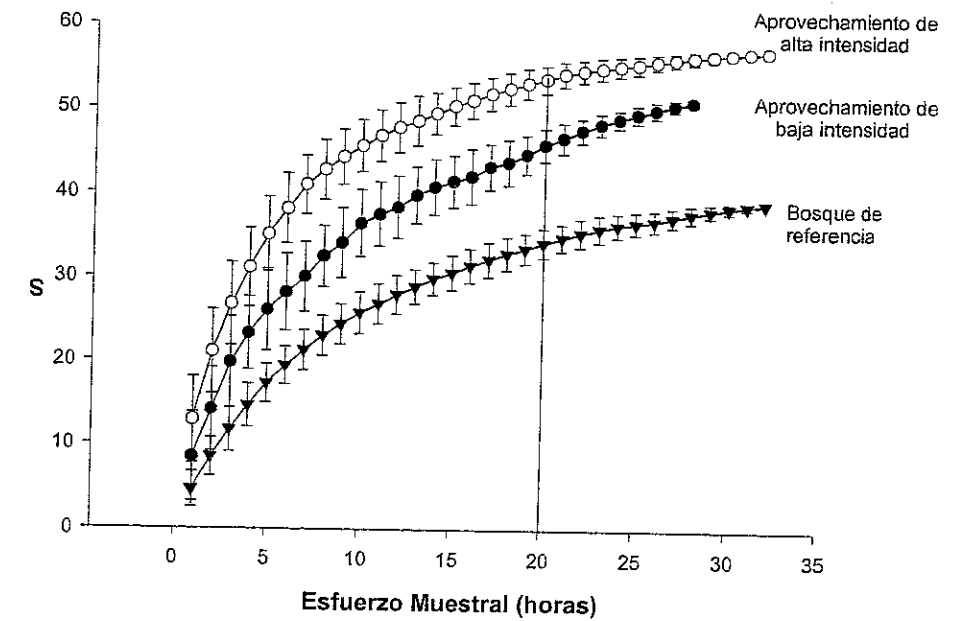
El Cuadro 6, muestra el número promedio de especies de mariposas registrado en cada bosque (S). La mayor riqueza total se encontró en los bosques manejados (51 especies totales en el ABI, 57 en el AAI y 39 en el BR, Anexo 3), lo cual se puede apreciar también en las curvas aleatorizadas de acumulación de especies (Figura 6). Los promedios de riqueza de especies por transecto, mostraron diferencias altamente significativas entre los tres bosques ($Pr < F 0.0001$), siendo el AAI el que presentó un mayor número de especies. El BR se mostró menos rico en especies (Cuadro 6, Figura 6).

Cuadro 6. Número promedio de especies (S) y de individuos (N) observados por transecto en cada bosque de estudio. Andeva $\alpha=0.05$ (Tukey $\alpha=0.05$ letras diferentes indican diferencias estadísticas).

| Bosque por tipo de aprovechamiento | S | | N | |
|------------------------------------|------------|---|------------|---|
| ABI | 8.2 ± 2.1 | b | 14.1 ± 5.7 | b |
| AAI | 13.1 ± 2.8 | a | 25 ± 7.4 | a |
| BR | 4.6 ± 1 | c | 6.1 ± 2.1 | c |
| <i>Pr > F</i> | < 0.0001 | | < 0.0001 | |

Por otro lado, las curvas de acumulación de especies nos permiten además de conocer la riqueza del sitio, hacer inferencias sobre el estado del muestreo y el tiempo necesario para conocer las especies de un lugar (Colwell 2000). En la Figura 6, la curva para los tres bosques muestra pocos cambios adicionales cuando el esfuerzo muestral pasa de 20 horas por sitio, indicando que a partir de este punto a medida que aumenta el número de muestras el número de especies no cambia mucho, sugiriendo que el muestreo en los tres sitios ha sido suficiente.

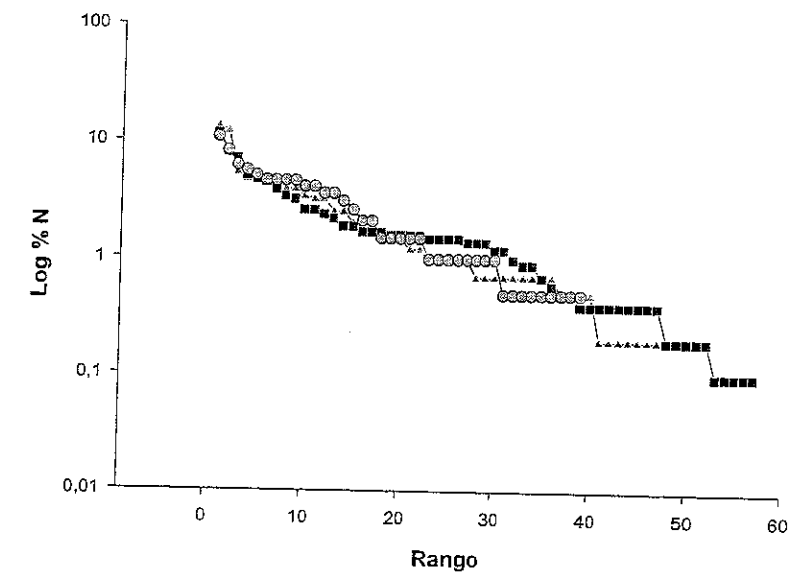
Figura 6. Curvas de acumulación de especies de mariposas observadas en transectos de 500 m (100 aleatorizaciones), para los tres bosques de estudio.



La abundancia promedio de individuos de mariposas (N), fue mayor en los bosques manejados que en el bosque de referencia (Cuadro 6). El análisis estadístico presentó para esta variable, diferencias altamente significativas ($Pr < F 0.0001$) entre los tres bosques. El mayor número de individuos promedio por transecto se encontró en el bosque con AAI, seguido por el ABI, y con menos individuos promedio por transecto en el BR (Cuadro 6).

Los aumentos en la entrada de luz al suelo, causados por la apertura del dosel en el AAI (Cuadro 3); y que a su vez, probablemente, promovió a una mayor heterogeneidad ambiental (Cuadro 4), pudo haber causado los aumentos en la riqueza de especies y en el número de individuos por transecto en este bosque (AAI) después del aprovechamiento, similar al documentado por diversos autores (Raguso y Llorente-Bouquets 1990; Spitzer *et al.* 1997; Brown y Hutchings 1997; Aguilar 1999).

Figura 7. Distribuciones Rango-Abundancia de mariposas observadas en transectos de 500 m en los tres bosques de estudio. Las líneas con círculos corresponden al BR, los cuadrados al AAI y los triángulos al ABI.



La Figura 7, muestra como la distribución rango-abundancia para las especies de mariposas es similar para los tres bosques. La comunidad de mariposas en los bosques es bastante diversa y compleja, con un elevado número de especies raras (especies con dos o un solo registro, ubicadas en el extremo derecho de la distribución). El comportamiento que presentan las especies registradas con un solo individuo y las especies registradas con dos individuos, indica que el BR se diferencia del ABI y del AAI, debido a que presenta un porcentaje mayor de individuos escasos (13%) a diferencia del 2% y 5% que presentan las áreas del ABI y AAI, respectivamente, con una comunidad de mariposas menos compleja. Se esperaría entonces que los bosque manejados presentaran una mayor equitabilidad (Cuadro 7).

En forma general se aprecia, como los dos bosques manejados se diferencian estructuralmente del BR debido a la poca abundancia de especies escasas registradas. Sin embargo, este comportamiento diferencia al AAI, ya que presenta una comunidad de mariposas más equitativa y menos compleja, que el mostrado por el ABI y el BR, comportamiento similar al documentado por Aguilar (1999) en bosques manejados de la provincia de Sarapiquí.

3.2.2 Diversidad

Se estimó el nivel de diversidad de mariposas, para cada bosque, utilizando los índices de Simpson, Shannon-Weiner, "Alfa" de Fisher y el índice de Equitabilidad (J') (Magurran, 1988; Hill 1995) (Cuadro 7). De acuerdo al análisis estadístico, no se encontraron diferencias entre los tres bosques evaluados, para los índices de Simpson y "Alfa" de Fisher (Cuadro 7).

Cuadro 7. Valores medios de los Índices de diversidad de Simpson (λ), Shannon-Wiener (H'), "Alfa" de Fisher y Equitabilidad (J') para la comunidad de mariposas presente en los tres bosques de estudio, obtenidos con EstimateS v.5. (Andeva, $Pr < F$, Tukey $\alpha=0.05$, letras distintas entre bosque para cada índice son estadísticamente diferentes).

| Índice | ABI | AAI | BR | $Pr > F$ |
|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|----------|
| Simpson | 0.06 ± 0.02 | 0.05 ± 0.01 | 0.06 ± 0.03 | 0.5096 |
| Shannon | 2.7 ± 0.22 (b) | 3.1 ± 0.16 (a) | 2.5 ± 0.17 (c) | < 0.0001 |
| "Alfa" de Fisher | 15.6 ± 5.56 | 17.2 ± 3.37 | 20.6 ± 13.9 | 0.5283 |
| Equitabilidad | 0.48 ± 0.04 (b) | 0.54 ± 0.03 (a) | 0.47 ± 0.03 (b) | 0.0011 |

De acuerdo al índice de diversidad de Shannon el bosque AAI tiene una comunidad de mariposas más diversa que la de los otros dos bosques. Esto se debe a que el AAI presenta una mayor riqueza y una mayor equitabilidad en la distribución de individuos por especie (Cuadros 6 y 7), aspectos que influyen fuertemente en el cálculo de este índice de diversidad.

En general, los resultados obtenidos para riqueza y diversidad de mariposas muestran, a los bosques aprovechados como los más ricos y diversos (Cuadro 6 y 7). Similar comportamiento se presentó en las curvas aleatorizadas de acumulación de especies las cuales, muestran al BR como el menos rico (Figura 6). Sin embargo, los resultados obtenidos para los estimados de diversidad y equitabilidad diferencian al AAI del ABI y BR, ya que presenta una comunidad de mariposas menos compleja, más rica y con mayor equitabilidad. Resultados que pueden estar ligados, con los aumentos en la heterogeneidad ambiental que la intensidad de aprovechamiento ha provocado en el

bosque (Cuadro 3 y 4). Diversos autores sugieren, que bosques intervenidos presentan una mayor riqueza y diversidad de especies de mariposas, que los observados en bosques con iguales características pero, sin ningún tipo de disturbio (Aguilar 1999, Ghazoul 1998 en preparación, Spitzer et al. 1997; Hill et al. 1995), debido a que el aprovechamiento ofrece una mayor heterogeneidad ambiental, que es aprovechado por algunas especies de mariposas.

3.2.3 Análisis de la composición de mariposas

Los valores del índice de similitud de Morisita-Horn (Magurran, 1988), basado en la composición y estructura de toda la comunidad de mariposas observadas, se aprecia en el Cuadro 8. Las comunidades de mariposas de los bosques aprovechados son más similares entre sí.

Esta mayor similaridad en la comunidad de mariposas entre los bosques aprovechados se debe a que las especies más abundantes en ambos sitios corresponden a especies características de sitios perturbados de los géneros *Cissia*, *Phoebis*, *Dryas* y *Appias*. Esto, vendría a reforzar la idea que el aprovechamiento promueve un incremento de la heterogeneidad ambiental (Cuadro 3 y 4) y con ello, genera las condiciones propias para que estas especies puedan ser registradas con mayor facilidad por el evaluador (Hill et al. 1995; Hamer et al. 1997 citado por Ghazoul 1998 en preparación; Aguilar 1999). Sin embargo, es importante observar, si además del incremento de estas especies, se generan cambios en la estructura y composición de las especies propias del bosque.

Cuadro 8. Índice de Similitud Morisita-Horn entre los bosques estudiados con base en toda la comunidad de mariposas observadas

| | ABI | AAI | BR |
|-----|-----|------|------|
| ABI | - | 0.84 | 0.58 |
| AAI | - | - | 0.62 |

En total se registraron 71 especies, de estas, las 10 especies con mayor abundancia en los tres bosques, representan más del 50% del total de individuos registrados en cada bosque (60% en el ABI, 53% en el AAI y 58% en el BR) (Cuadro 9). De estas diez especies, siete de las registradas en los bosques manejados pertenecen a la

comunidad de mariposas característica de hábitats perturbados (pertenecientes a los géneros *Phoebis*, *Dryas*, *Eueides*, *Appias*, *Heliconius*, *Adelpha*), mientras que en el BR, apenas cuatro de las especies con mayor abundancia, pertenecen a la comunidad de mariposas características de hábitats no perturbados (Cuadro 9).

Cuadro 9. Las diez especies de mariposas más comunes observadas en cada uno de los tres bosques evaluados. (Las cifras entre paréntesis representan las abundancias en el bosque, donde la especie no estuvo entre las diez más importantes).

| Especie | Especies más comunes en cada uno de los bosques | | | | | | |
|--|---|-------------|------------|-------------|------------|--------------|---------|
| | ABI | | AAI | | BR | | Tipo de |
| | N | % | N | % | N | % | Hábitat |
| <i>Phoebis trite</i> | 54 | 13.3 | (41) | (5.1) | (7) | (3.6) | 4 |
| <i>Dryas iulia</i> | 49 | 12.1 | 93 | 11.6 | 16 | 8.2 | 4 |
| <i>Heliconius erato petiverana</i> | 22 | 5.4 | (11) | (1.4) | -- | -- | 4 |
| <i>Heliconius cydno chioneus</i> | 19 | 4.7 | 38 | 4.7 | 12 | 6.2 | 1 |
| <i>Phoebis sp</i> | 19 | 4.7 | 57 | 7.1 | (3) | (1.5) | 4 |
| <i>Eueides aliphera</i> | 18 | 4.4 | 65 | 8.1 | (8) | (4.1) | 4 |
| <i>Heliconius melpomene rosina</i> | 17 | 4.2 | 26 | 3.2 | (6) | (3.1) | 1 |
| <i>Appias drusilla</i> | 16 | 3.9 | 31 | 3.9 | 8 | 4.1 | 4 |
| <i>Marpesia merops</i> | 16 | 3.9 | (12) | (1.5) | (1) | (0.5) | 3 |
| <i>Heliconius hecale zuleika</i> | 14 | 3.4 | (12) | (1.5) | (1) | (0.5) | 4 |
| <i>Phoebis trite</i> | (54) | (13.3) | 41 | 5.1 | (7) | (3.6) | 4 |
| <i>Parides iphidamas iphidamas</i> | (5) | (1.2) | 36 | 4.5 | (1) | (0.5) | 1 |
| <i>Philaethria dido</i> | (8) | (2.0) | 27 | 3.4 | (7) | (3.6) | 3 |
| <i>Adelpha cytherea marcia</i> | (3) | (0.7) | 21 | 2.6 | -- | -- | 4 |
| <i>Pierella helvetia incanescens</i> | (13) | (3.2) | (11) | (1.4) | 21 | 10.8 | 2 |
| <i>Heliconius doris</i> | (10) | (2.5) | (18) | (2.2) | 11 | 5.6 | 4 |
| <i>Cithaerias menander</i> | (3) | (0.7) | -- | -- | 10 | 5.1 | 2 |
| <i>Cissia gulnare</i> | -- | -- | -- | -- | 9 | 4.6 | 2 |
| <i>Cissia sp</i> | (7) | (1.7) | (14) | (1.7) | 9 | 4.6 | 1 |
| <i>Eunica mira</i> | (6) | (1.5) | (21) | (2.6) | 9 | 4.6 | 3 |
| <i>Taygetis virgilia rufomarginata</i> | (3) | (0.7) | (8) | (1.0) | 9 | 4.6 | 2 |
| Total | 356 | 87.7 | 583 | 72.8 | 155 | 79.49 | |

Ni = Número de individuos observados.

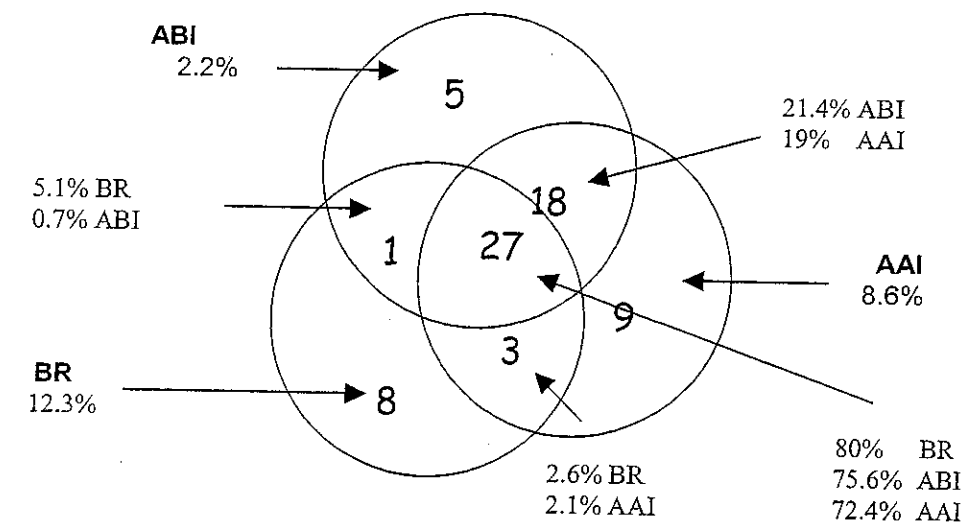
% = Porcentaje respecto al total observados en cada bosque.

Es interesante ver como géneros como *Phoebis*, *Dryas*, *Appias* y *Adelpha*, los cuales se caracterizan por ser especies de dosel, bordes, claros y propias de zonas abiertas (DeVries 1987), se registran entre los más abundantes en los bosques manejados y las menos abundantes en el bosque de referencia (Cuadro 9). Lo anterior representa una posible respuesta a los cambios estructurales provocados por el aprovechamiento, debido a que el mosaico de microhábitats creados por el manejo,

incrementó la abundancia de especies pertenecientes a los géneros *Parides*, *Morpho*, *Heliconius* y *Cissia* característicos del margen del bosque, claros grandes y áreas perturbadas, y las que prefieren el sotobosque abierto como *Phoebis*, *Dryas*, *Eueides*, *Appias*, *Adelpha*, entre otras. Ello, robustece la idea, de que el aprovechamiento puede conllevar cambios estructurales a los cuales responde la comunidad de mariposas (Cuadro 3 y 4).

Así mismo, se encontraron 27 especies comunes a los tres bosques (Figura 8). Si se evalúa su importancia respecto a toda la comunidad en cada uno de los bosques, se tiene que estas 27 especies representan entre un 70% y 75% de la abundancia total de individuos en los bosques intervenidos y un 85% para el BR. El porcentaje de especies compartidas en los tres bosques es relativamente alto y puede sugerir que no existen diferencias marcadas entre ellos. Sin embargo, los resultados obtenidos por los descriptores de riqueza, diversidad, equitabilidad y similitud, establecen diferencias entre ellos, y más específicamente, entre el AAI con el ABI y el BR.

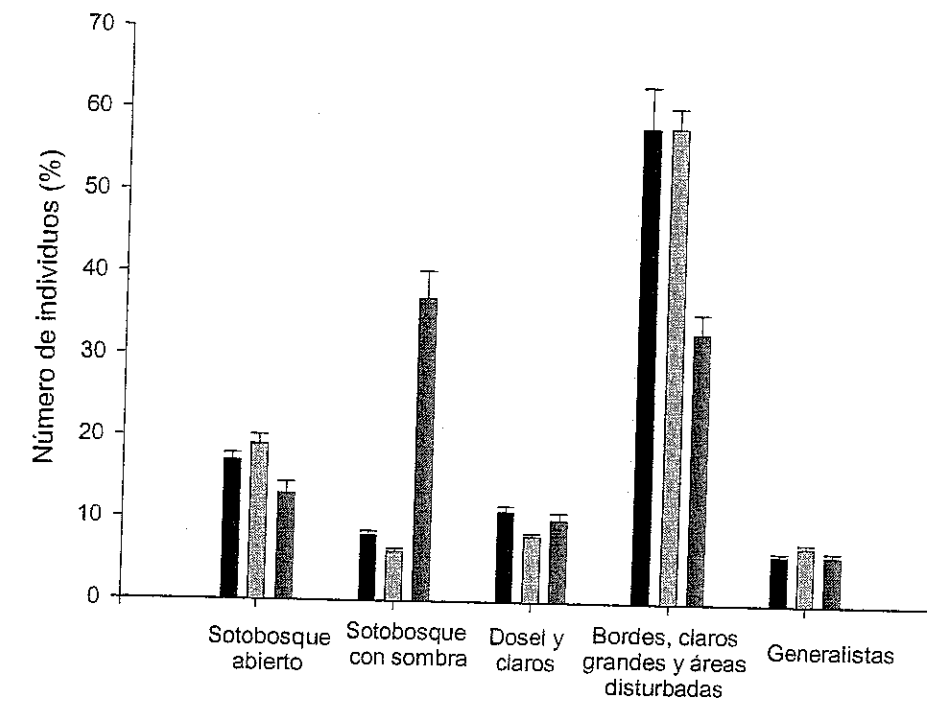
Figura 8. Composición de mariposas observadas en los tres bosques evaluados. (el porcentaje se refiere al número total de individuos registrados por bosque)



Al hacer un análisis más profundo de la composición de especies, se aprecia que los gremios de mariposas propias de zonas abiertas, áreas disturbadas y del dosel del bosque muestran un aumento marcado (representan un 46% del total de individuos observados en el BR y más del 75% en los bosques intervenidos) en relación a la

proporción de mariposas registradas propias de sotobosque sombreado o características de sitios no perturbados, las cuales disminuyen considerablemente en los bosques intervenidos. El porcentaje de mariposas características de sitios no perturbados representan más del 35% del total de mariposas registradas en el BR, y solamente entre un 6 y 8% en los bosques manejados (Figura 9).

Figura 9. Número total de mariposas registradas por gremio de acuerdo a sus características de hábitat (%) para los tres bosques evaluados. (Las barras de izquierda a derecha representan: ABI, AAI y el BR).



Por otro lado, al comparar la abundancia relativa de individuos de los gremios de mariposas por bosque, se establecieron diferencias significativas entre los tres bosques ($Pr > 0.0001$). Se determinó que solo el gremio de mariposas de sotobosque sombreado difiere entre bosques. Para este grupo el BR tiene un mayor porcentaje de individuos que los bosques manejados (Cuadro 10). De acuerdo con otros estudios, las especies de mariposas características de sitios no perturbados (dosel cerrado, sotobosque con buenas condiciones de sombra) se caracterizan por sus limitadas distribuciones geográficas y la alta especificidad al hábitat (Spitzer *et al.* 1997; Thomas 1991), circunstancia que las hace particularmente vulnerables a las alteraciones. Ello hace pensar, que cambios microclimáticos causados por la

alteración en el bosque (aumentos de luz, fluctuación de humedad y temperatura, cambios en la heterogeneidad ambiental por ejemplo) promuevan efectos adversos en las especies de sitios no perturbados, evitando que habiten las áreas de bosque alterado (Daily y Ehrlich 1995).

Ello significa, que las alteraciones causadas por el manejo, además de constituir un mecanismo para aumentar la riqueza y diversidad de especies (Cuadro 7), también causa riesgo para las especies características de sitios cerrados y no perturbados (Thomas 1991). Un estudio realizado por Hamer y otros (1997) evidencian que con el aumento de las alteraciones en el bosque, se generan cambios en la vegetación, y estos lo hacen a su vez, sobre la estructura y composición de la comunidad de mariposas.

Si bien, con los resultados obtenidos en éste y otros estudios, se sugiere que dentro de las principales determinantes para la diversidad en la comunidad de mariposas se encuentran: la estructura del bosque, la diversidad florística, el microclima y los niveles de luz (Hamer *et al.* 1997; Daily y Ehrlich 1995). Sin embargo, es difícil separar y evaluar la contribución de cada uno de estos factores, a nivel individual en la dinámica de la comunidad de mariposas. Teniendo en cuenta que, la influencia de cada factor puede variar, dependiendo del tipo de alteración, el hábitat y el gremio o la especie en estudio.

Cuadro 10. Promedio y desvios estandar para la abundancia relativa de mariposas distribuidas en gremios por tipo de hábitat característico encontrado en los tres bosques. (ANDEVA, $Pr > F$ 0.0001, Tukey $\alpha=0.05$, promedios de abundancia relativa con letras diferentes entre bosques para cada gremio de mariposas son estadísticamente diferentes)

| Gremios por Tipo de Hábitat | ABI | AAI | BR | $Pr > F$ |
|--------------------------------|-------------|-------------|-------------|----------|
| | Prom.% S | Prom.% S | Prom.% S | |
| Sotobosque abierto | 2 ± 0.9 | 2 ± 1.2 | 2 ± 1.4 | 0.8900 |
| Sotobosque sombreado | 1 ± 0.5 (b) | 1 ± 0.4 (b) | 5 ± 3.3 (a) | 0.0002 |
| Dosel y claros del bosque | 1 ± 0.7 | 1 ± 0.4 | 1 ± 0.9 | 0.6202 |
| Bordes, claros, áreas disturb. | 7 ± 5.1 | 7 ± 2.5 | 4 ± 2.4 | 0.1371 |
| Generalistas | 1 ± 0.4 | 1 ± 0.5 | 1 ± 0.5 | 0.6736 |

4. CONCLUSIONES

Indicadores como la apertura del dosel en el sotobosque, la estructura vertical en los primeros cuatro estratos (0 a 2 m, 2 a 9 m, 9 a 20 m y de 20 a 30 m) y la comunidad de mariposas por ejemplo, mostraron diferencias entre los tres bosques, las cuales probablemente son en respuesta a las actividades de aprovechamiento.

De acuerdo a los resultados obtenidos, se evidenciaron mayores cambios en el bosque bajo AAI que en el bosque bajo ABI. En indicadores como la apertura del dosel, el AAI presentó mayores porcentajes de apertura, mientras que el ABI no se diferenció del BR. También, para la estructura vertical del bosque el AAI en el sotobosque y en el dosel superior se diferencio del ABI y el BR. El AAI presentó mayor cobertura en el sotobosque y un dosel superior más abierto, lo que se esperaría, al haber presentado un mayor porcentaje de apertura.

Estos cambios observados en la estructura del bosque, evidenciaron a su vez cambios indirectos sobre el ambiente físico, causando una alteración en la calidad del hábitat; los cuales probablemente, propiciaron efectos sobre ciertas especies. Las dos áreas manejadas se diferenciaron del BR por el bajo porcentaje de especies de mariposas características de sitios no perturbados. Estos resultados, muestran de cierta forma como la intervención incrementa la proporción de especies de mariposas características de sitios perturbados (borde, claros grandes y áreas disturbadas) y si bien, como el aprovechamiento tiene efectos posiblemente negativos en especies características de condiciones poco perturbadas, como el gremio de especies de sotobosque sombreado (es importante señalar que para los demás gremios, las tendencias fueron similares en los tres bosques). Este incremento en la abundancia de especies características de sitios abiertos o perturbados, en los dos bosques manejados; revela en cierta forma considerables niveles de perturbación importantes de monitorear a través del tiempo.

Finalmente, es evidente que la comunidad de mariposas presenta un gran potencial para ser utilizadas como indicadoras de cambios ambientales por su vulnerabilidad a las alteraciones, a cambios microclimáticos, y a su alta especificidad al hábitat; que acompañada por la evaluación de indicadores estructurales permiten una mejor comprensión de la condición del bosque.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, N.A. 1999. Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores. Tesis M.Sc., Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, Turrialba, Costa Rica, 74 p.
- Brown, K.S. and Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies in Laurance, F. y Bierregaard, R.O. Tropical remnants: ecology management and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press. Chicago, USA. P 91 – 110.
- Clark, DA; Clark, DB; Sandoval RM and Castro MC. 1995. Edaphic and human effects on Landscape-Scale distribution of tropical rain forest palm. In: Ecology, 76(8): 2581-2594.
- Colwell, R. K. 2000. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Daily, G.C. and Ehrellich, P.R. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterflies trapping. In: Biodiversity Conservation 4: 35 – 55.
- De Vries, P.J. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history. Vol I: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. Princeton, Princeton University Press. 327 p.
- Ghazoul, J.; 1998 en preparación. Impact of logging in a Tropical Dry Forest in Thailand I Richness and Diversity of Forest Butterflies. pp 1-24
- Ghazoul, J. and Hellier, G. 1999 Responses of selected ecological indicators, from the CIFOR Ecological Criteria and Indicator set, to natural and anthropogenic disturbances: implications for setting critical time thresholds for forest recovery. 91 p.
- Hall, P; Ashton, P.S; Condit, R; Manokaran, N and Hubbell, S.P. 1998. Signal and Noise in sampling tropical forest structure and dynamics. En: Forest biodiversity research, monitoring and modeling. Edited by F. Dallmeier. y J.A. Comiskey. Smithsonian institution Washington DC, USA.
- Henderson, A; Galeano, G and Bernal, R. 1995. Field Guide the Palms of the Americas. Princeton, Princeton University Press. 352 p.
- Hill, K.J. 1999. Butterfly spatial distribution and habitat requirements in a tropical forest: impacts of selective logging. In: Ecological Society Journal of Applied Ecology 36: 564-572.

- Hill, C.J.; Hamer, K.C.; Lacey, L.A.; Banham, M.T. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. In: *Journal of Applied Ecology*. 32: 754-760.
- Kahn, F. and Mejia K. 1990. Palm communities in wetland forest ecosystems of Peruvian Amazonia. In: *Forest Ecology and Management*, 33/44: 169-179.
- Kitahara, M. Y Sei, K. 2001. A comparison of the diversity and structure of butterfly communities in semi-natural and human-modified grassland habitats at the foot of Mt. Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation* 10: 331-351.
- Kovach, W.L. 1994. *Multivariate Statistical Package, Version 2.1*. Kovach Computing services, Pentraeth, Wales.
- Krebs C.J. 1989. *Ecological methodology*. New York Harper and Row. P 328-370
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. In: *Ecological applications*. 2(2). 203- 17.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton. Princeton University Press. 179 p.
- Mason, D. 1996. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips and vine cutting. In: *Biotropica* 28 (3): 296 – 306 p.
- Pérez, M. 2000. *Composición y diversidad de los bosques de la región autónoma del Atlántico Norte Nicaragüense: una base para el manejo sostenible*. Tesis MSc. CATIE. Costa Rica.
- Pinard, M.A; Putz, F.E. 1996. retaining forest biomass by reducing logging damage. In: *Biotropica* 28 (3). Pp 278-295.
- PRADA S.A. 2002.a. *Plan general de manejo de la finca "El Cascal"*. Región Autónoma del Atlántico Norte. Rosita, Nicaragua, PRADA S.A.
- PRADA S.A. 2002.b. *Plan general de manejo Layasiksa*. Región Autónoma del Atlántico Norte. Rosita, Nicaragua, PRADA S.A.
- Ragusso, R.A. y Llorente-Bouquets. 1990. The butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtla Mts., Veracruz, Mexico, revisited: species richness and habitat disturbance. In: *Journal of Research on the Lepidoptera* 29(1-2): 105-133.
- Sekercioglu, C.H., 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. In: *Biological Conservation* 107: 229-230.
- Sist, P.; Nolan, T.; Bertault, J.G. and Dytstra, D. 1998. Harvesting intensity versus sustainability in Indonesia. In: *Forest Ecology and Management* 108: 251-260.

Spitzer, K.; Jaros, J.; Havelka, J. and Leps J. 1997. Effect of Small-Scale Disturbance on Butterfly Communities of an Indochinese Montane Rainforest. In: *Biological Conservation* 80: 9-15.

Thiollay, J.M. 1992. Influence of selective Logging on Bird Species Diversity in a Guianan Rain Forest. In: *Conservation Biology*. (6)1: 47-63.

Thomas, C.D. 1991. Habitat use and geographic ranges of butterflies from the wet lowlands of Costa Rica. In: *Biological Conservation*. 55: 269-281.

Uhl, C. and Vieira, I.C. 1989. Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas Region of the State of Pará. In: *Biotropica* 21(2): 98-106.

Verissimo, A.; Barreto P.; Mattos M.; Tarifa R. and Uhl C. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. In: *Forest Ecology and Management* 55: 169-199.

Artículo II. Validación de procedimientos metodológicos y enfoques propuestos en la Guía de Monitoreo Ecológico en BAVC manejados para producción de madera y orientados dentro del proceso de certificación

1. INTRODUCCIÓN

Generalmente, la certificación que se concede a los bosques manejados está condicionada. Algunas de estas condiciones exigen por ejemplo que dentro de cierto tiempo se mantengan, mejoren o cambien ciertos atributos del bosque. Sin embargo, aunque los bosques cuentan con atributos especiales que los hacen importantes, no todos presentan el mismo valor o importancia de conservación. Por ello, el FSC dentro de sus P&C ha promovido el concepto de Bosques con Alto Valor para la Conservación (BAVC), donde establece, que aquellos bosques con presencia de valores para la conservación especialmente altos, y que son manejados con fines productivos, deben mantener los Altos Valores de Conservación (FSC Panel Consultor, 2000). Dentro de este contexto, el monitoreo se convierte en un elemento indispensable para determinar la condición actual del bosque y el grado de cambio provocado por las operaciones de manejo y su recuperación, más aun cuando se presentan en el bosque altos valores para la conservación (AVC) relacionados con su biodiversidad (Cuadro 1).

Cuadro 1. Atributos Ecológicos relacionados con Altos Valores para la Conservación.

AVC1 Zonas forestales que cuentan con concentraciones significativas al nivel global, regional o nacional de valores de biodiversidad (p .e. Endemismo, especies en peligro, refugios)

AVC2 Zonas forestales conteniendo grandes bosques importantes global, regional o nacionalmente al nivel de paisaje que estén contenidos o contengan la unidad de manejo forestal, en la que existen poblaciones viables de la mayor parte de las especies, si no es que de todas, las que ocurren naturalmente en patrones naturales de distribución y abundancia.

AVC3 Zonas forestales que están dentro o contienen ecosistemas raros, amenazados o en peligro.

Un programa de monitoreo, debe tener en cuenta que los indicadores son variables medibles que permiten evaluar o monitorear entidades o atributos ambientales relacionados a dichas variables (Pielou, 1995). El monitoreo realizado en un momento en el tiempo y espacio, proporciona de forma casi inmediata una "fotografía instantánea" (Noss 1999), la cual al ser tomada varias veces a través del tiempo

permite valorar si las características evaluadas están cambiando en forma aceptable, o si por el contrario se requieren medidas apropiadas para mitigar los cambios inaceptables. Por otro lado, la flexibilidad e inconsistencia de las condiciones encontradas en los informes de evaluación, que presentan lineamientos muy generales en cuanto a qué elementos monitorear y la falta de objetivos claros y específicos para el monitoreo (Finegan *et al.* 2004), han llevado a que no exista un nexo entre el monitoreo y los planes de manejo. Esto ha llevado a que los manejadores del bosque no cumplan con el objetivo principal del monitoreo, que es determinar la influencia de las actividades de manejo en los atributos ecológicos del bosque, y que el uso de la información proveniente del monitoreo sirva para modificar los enfoques del plan de manejo, de ser requerido.

Es así, como la necesidad de subsanar la falta de orientaciones claras con respecto a cuando monitorear, que cosa monitorear, cómo monitorear, y cómo utilizar la información del monitoreo han generado que la WWF Centro América en unión con la Universidad Estatal de Oregon (OSU) y el CATIE, hayan diseñado y desarrollado una guía de monitoreo ecológico, que propone herramientas prácticas y relevantes, para detectar cambios y a partir de estos decidir si son aceptables o inaceptables (Finegan *et al.* 2004).

La Guía propone como estrategia utilizar el enfoque de filtro grueso, basado en las características de composición y estructura del rodal, debido a que estas características son bien definidas en cualquier bosque, se relacionan directamente con las operaciones del manejo y además son medidas indirectas de la calidad de hábitat para ciertos organismos. De esta forma, si se tiene cambios inaceptables a este nivel por las operaciones del manejo, indirectamente se está afectando la integridad ecológica para ciertas especies a un nivel más bajo, y tales cambios entonces serán detectados con el monitoreo de la estructura y composición del rodal (Finegan *et al.* 2004).

Otra de las estrategias propuestas para lograr que el monitoreo ecológico sea una herramienta útil, consiste en establecer "umbrales de cambio". Un umbral es el valor de una variable de monitoreo que indica que cierto cambio ha ocurrido, o es probable

que ocurra según los datos disponibles, y como estos pueden indicar la necesidad de un ajuste en el manejo (Finegan *et al.* 2004).

De acuerdo a lo anterior, el presente estudio pretende validar algunos de los enfoques propuestos por Finegan y colaboradores, planteados en la Guía de monitoreo, a través de su aplicación en un área certificada bajo diferentes tipos de manejo. Para poder demostrar el nivel de impacto por la intensidad de aprovechamiento y su influencia sobre aspectos ecológicos importantes, se utilizaron seis indicadores propuestos por la Guía de monitoreo, cinco indicadores de estructura y composición de rodales y un grupo de especies indicadoras de perturbación, con intensidades de muestreo que fueran capaces de detectar determinados niveles de cambio, y establecer si el grado de cambio estaba dentro de límites aceptables o inaceptables.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1 Área de estudio

A nivel general, el área de estudio suma alrededor de unas 15.000 hectáreas de bosque, ubicado dentro de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (RAAN), en la Eco-región Bosque Húmedo del Atlántico de Centro América (Dinerstein y Olson 1998) (AVC1). El área forma parte de la zona de apoyo de la Reserva Natural Bosawas, considerada una de las partes más importantes del corredor Biológico Mesoamericano (AVC2). Además, durante décadas ha sido fuente de productos maderables y área de caza para una gran diversidad étnica y de poblaciones indígenas locales (Miskitos, Mayagna, Ramas, Creoles y Garífunas), que hacen que estos bosques sean importantes y fundamentales para la supervivencia y satisfacción de las necesidades básicas de estas comunidades (AVC5 y AVC6). Con base en estas consideraciones, podríamos calificar *a priori* los bosques de estudio como un BAVC, al menos dentro de cuatro criterios: AVC1, AVC2, AVC5 y AVC6, los cuales para efectos del presente estudio se tendrán en cuenta.

El bosque está ubicado, 22 kilómetros al noreste del municipio de Rosita, presenta una temperatura media anual de 23.2° C y una precipitación media anual de 3.250 mm (Figura 1). Las dos unidades de manejo pertenecen a un mismo tipo de bosque (PRADA S.A. 2002), el cual presenta un solo tipo de vegetación en un estrato, sin

diferencias en composición y estructura, clasificado como muy húmedo tropical (bmh-T) según el sistema de clasificación de Zonas de Vida de Holdridge.

Las áreas seleccionadas para la aplicación y validación de los enfoques y procedimientos metodológicos propuestos por la guía, corresponden a las unidades de manejo forestal (UMF) Cascal con 4300 hectáreas y Layasiksa de 4950 hectáreas, denominados de ahora en adelante Bosque con aprovechamiento de baja intensidad (ABI) y Bosque con aprovechamiento de alta intensidad (AAI) respectivamente, y un bosque no intervenido o de referencia (BR), de aproximadamente 700 hectáreas contiguo a la UMF Layasiksa. La zona tiene antecedentes de extracción selectiva de maderas preciosas (*Swietenia macrophylla* y *Cedrela odorata*) y otras especies arbóreas de maderas duras y resistentes (*Dialium guianense*, *Hymenaea courbaril*, *Hyeronima alchorneoides*).

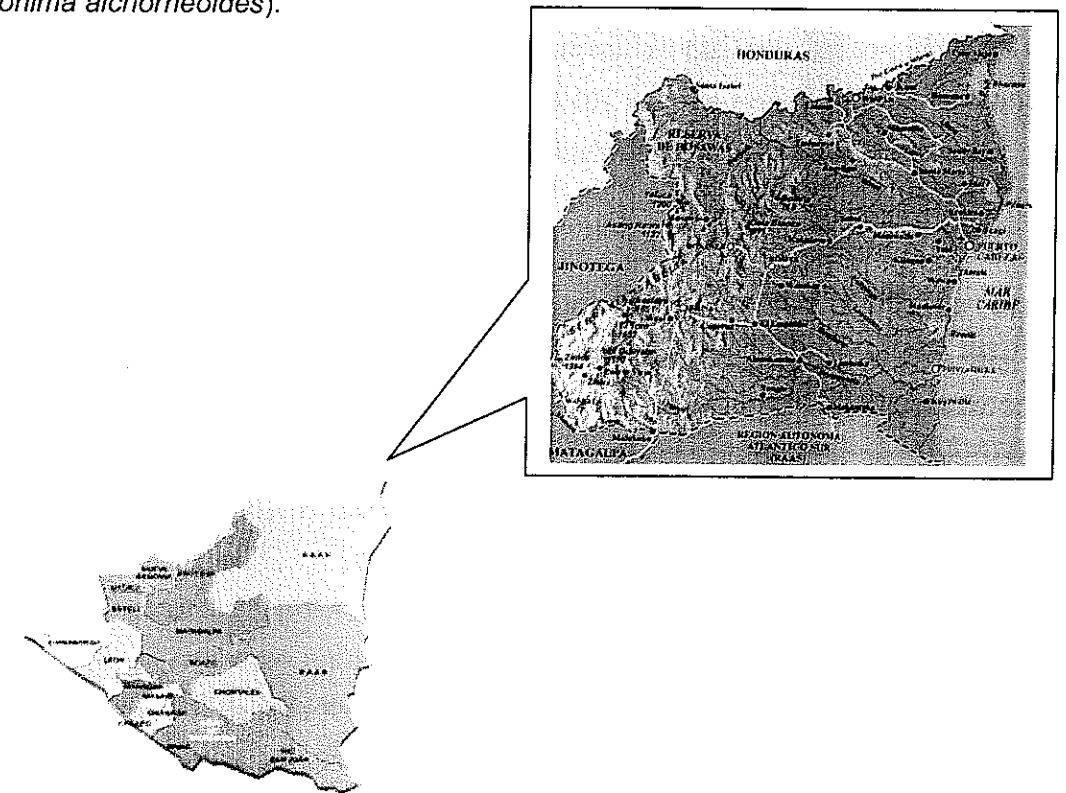


Figura 1. Localización del área de estudio

El área bajo aprovechamiento de alta intensidad (AAI), es de tipo convencional y fue intervenido un año antes del estudio (entre enero y marzo del 2002). El volumen total aprovechado es de 17635 m³, para un promedio de 17.64 m³/ha. El área bajo

aprovechamiento de baja intensidad (ABI), con un volumen más bajo de extracción por hectárea y con aplicación de un sistema de corta dirigida, fue cosechado tres meses antes del estudio (enero 2003), donde se aprovecharon 2424.36 m³ equivalente a un promedio de 6.7 m³/ha.

Las actividades de extracción se efectúan siguiendo un ciclo de corta de 30 años para el AAI y de 25 años para el ABI (PRADA S.A. 2002). Las dos UMF presentan el mismo enfoque de sistema silvicultural policíclico, donde la cosecha de madera es selectiva y como criterio para la selección de árboles, se usa un diámetro mínimo de corta (dependiendo de la especie) y un interés comercial (plywood y/o aserrío). Actualmente, se aprovechan 24 especies (Anexo 1).

Es importante aclarar que para el presente estudio, no se contó con información antes del manejo para las dos unidades de manejo forestal. Por lo tanto los impactos en las UMF son evaluados dentro del supuesto de que los valores en un área de referencia son característicos de los bosques manejados antes de que se iniciara el manejo.

2.2 Muestreo

El monitoreo ecológico siguiendo los enfoques propuestos por la guía (Finegan *et al.* 2004), se realizó durante los meses de marzo a junio del 2003. Primero que todo no se consideró necesario realizar una estratificación en la zona de estudio por tipo de bosque. Esta decisión se basó en la información existente en los planes de manejo y en recorridos realizados en el área de estudio, donde se observó la presencia de un mismo tipo de vegetación, un solo estrato y sin diferencias aparentes en cuanto a composición y estructura (PRADA S.A. 2002; Ordoñez observaciones personales). Vale aclarar que para este estudio no se contó con fotografías aéreas, mapas de cobertura e imágenes de satélite, que ayudaran en la identificación de bosques. Solo algunas áreas pequeñas de bosque (< 50 ha) en los dos bosques intervenidos que fueron identificadas en los planes de manejo (PRADA S.A. 2002) y recorridas, se identificaron como diferentes a las demás por condiciones edáficas (mal drenaje), y por lo tanto no se tomaron en cuenta al momento de realizar el muestreo.

Tomando como base la Guía de monitoreo ecológico (Finegan *et al.* 2004), se evaluaron cinco indicadores de filtro grueso, relacionados con la estructura y

composición del rodal (densidad, área basal, apertura del dosel en el sotobosque, estructura vertical del bosque y la composición y abundancia de palmas). También se evaluó un indicador de filtro fino, la composición de la comunidad de mariposas como grupo indicador de perturbación, debido a que su taxonomía y biología son bien conocidas, y además es un grupo sensible a cambios ambientales. Los protocolos de medición para todos los indicadores fueron tomados de la Guía de monitoreo.

Para evaluar los indicadores de densidad del rodal, área basal y la composición y abundancia de palmas en los bosques manejados y de referencia se trabajó con un tamaño de muestra de 50 parcelas temporales de 50 m x 20 m en el ABI, 62 en el AAI y 64 en el BR. Dentro de las parcelas se registró todo individuo ≥ 10 cm de dap incluyendo palmas arborescentes. Con base en esta información se obtuvo el número de individuos y área basal por hectárea, su distribución por clase diamétrica y la composición y abundancia de palmas.

En el caso de los indicadores de apertura del dosel en el sotobosque y estructura vertical del bosque, se utilizaron parcelas temporales de 10 m x 10 m y se trabajó con un tamaño de muestra de 202 parcelas en cada bosque. En el centro de cada parcela empleando un densiómetro esférico, se realizaron cuatro mediciones dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales; el valor de apertura del dosel por parcela correspondió al promedio de las cuatro mediciones. También se estimó el porcentaje de cobertura de la vegetación en cinco estratos diferentes: a) 0-2 m, b) 2-9 m, c) 10-20 m, d) 20-30 m, y e) >30 m (la altura se estimaba en forma subjetiva), usando una escala de valores simple de 0,1,2, ó 3 cuando el porcentaje de cobertura era de 0, 1-33, 34-66 y 67-100 %, respectivamente (Thiollay 1992). De estas mediciones se obtuvo los valores promedios del porcentaje de apertura del dosel por bosque y el promedio del índice de cobertura del follaje para cada estrato.

En el caso de la comunidad de mariposas, se establecieron en cada bosque ocho transectos de 500 m separados entre si 200 m, con el fin de darles independencia, distribuidos de tal forma que recorrieran diferentes tipos de ambientes dentro del bosque (claros, caminos, sitios de bosque maduros, zonas protectoras).

El muestreo de los transectos en cada bosque se realizó durante dos días, luego de los cuales se pasaba al siguiente bosque y así sucesivamente hasta cumplir el muestreo en los tres bosques. La intensidad de muestreo final fue de 32 horas para el AAI y el BR, y 28 horas para el ABI. El muestreo en el ABI fue menor debido a que las condiciones climáticas de la zona no permitieron alcanzar el mismo tiempo que para los otros dos bosques. Las evaluaciones visuales se realizaron a lo largo de los transectos entre las 9 a.m. y la 1 p.m., en días bajo condiciones climáticas óptimas (sin lluvia y con buena radiación). Cada transecto se recorrió a paso constante por espacio de una hora, donde se registraron y contaron todos los adultos de cada especie de mariposa presente o dentro de un margen de aproximadamente 10 metros de ancho a cada lado de la línea base del transecto. Sin realizar observaciones hacia atrás con el fin de no contabilizar individuos ya registrados. Todos los individuos pertenecientes a especies difícilmente reconocibles al vuelo o desconocidas eran atrapados o en su defecto colectados para posteriormente identificarlos con el uso de guías (DeVries 1987).

Se elaboró un listado de especies y número de individuos registrados por transecto, a partir del cual se agruparon de acuerdo a sus hábitos de preferencia por ciertos tipos de hábitat en cinco gremios: (1) especies de sotobosque abierto, (2) especies de sotobosque sombreado, (3) especies de dosel y claros del bosque, (4) especies de borde, claros grandes y áreas disturbadas y (5) generalistas (Anexo 2). La clasificación se realizó con base en las características de hábitat reportadas por De Vries (1987), información ofrecida por Finegan (comunicación personal, CATIE 2003) y observaciones de la autora. A partir de esta información se obtuvo la abundancia porcentual de mariposas para cada gremio.

2.3 Estableciendo Umbrales a partir de la variación en los sitios de referencia

Este estudio implementó el enfoque de la Guía de monitoreo (Finegan *et al.* 2004) que utiliza como punto de partida para la determinación de umbrales, la cantidad de variación observada en los valores de los indicadores de interés en las áreas manejadas antes de la intervención, o en su defecto áreas de referencia (que fue el caso del presente estudio), empleando la desviación estándar como medida de variación.

Para la determinación de umbrales se tomaron los resultados obtenidos del muestreo en las áreas de referencia. Los valores de umbrales se calcularon siguiendo el siguiente procedimiento:

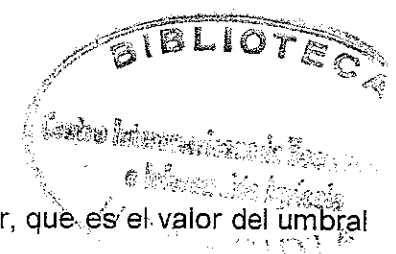
Umbral de cambio bajo es aquel que excede en una desviación estándar del valor promedio del indicador en los sitios de referencia, cuando excede dos desviaciones estándar alcanza un **umbral de cambio moderado** y cuando excede en tres desviaciones estándar alcanza un **umbral de cambio alto** (Finegan *et al.* 2004, Sección 6).

Por tanto:

$$T = x \pm y(s)$$

Donde: T es el valor de umbral, x es el estimado del valor del indicador (o promedio de los valores estimados en varios sitios) en el área manejada antes de la intervención, o en su defecto, el área de referencia, y es la constante del umbral de cambio y s es la desviación estándar de los estimados de los valores de los indicadores en los sitios de referencia. La constante del umbral de cambio, y , es igual a 1 para determinar umbrales de cambio bajo, 2 para umbrales de cambio moderado y 3 para umbrales de cambio alto.

Obsérvese la importancia de asumir que al valor promedio del indicador en el área de referencia se le sume o reste (\pm), el producto de la constante de umbral de cambio y la desviación estándar. Esto se debe a que los impactos producidos por las operaciones de manejo pueden provocar variaciones en los valores de los indicadores en el sentido de aumentar o disminuir. Por ejemplo, ciertos indicadores como la densidad del rodal o el área basal pueden ver reducidos sus valores poco tiempo después del aprovechamiento, en tanto otros como la cobertura en los estratos inferiores del sotobosque o la cantidad de mariposas de especies propias de sitios perturbados pueden incrementar como resultado del manejo. Por consiguiente el establecer umbrales hacia arriba (+) o hacia abajo (-) del valor de referencia dependerá de cada indicador.



2.4 Definición de Activadores

La guía de monitoreo propone la selección de un Activador, que es el valor del umbral que indica que es necesario introducir modificaciones en el manejo como respuesta al cambio provocado por la intervención. La selección de un umbral para ser usado como activador, se realiza con base en cinco elementos claves, interrelacionados entre sí: objetivos de conservación, necesidad de precaución, sensibilidad para la conservación, sensibilidad de medición y la variación natural (Finegan *et al.* 2004, sección 6). Ya que en principio, se asume que la zona de estudio es un Bosque de Alto Valor para la Conservación (según los AVC1, AVC2, AVC5 y AVC6), se definieron valores de activadores en umbrales de cambio bajo; donde lo permite la sensibilidad de medición y la variación natural (ver Finegan *et al.* 2004, sección 2).

Para comparar las áreas manejadas con el área de referencia, se utilizó el valor promedio estimado para cada indicador en las áreas manejadas, más el intervalo de confianza al 95% (como medida de su variabilidad), y se comparó con el valor del activador establecido para detectar los niveles de cambio provocados por el manejo (Finegan *et al.* 2004, sección 6). De esta forma si la barra del error al nivel de confianza seleccionado (95%) traslapa el valor del activador, entonces podría argumentarse que existe una probabilidad razonable de que las actividades de manejo impactan el recurso de manera inaceptable y que por tal razón se deben tomar las acciones pertinentes a las actividades en el plan de manejo.

3. RESULTADOS

3.1 Indicadores de estructura del rodal

Siguiendo la metodología descrita en la sección 2.2, se determinaron los valores para los umbrales de cambio. Es importante reiterar que no se contó con información antes del manejo en las dos UMF para el presente estudio, por lo tanto, los impactos del manejo son evaluados a partir de los valores de cada indicador en el área de referencia, ya que se asume que estos son representativos de los que se presentaron en las áreas manejadas antes del manejo.

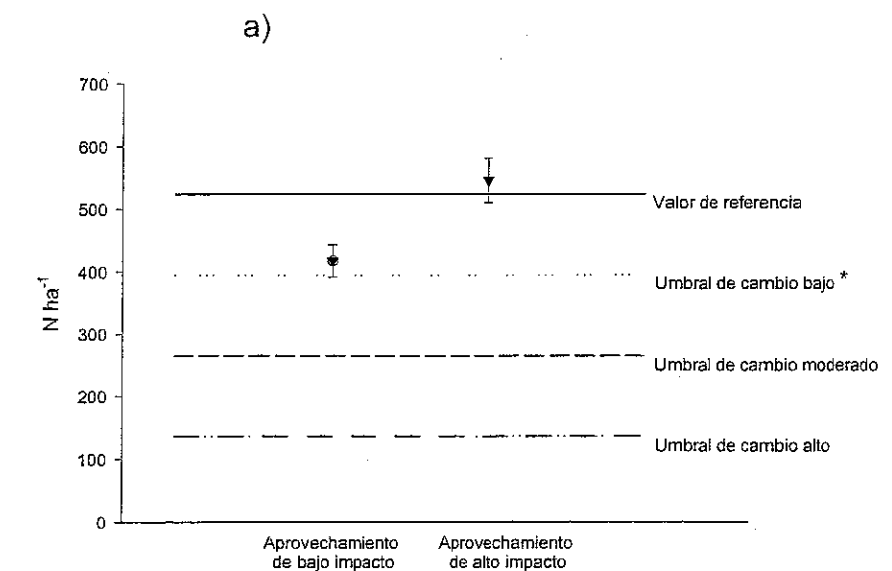
3.1.1 Densidad del rodal y área basal

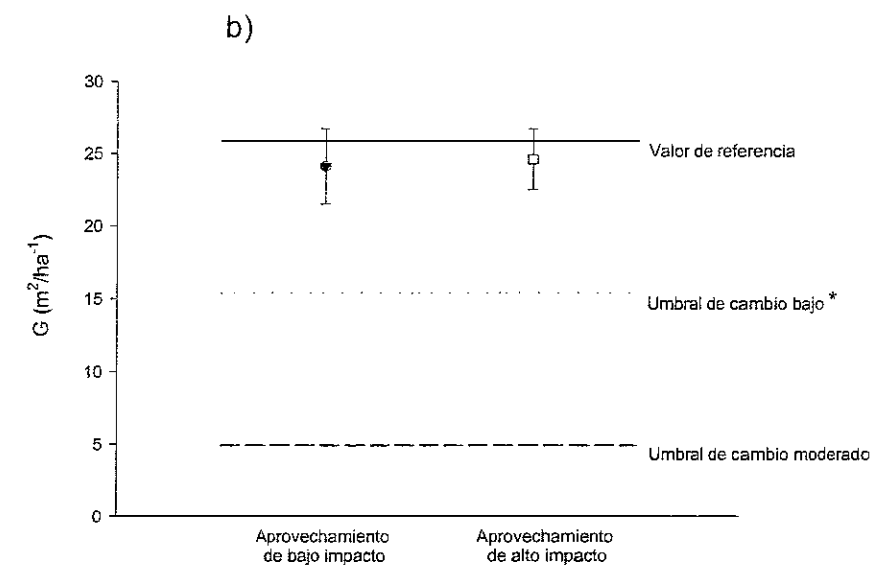
El número de árboles y el área basal por hectárea se reducen por el aprovechamiento de especies comerciales con dap superiores a 40 cm. Esto significa, que el valor de

los umbrales de cambio para estos dos indicadores, deben estar dados hacia bajo del promedio del área de referencia. El valor de referencia y los umbrales de cambio para el número de árboles y área basal por hectárea se muestran en la Anexo 4, Figura 2.

Los umbrales establecidos a partir del área de referencia son muy amplios, esto se debe a la alta variabilidad que presentaron ambos indicadores ($cv\%=25$ para número de árboles y $cv\%=41$ para el área basal). La guía de monitoreo, recomienda para estos dos indicadores que los activadores se establezcan con base en una reducción máxima permisible establecida del 20% para la densidad del rodal y del 50% para el área basal, las cuales han sido identificadas a través de la investigación en bosques húmedos tropicales (Finegan *et al.* 1999; Ghazoul y Hellier 1999). Ello significa, que el umbral de cambio establecido como activador para estos dos indicadores es el umbral de cambio bajo (Figura 2).

Figura 2. Umbrales de cambio para los indicadores de estructura del rodal para bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua. a) densidad del rodal, b) área basal. * corresponde al umbral de cambio seleccionado como activador.





A pesar, de que los umbrales establecidos para el número de árboles por hectárea son muy amplios, los promedios en el ABI se encuentran sobre el valor del activador (umbral de cambio bajo, UCB), pero las barras del error sobrepasaron el punto de activación (Figura 2a). Esto indica que el impacto provocado por el aprovechamiento tiene, según el enfoque seguido, un nivel inaceptable, y por lo tanto deberían modificarse las actividades del manejo. Sin embargo, de acuerdo a los resultados obtenidos por Ordoñez (2003), donde realiza una prueba de hipótesis sobre los efectos que producen las dos intensidades de aprovechamiento en la estructura y composición del rodal y las características de la comunidad de mariposas en las tres áreas, sugiere que la variación que presenta este indicador puede deberse a cambios provocados antes del manejo. Lo cual podría explicar, que las barras del error para el ABI hayan alcanzado a tocar el activador, sin que sea una consecuencia directa del aprovechamiento realizado recientemente.

Por el contrario, el promedio en el AAI es ligeramente superior al promedio del área de referencia, con un traslape de las barras del error. Esto hace que el valor en el área manejada se encuentre dentro del rango de variación natural, por tanto no se requieren acciones en el manejo (Figura 2a). Sin embargo, no se puede saber que tanto

disminuyó el valor del indicador en el bosque manejado después del aprovechamiento, debido a que no se contó con información antes del manejo.

El área basal en las dos áreas manejadas, presentó promedios levemente inferiores al promedio del área de referencia; con un traslape entre los intervalos de confianza de los dos bosques manejados (95%) y el valor promedio en el área de referencia (Figura 2b). De ahí, que no se considere necesario implementar acciones de manejo en ninguna de las dos áreas.

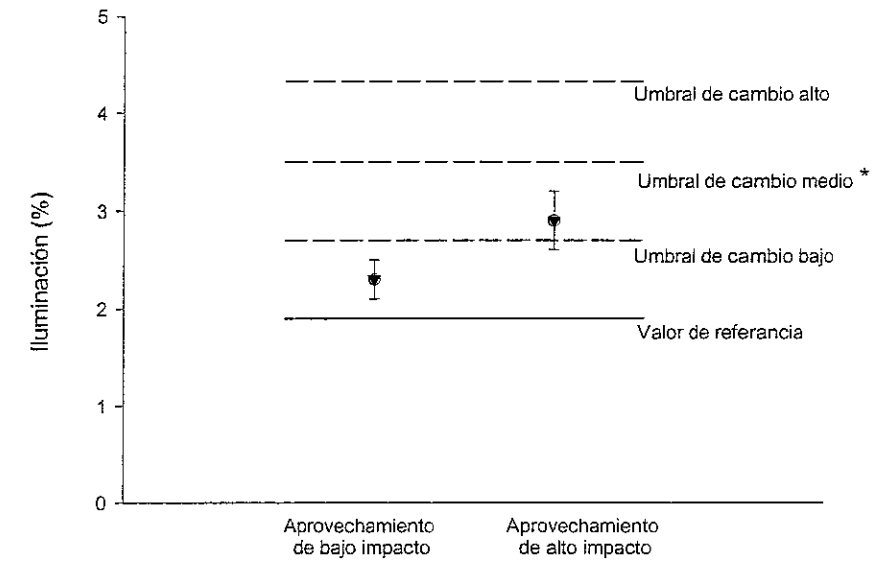
3.1.2 Apertura del dosel en el sotobosque

Los umbrales de cambio para el porcentaje de apertura del dosel en el sotobosque, se determinaron hacia arriba del promedio en el área de referencia, ya que se esperan aumentos después de la intervención causados por la remoción de árboles grandes (Anexo 4, Figura 3). El activador se estableció en el umbral de cambio moderado. Esto se debe, a que un umbral de cambio bajo implicaría un aumento del 43% en el porcentaje de apertura respecto al área de referencia. Mientras que un umbral de cambio moderado implicaría un aumento del 85% en el porcentaje de apertura, el cual podría ser aceptable si se considera que la reducción del área basal trae consigo una considerable apertura del dosel después del aprovechamiento.

La Figura 3 muestra los resultados para el porcentaje de apertura del dosel en el sotobosque. Para el ABI, como es de esperar, el aprovechamiento de bajo impacto provocó un cambio apenas detectable para este indicador. El intervalo de confianza (95%) no sobrepasa el umbral de cambio bajo, ni el punto de activación (en el umbral de cambio moderado, UCM) (Figura 3), lo que indica que el aumento en el porcentaje de apertura del dosel se encuentra dentro de los límites aceptables y no se requieren acciones para el manejo en esta área.

A diferencia, en el AAI el porcentaje de apertura del dosel sobrepasó el umbral de cambio bajo. Lo cual indica, que el manejo ocasionó un incremento, y lo llevó a niveles superiores que el presentado en el ABI. Sin embargo, la barra del intervalo de confianza no sobrepasa el umbral de cambio moderado (seleccionado para este indicador como activador) y por lo tanto no se requieren acciones de manejo correctivas (Figura 3).

Figura 3. Umbrales de cambio para el indicador de apertura del dosel en el sotobosque para bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua. * corresponde al umbral de cambio seleccionado como activador.



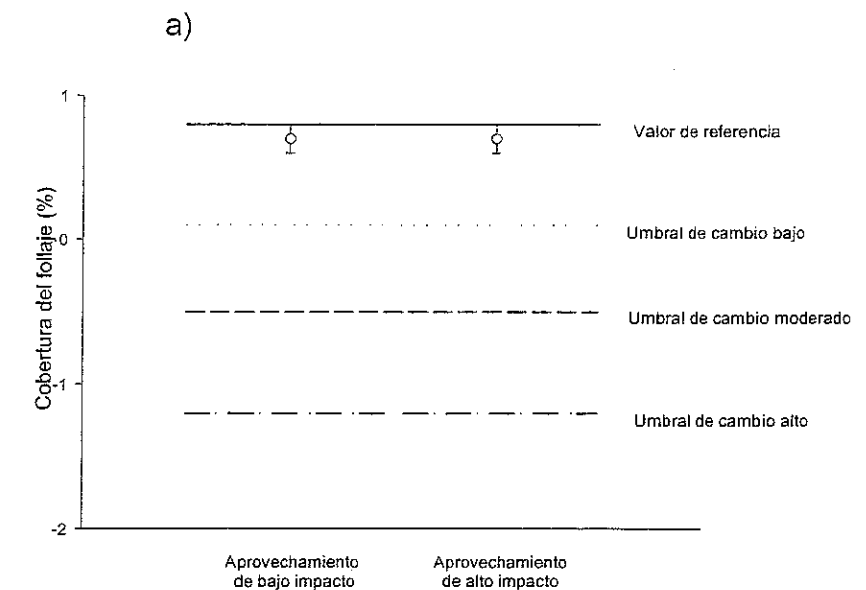
3.1.3 Estructura vertical del bosque

Los valores promedio y desvíos estándar correspondientes a los cinco estratos evaluados en la estructura vertical del bosque, se presentan en el Anexo 4. Los umbrales de cambio para los estratos de 0 a 2 m y de 2 a 9 m, se determinaron hacia arriba del promedio en el área de referencia. Debido a que la caída de árboles durante su extracción, provoca la apertura del dosel, y esto trae como consecuencia cambios en las condiciones físicas y ambientales del sitio (uno de ellos es la cantidad de luz que llega al suelo), lo que estimula la regeneración de especies, promoviendo un sotobosque más denso (Thiollay 1992). Mientras que para el estrato de 9 a 20, los umbrales se establecieron hacia abajo del promedio en el área de referencia, esto se debe a que la cosecha de árboles causa daños a la vegetación remanente (Kurpick et al. 1997, citado por Ghazoul y Hellier 1999).

Los dos últimos estratos presentaron desvíos estándar altos en el área de referencia ($s=0.66$ estrato de 20 a 30 m y $s=0.53$ estrato > 30m), y por lo tanto los coeficientes

de variación para el porcentaje de cobertura fueron muy altos (80% y 180% respectivamente) (Figura 4). En este sentido la desviación estándar no es útil para establecer umbrales en estos dos estratos. Para el caso específico del presente estudio se sugirió entonces, trabajar solo con los tres primeros estratos del bosque (de 0 a 2 m, de 2 a 9 m y de 9 a 20 m) (Figura 5). Considerando la alta sensibilidad de medición que presentó este indicador en los tres primeros estratos, se sugiere tomar como activadores los valores de umbrales de cambio bajo, sugeridos en la Guía. Además de que, valores de umbrales moderados implicarían un aumento en la cobertura del follaje superior al 70% del promedio en el bosque de referencia.

Figura 4. Umbrales de cambio para el indicador de estructura vertical para bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua. a) Cobertura en el estrato de 20 a 30 m, b) cobertura en el estrato mayor a 30 m.



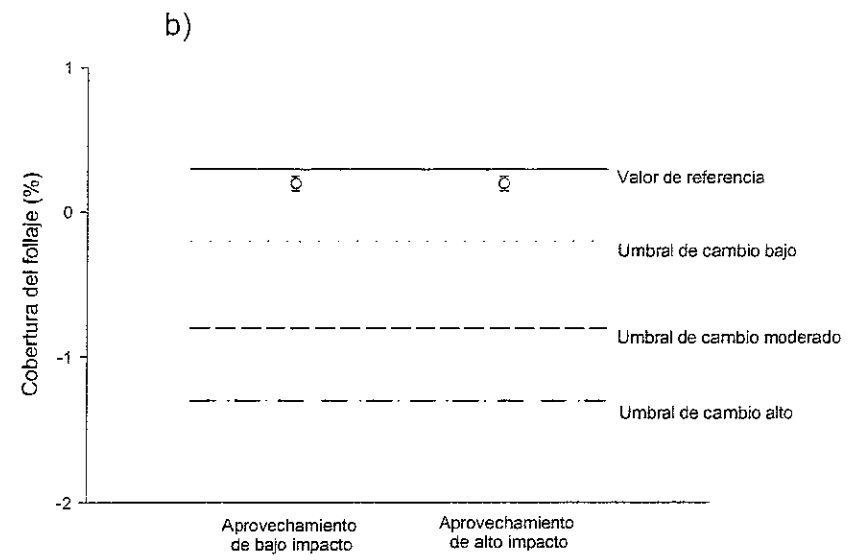
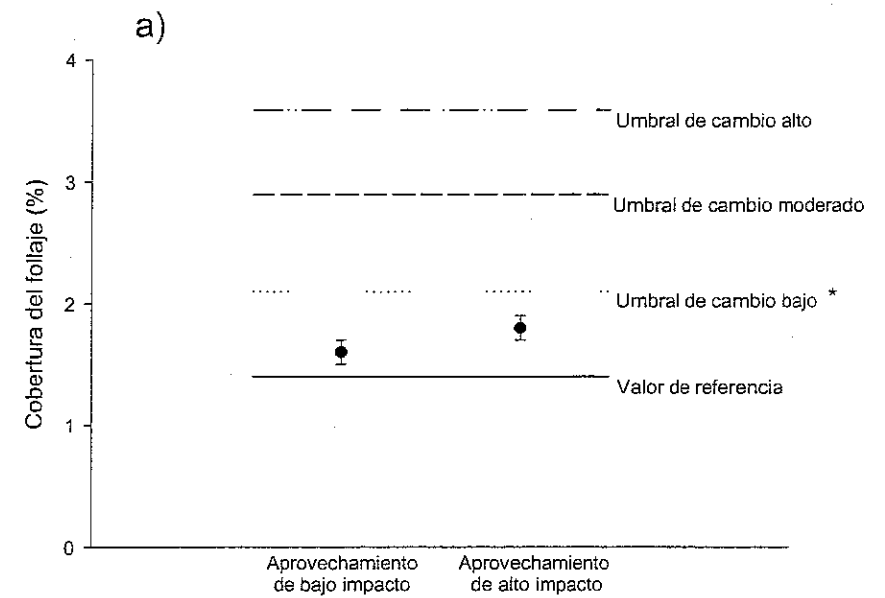
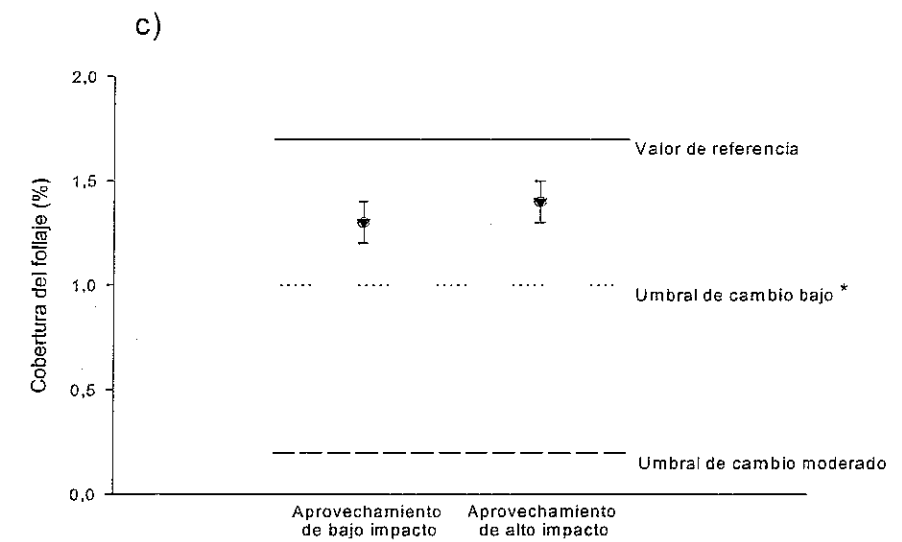
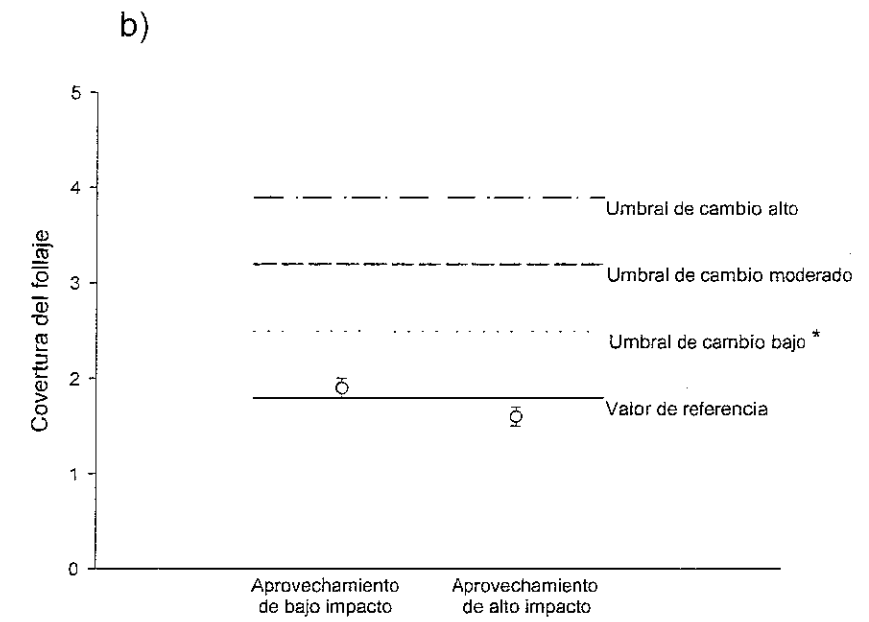


Figura 5. Umbrales de cambio para el indicador de estructura vertical para bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua. a) Cobertura en el estrato de 0 a 2 m, b) cobertura en el estrato de 2 a 9 m, c) cobertura en el estrato de 9 a 20 m. * corresponde al umbral de cambio seleccionado como activador.



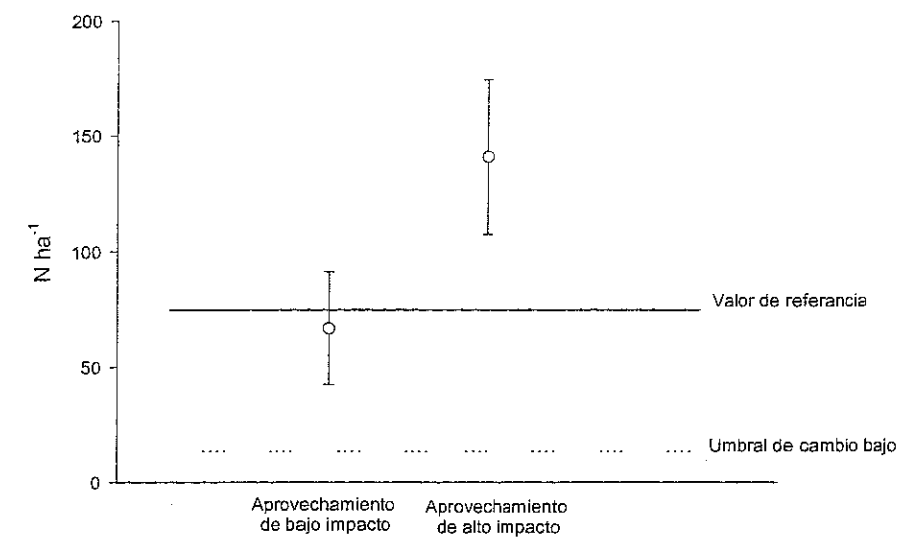


En los tres primeros estratos (0-2, 2-9 y 9-20 m) de la estructura vertical en los bosques manejados, la barra del intervalo de confianza no traspasó el valor de umbral de cambio bajo, seleccionado como activador (Figura 5). Este resultado indica, que el manejo no ha causado impactos inaceptables para el porcentaje de cobertura vegetal, y por tanto no es necesario tomar acciones correctivas en el manejo.

3.1.4 La composición y densidad de palmas

Las palmas constituyen un elemento estructural y composicional clave para la fauna, debido a que sus frutos constituyen una fuente de alimento para muchos animales del bosque (monos, tucanes, loros entre otros). Además son uno de los principales componentes del dosel y sotobosque del bosque húmedo tropical (Finegan *et al.* 2004). La indiscutible importancia ecológica de las palmas, obliga al establecimiento de umbrales de cambio hacia abajo del promedio en el área de referencia, debido a que la caída de árboles por el aprovechamiento afecta la comunidad de palmas causando una disminución en su población.

Figura 6. Umbrales de cambio para la abundancia promedio de palmas presentes en bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua.



Como muestra la Figura 6 los umbrales establecidos empleando los datos del área de referencia son muy amplios, esto debido a la alta variación natural que presentó este indicador ($cv\%=82$). Sin embargo, fue una sola especie (*Astrocaryum alatum*) la que representó más del 90% la comunidad de palmas, y posiblemente la variación puede deberse a las características ecológicas en sí de la especie. *Astrocaryum alatum* presenta una distribución más asociada a condiciones edáficas (Clark *et al.* 1995;

Pérez 2000), esto hace que por su naturaleza presente un comportamiento de agregación mayor en algunos sitios y no una respuesta directa al aprovechamiento.

Por tal motivo, se consideró que el uso de las desviaciones estándares podrían no ser adecuadas en el establecimiento de umbrales y activadores para este indicador, debido a que las cantidades de cambio que podrían ser consideradas aceptables serían muy grandes, inclusive para el umbral de cambio bajo, como se aprecia en la Figura 6.

3.2 Grupo de especies Indicadoras de Perturbación

Es conocido que las mariposas pueden ser utilizadas como indicadores de cambios ambientales por su vulnerabilidad a las alteraciones, cambios microclimáticos (Thomas 1991; Aguilar 1999) y su alta especificidad al hábitat (Kremen 1992; Spitzer *et al.* 1997; Thomas 1991).

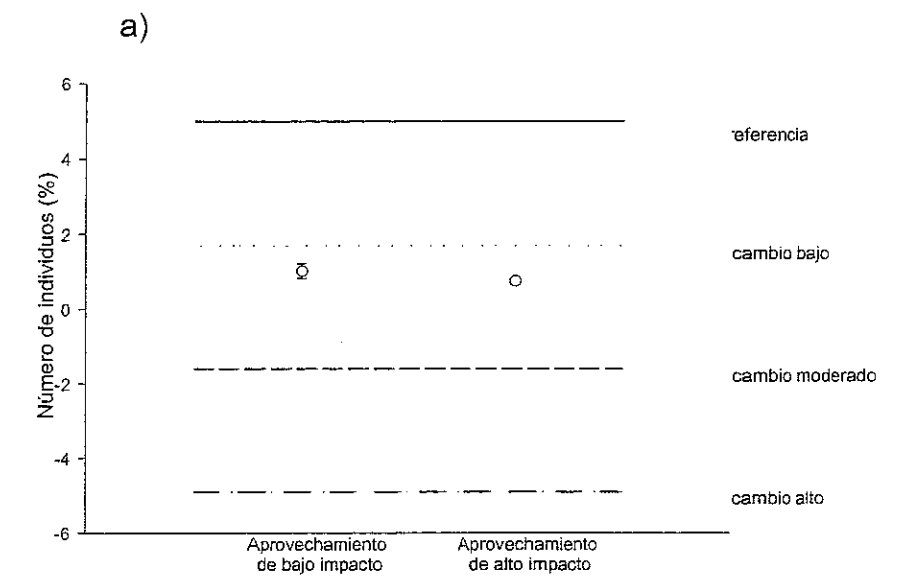
En los bosques manejados se encontró que del total de especies de mariposas observadas, un 58% de las especies presentes pertenecían al gremio de mariposas características de hábitat abierto o perturbado (el BR presentó un 33%). Mientras que el gremio que más predominó en el bosque de referencia, fue el característico de hábitat poco perturbado con un 37% del total de especies observadas (el ABI presentó para este gremio tan solo un 8% y el AAI presentó un 6%). Esto demuestra, que de alguna forma el manejo afecta la comunidad de mariposas, específicamente por la respuesta en estos dos gremios. La respuesta de la comunidad de mariposas a los disturbios es evidenciado también en los resultados obtenidos por Ordoñez (2003) y Aguilar (1999) en bosques bajo regímenes de manejo.

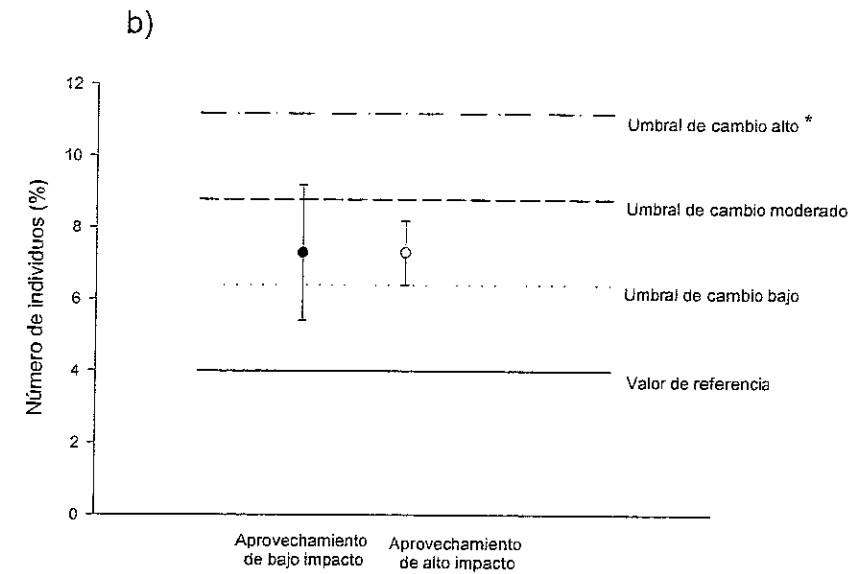
Con base en los promedios de la abundancia porcentual de estos dos gremios se establecieron los umbrales de cambio. Para el gremio de mariposas características de hábitats no perturbados se determinaron umbrales de cambio hacia abajo del promedio en el bosque de referencia (Figura 7a). Debido a que se espera, que las actividades del aprovechamiento disminuyan la presencia de estas mariposas, por la cantidad de hábitats heterogéneos que se forman luego de la intervención. Los umbrales para el gremio característico de sitios abiertos o hábitats perturbados, fueron

establecidos hacia arriba del valor promedio del bosque de referencia, ya que se espera un nivel máximo de mariposas pertenecientes a este gremio (Anexo 4, Figura 7b).

Por otro lado, debido a que el gremio de mariposas pertenecientes a hábitats perturbados, fue bastante variable ($s=2.4$, $cv\%=60$) y por tanto de baja sensibilidad, el valor del activador se estableció en el umbral de cambio alto (Figura 7b). De esta forma, los promedios para la abundancia porcentual en el gremio de mariposas pertenecientes a hábitat perturbado en los bosques manejados se encuentran por encima del umbral de cambio bajo. Esto nos indica que el manejo pudo haber causado un aumento en la proporción de este gremio de mariposas para los dos bosques (Figura 7b). Sin embargo, en los dos bosques manejados, las barras del error no sobrepasan el punto de activación (seleccionado en el umbral de cambio alto, UCA), indicando que el aumento en la proporción de especies para este gremio está dentro de límites aceptables y no se requiere acciones en el plan de manejo.

Figura 7. Umbrales de cambio para el grupo indicador de perturbación en bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua. a) Porcentaje de mariposas característico de hábitat no perturbado, b) porcentaje de mariposas característico de sitios perturbados. * corresponde al umbral de cambio seleccionado como activador.





Finalmente, es importante comentar que posterior a algún tipo de aprovechamiento o alteración realizada por el hombre que modifique el hábitat, se esperaría un aumento en la abundancia de especies de mariposas características de hábitat perturbado. Esta hipótesis, de que el bosque alterado brinda un mosaico de microhábitats, atrayendo mariposas del margen del bosque, de especies que prefieren el bosque bien iluminado y mariposas del dosel entre otras, es reforzado por el estudio de Kremen (1992), el cual documenta que las áreas de mayor diversidad floral y de lepidópteros corresponden con los sitios más soleados y alterados. Sin embargo, a medida que pase el tiempo y se recupera el bosque, se esperará la situación inversa: un aumento en la abundancia de especies características de hábitats no perturbados y disminución en especies propias de sitios abiertos, lo cual sería importante de monitorear a través del tiempo.

4. CONCLUSIONES

En general, los datos que se presentan en el Cuadro 2, muestran que a partir de los indicadores de estructura del bosque, como del grupo indicador de perturbación, se logra obtener una idea clara de los impactos provocados por el manejo. Ambos indicadores (estructura del rodal y grupos indicadores de perturbación) mostraron que el nivel de impacto causado por las dos intensidades de aprovechamiento son aceptables, desde el punto de vista de la integridad ecológica del bosque, y que no se requiere acciones en los planes de manejo para las dos áreas aprovechadas.

El enfoque estadístico, que propone el uso de umbrales de cambio y activadores, que indiquen la necesidad de ajustes en el manejo, resultó bastante útil. Sin embargo, para indicadores como el porcentaje de cobertura en los estratos superiores del bosque, la densidad de palmas y el gremio de mariposas características de hábitats no perturbados, el uso de los desvíos estándar para la determinación de umbrales de cambio se convirtió en un factor excluyente. Debido a que por su naturaleza, estos indicadores presentaron una variación natural alta. La cobertura vegetal del bosque presentó coeficientes de variación entre el 80 y 180 % para los estrados de 20 a 30 metros y mayores a 30, la abundancia de palmas presentó una variación alta ($cv\%=82$) no relacionada a la intervención y el gremio de mariposas características de hábitat no perturbados presento un coeficiente de variación del 66%. De esta forma es claro que aspectos como la variación natural y la sensibilidad de medición que presentan algunos indicadores son claves para la determinación y uso de este enfoque, y que por tanto es posible que no pueda ser aplicado en todos.

Finalmente, es importante recalcar que iniciar el muestreo de cada indicador en el área de referencia, y evaluar los umbrales, es clave porque detecta aquellos indicadores que por su variabilidad no pueden ser usados. Sin embargo, el peso para este enfoque está dado en las características que presenta el área de referencia, y por tanto la selección y/o identificación de ésta es importante, debido a que existe la posibilidad de que no sea estrictamente comparable como un área de bosque no perturbado y que por tanto se estén tomando decisiones equivocadas. Esto resalta la importancia que representa tener los datos de pre-aprovechamiento.

Cuadro 2. Síntesis general de los impactos del manejo y Valores promedio con el desvío estándar para cada indicador en los tres bosques evaluados (bosque de referencia BR, Bosque bajo aprovechamiento de bajo impacto ABI y bosque bajo aprovechamiento de alto impacto AAI).

| Indicador | Valor promedio en el BR | Valor promedio en el ABI | Valor promedio en el AAI | Impacto de manejo | |
|--|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------|-------------|
| | | | | ABI | AAI |
| Número de árboles por hectárea | 525 ± 131 | 418 ± 110 | 546 ± 170 | Si * | No |
| Área basal por Hectárea | 25.9 ± 10 | 24.1 ± 11 | 24.6 ± 10 | No | No |
| Apertura del dosel en el sotobosque | 1.9 ± 0.8 | 2.3 ± 1.8 | 2.9 ± 2.4 | No | No |
| Cobertura vegetal en el estrato de 0-2m | 1.4 ± 0.7 | 1.6 ± 0.7 | 1.8 ± 0.8 | No | No |
| Cobertura vegetal en el estrato de 2-9m | 1.8 ± 0.7 | 1.9 ± 0.9 | 1.6 ± 0.8 | No | No |
| Cobertura vegetal en el estrato de 9-20m | 1.7 ± 0.7 | 1.3 ± 0.7 | 1.4 ± 0.8 | No | No |
| Cobertura vegetal en el estrato de 20-30m | 0.8 ± 0.7 | 0.7 ± 0.7 | 0.6 ± 0.7 | No Aplicado | No Aplicado |
| Cobertura vegetal en el estrato > 30m | 0.3 ± 0.5 | 0.2 ± 0.4 | 0.2 ± 0.5 | No Aplicado | No Aplicado |
| Abundancia de palmas por hectárea | 75 ± | 67 ± | 141 ± | No Aplicado | No Aplicado |
| Abundancia porcentual del gremio de mariposas de hábitat no perturbado | 5 ± 3.3 | 1 ± 0.5 | 1 ± 0.4 | No Aplicado | No Aplicado |
| Abundancia porcentual del gremio de mariposas de hábitat abiertos | 4 ± 2.4 | 7 ± 5.1 | 7 ± 2.5 | No | No |

*Aunque el impacto es inaceptable, se considera que éste se debe a cambios provocados antes del aprovechamiento, ver Ordoñez 2003.

5. BIBLIOGRAFIA

- Aguilar, N.A. 1999. Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores. Tesis M.Sc., Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, Turrialba, Costa Rica, 74 p.
- Beccaloni, G.W., Gaston, K.J., 1995. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. In: *Biological Conservation*. 71: 77-86.
- Clark, DA; Clark, DB; Sandoval RM and Castro MC. 1995. Edaphic and human effects on Landscape-Scale distribution of tropical rain forest palm. In: *Ecology*, 76(8): 2581-2594.
- Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121:159-176.
- Finegan, B.; Delgado, Hayes, J.; L.D.; Gretzinger, S. 2004. El monitoreo ecológico como herramienta de manejo forestal sostenible: consideraciones básicas y una propuesta metodológica, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación certificados dentro del marco del FSC.
- FSC. (FOREST STEWARDSHIP COUNCIL). 2000. Principios y Criterios para el manejo Forestal. Documento No. 1.2. http://www.fscoax.org/html/1-2_esp.html.
- Ghazoul, J. and Hellier, G. 1999 Responses of selected ecological indicators, from the CIFOR Ecological Criteria and Indicator set, to natural and anthropogenic disturbances: implications for setting critical time thresholds for forest recovery. 91 p.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. In: *Ecological applications*. 2(2). 203- 17.
- Kremen, C. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. In: *Ecological Applications* 4(3): 407 - 422.
- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. In: *Forest ecology and management*. 115 (1999) 135 - 146 p.
- Ordoñez, Y.O. 2003. Efectos de dos intensidades de aprovechamiento en la estructura y composición del rodal y en las características de la comunidad de mariposas en un bosque húmedo tropical de la Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN) - Nicaragua.

- Pearson, D.L., Cassola, F. 1992. World-Wide Species Richness Patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and conservation Studies. In: Conservation Biology. (6)3 376-391.
- Pérez, M. 2000. Composición y diversidad de los bosques de la región autónoma del Atlántico Norte Nicaragüense: una base para el manejo sostenible. Tesis MSc. CATIE. Costa Rica.
- Pielou, E. 1995. Biodiversity versus old-style diversity: measuring biodiversity for conservation. In: Boyle, T.J., Boontawee B. (eds). Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests. Center for International Forestry Research (CIFOR), Indonesia. 395 p.
- PRADA S.A. 2002.a. Plan general de manejo de la finca "El Casca". Región Autónoma del Atlántico Norte. Rosita, Nicaragua, PRADA S.A.
- PRADA S.A. 2002.b. Plan general de manejo Layasiksa. Región Autónoma del Atlántico Norte. Rosita, Nicaragua, PRADA S.A.
- Spitzer, K.; Jaros, J.; Havelka, J. and Leps J. 1997. Effect of Small-Scale Disturbance on Butterfly Communities of an Indochinese Montane Rainforest. In: Biological Conservation 80: 9-15.
- Thiollay, J.M. 1992. Influence of selective Logging on Bird Species Diversity in a Guianan Rain Forest. In: Conservation Biology. (6)1: 47-63.
- Thomas, C.D. 1991. Habitat Use and Geographic Ranges of Butterflies from the Wet Lowlands of Costa Rica. Biological Conservation 55: 269 - 281 p.

ANEXOS

ANEXO 1. Lista de especies aprovechadas y diámetro mínimo de corta propuesto en los planes de manejo para Cascal y Layasiksa 2002.

| # | Nombre común | Nombre científico | Diámetro mínimo de Corta (DMC) |
|----|-----------------------|-----------------------------------|--------------------------------|
| 1 | Areno | Homalium racemosum | 40 |
| 2 | Cedro macho | Carapa guianensis | 50 |
| 3 | Cedro real | Cedrela odorata | 50 |
| 4 | Ceiba | Ceiba pentandra | 50 |
| 5 | Caoba | Swietenia macrophylla | 50 |
| 6 | Coyote | Platymiscium pleiostachyum | 40 |
| 7 | Cortez | Tabebuia guayacan | 40 |
| 8 | Guayabo blanco | Terminalia bucidiodes | 40 |
| 9 | Guayabo negro | Termonalia amazonia | 40 |
| 10 | Granadillo | Dalbergia tucurensis | 40 |
| 11 | Jobo | Spondias mombin | 50 |
| 12 | Kerosén | Tetragastris panamensis | 40 |
| 13 | Muñeco(Laurel blanco) | Cordia bicolor | 40 |
| 14 | Leche de maría | Symphonia globulifera | 40 |
| 15 | Palo de agua | Vochysia hondurensis | 50 |
| 16 | Sangregrado | Peterocarpus officinalis | 50 |
| 17 | María | Calophyllum brasiliense var.rekoi | 40 |
| 18 | Mora | Chlorophora tinctoria | 40 |
| 19 | Nanciton | Hyeronima alchorneoides | 50 |
| 20 | Nispero | Manilkara zapota | 40 |
| 21 | Sebo | Virola sebifera | 40 |
| 22 | Roble | Tabebuia rosea | 40 |
| 23 | Almendra | Mosquitoxylum jamaicense | 40 |
| 24 | Ojoche | Brosimum alicastrum | 40 |

Nota: Estos diámetros de corta son los que aparecen en las normas técnicas y administrativas vigentes. Pero en los planes de manejo forestal el diámetro mínimo de corta estuvo fijado en 50cm.

ANEXO 2. Lista de Especies observadas en los tres bosques y clasificadas por tipo de Hábitat característico por Finegan y Ordoñez. Tesis de Maestría (2003).

| No. | FAMILIA | Especie | Tipo de Hábitat característico | Clasificación por tipo de hábitat * |
|-----|---------------|----------------------------------|--|-------------------------------------|
| 1 | NYMPHALINAE | Adelpha basiloides | Todo tipo de hábitat, común en Bordes, áreas abiertas o disturbadas. | 4 |
| 2 | NYMPHALINAE | Adelpha cocala lorzae | Bordes, claros, áreas abiertas o disturbadas, Doseles. | 4 |
| 3 | NYMPHALINAE | Adelpha cytherea marcia | Bordes y claros del bosque. | 4 |
| 4 | NYMPHALINAE | Adelpha iphiclus | Bordes, sitios disturbados por el hombre. | 4 |
| 5 | NYMPHALINAE | Adelpha sp | Bordes, claros grandes. | 4 |
| 6 | NYMPHALINAE | Anartia fatima | Todo tipo de hábitat disturbado, áreas abiertas, pastizales. | 4 |
| 7 | MORPHINAE | Antirreha miltiades | Bosque lluvioso pantanoso. Cerca y en suelo. Zonas con sombra. | 2 |
| 8 | MORPHINAE | Antirreha tomasia | Zonas de sotobosque sombreado, en el suelo o muy cerca de él. | 2 |
| 9 | PIERIDAE | Appias drusilla | Áreas abiertas, de crecimiento reciente, bordes. | 4 |
| 10 | CHARAXINAE | Archaeopreona meander ampimachus | Claros de luz y en el subdoseles. | 1 |
| 11 | PAPILOIONIDAE | Baltus belus varus | Bosques húmedos. Sotobosque con claros de luz. | 3 |
| 12 | MORPHINAE | Caerois gerdrudtus | Sotobosque sombreado, cerca del suelo. | 2 |
| 13 | BRASSOLINAE | Caligo atreus dionysos | Sitios con sombra y sotobosque abierto. | 2 |
| 14 | BRASSOLINAE | Caligo illioneus oberon | Bosque lluvioso, sitios sombreados. | 2 |
| 15 | BRASSOLINAE | Caligo memnon memnon | Sotobosque con sombra. | 2 |
| 16 | BRASSOLINAE | Catoblepia orgetorix championi | Bosque primario. Sotobosque con buena Sombra. | 2 |
| 17 | SATYRINAE | Cissia confusa | Sotobosque sombreado. | 2 |
| 18 | SATYRINAE | Cissia gigas | Sotobosque abierto, cerca del suelo. | 1 |
| 19 | SATYRINAE | Cissia sp gulhare | Bosque primarios. Áreas de sotobosque con sombra. | 2 |

| | | | | |
|----|--------------|-------------------------------|--|---|
| 20 | SATYRINAE | Cissia hesione | Todo tipo de bosques, bordes, sotobosque abierto. | 1 |
| 21 | SATYRINAE | Cissia libye | Todo tipo de hábitat. Bosques secundarios. bordes y áreas abiertas | 4 |
| 22 | SATYRINAE | Cissia metaleuca | Sotobosque abierto. | 1 |
| 23 | SATYRINAE | Cissia sp | Sotobosques con claros de luz. | 1 |
| 24 | SATYRINAE | Cithaerias menander | Sotobosque con buena sombra. | 2 |
| 25 | NYMPHALINAE | Colobura dirce | Desde el sotobosque hasta el dosel. | 3 |
| 26 | SATYRINAE | Chloreuptychia arnaea | Sotobosque iluminado, corredores de vuelo dentro del bosque. | 1 |
| 27 | HELICONIINAE | Dryas iulia | Áreas abiertas, dosel del bosque y bordes. | 4 |
| 28 | HELICONIINAE | Eueides aliphera | Áreas abiertas, bordes o dosel del bosque. | 4 |
| 29 | HELICONIINAE | Eueides isabella | Bordes, claros de luz, áreas abiertas, áreas con vegetación secundaria en crecimiento. | 4 |
| 30 | HELICONIINAE | Eueides lybia Olympia | Bordes, claros del bosque. vuelan desde el sotobosque hasta el dosel. | 4 |
| 31 | NYMPHALINAE | Eunica excelsa | Dosel y subdosel, en claros de luz. | 3 |
| 32 | NYMPHALINAE | Eunica mira | Claros de luz desde el sotobosque hasta el dosel. | 3 |
| 33 | PAPILIONIDAE | Eurytides branchus | Bordes, claros de luz. | 4 |
| 34 | HELICONIINAE | Heliconius cydno chioneus | Claros, Senderos y zonas de sotobosque abierto. | 5 |
| 35 | HELICONIINAE | Heliconius charitonius | Bosques secundarios. Bordes, áreas disturbadas. | 4 |
| 36 | HELICONIINAE | Heliconius doris | Bordes, claros y el dosel. | 4 |
| 37 | HELICONIINAE | Heliconius erato petiverana | Bosques secundarios. Áreas disturbadas, bordes, sitios de claros grandes. | 4 |
| 38 | HELICONIINAE | Heliconius hecale zuleika | Sotobosque y subdosel, bordes de claros grandes. | 4 |
| 39 | HELICONIINAE | Heliconius hecalesia formosus | Vuelan en el sotobosque con claros de luz grandes. | 4 |
| 40 | HELICONIINAE | Heliconius ismenius telchinia | Bosque húmedo. Bordes y claros de luz. | 4 |
| 41 | HELICONIINAE | Heliconius melpomene rosina | Sotobosque, claros de luz. | 1 |
| 42 | HELICONIINAE | Heliconius sara fulgidus | Bordes de bosque, vegetación | 4 |

| | | | | |
|----|--------------|----------------------------------|---|-----|
| | | | secundaria, áreas abiertas. | |
| 43 | ITHOMIINAE | Hyposcada virginiana evanides | Zonas de sotobosque sombreado. claros de luz. | 1 |
| 44 | DANAINAE | Lycorea cleobaea atergatis | Bordes del bosque, claros grandes. | 4 |
| 45 | NYMPHALINAE | Marpesia merops | A lo largo de ríos, charcos o depósitos de agua. Claros. | 3 |
| 46 | ITHOMIINAE | Mechanitis lysimnia dorysus | Se encuentran en todo tipo de hábitat, desde Sitios sombreados hasta claros de luz. | 5 |
| 47 | ITHOMIINAE | Mechanitis polymnia isthmia | Todo tipo de hábitats. | 5 |
| 48 | SATYRINAE | Megeuptychia antonoe | Más común en el dosel, en sotobosque abierto. | 1 |
| 49 | MORPHINAE | Morpho amathonte | Bosque lluvioso, sitios de claros con Buena luz. | 3 |
| 50 | MORPHINAE | Morpho cypris | Áreas no disturbadas. Dosel del bosque | 3 |
| 51 | MORPHINAE | Morpho granadensis polybaptus | Sotobosque con claros de luz. Bordes, claros grandes. | 1-4 |
| 52 | MORPHINAE | Morpho peleides limpida | Sotobosque con claros de luz. Bordes, claros grandes. | 1-4 |
| 53 | MORPHINAE | Morpho sp | Sotobosque con claros de luz. Bordes, claros grandes. | 1-4 |
| 54 | ITHOMIINAE | Oleria paula | Sotobosque con buena sombra, ocasionalmente en bordes. | 2 |
| 55 | PAPILIONIDAE | Papilio cresphontes | Bordes, áreas abiertas. Bosques secundarios | 4 |
| 56 | PAPILIONIDAE | Papilio thoas nealces | Bosque lluvioso. Bordes o áreas abiertas. | 4 |
| 57 | PAPILIONIDAE | Parides arcas mylotes | Sotobosques con claros de luz. | 1 |
| 58 | PAPILIONIDAE | Parides chiidrenae childrenae | Sotobosque con claros de luz. | 1 |
| 59 | PAPILIONIDAE | Parides iphidamas iphidamas | Bordes, sotobosque con claros de luz. | 1 |
| 60 | PAPILIONIDAE | Parides lycimenes lycimenes | Sotobosque con claros de luz. | 1 |
| 61 | PAPILIONIDAE | Parides sesostris zestos | Bordes, sotobosque con claros de luz. | 1 |
| 62 | PAPILIONIDAE | Parides sp | Sotobosque con claros de luz. | 1 |
| 63 | HELICONIINAE | Philaethria dido | Sobre el dosel del bosque, sitios con buena luz. | 3 |
| 64 | PIERIDAE | Phoebis argante | Muy común en áreas abiertas o disturbadas. Dosel del bosque y claros grandes. | 4 |

| | | | | |
|----|-----------|---------------------------------|--|---|
| 65 | PIERIDAE | Phoebis sp | Dosel del bosque, bordes y claros de luz grandes. | 4 |
| 66 | PIERIDAE | Phoebis trite | Dosel del bosque, bordes y claros de luz. | 4 |
| 67 | SATYRINAE | Pierella helvetia incanescens | Sotobosque con buena sombra. | 2 |
| 68 | SATYRINAE | Pierella luna luna | Bosques húmedos. Cerca del suelo en sitios sombreados. | 2 |
| 69 | SATYRINAE | Taygetis mermeria excavata | Sotobosque sombreado. Sobre el suelo, o cerca de el. | 2 |
| 70 | SATYRINAE | Taygetis penelea | Bosques bajos. Sotobosque sombreados. | 2 |
| 71 | SATYRINAE | Taygetis virgilia rufomarginata | Bosque primarios, sotobosque sombreado. | 2 |

* Tipos de Hábitat

- 1: Sotobosque abierto
- 2: Sotobosque sombreado
- 3: Dosel y Claros
- 4: Bordes, claros grandes y áreas disturbadas
- 5: Generalistas (Todo tipo de hábitat)

ANEXO 3. Abundancia de especies de mariposas en los tres bosques evaluados.
Para más detalle véase en el texto.

| No. | ESPECIE | ABI | AAI | BR |
|-----|----------------------------------|-----|-----|----|
| 1 | Adelpha basiloides | 3 | 1 | 0 |
| 2 | Adelpha cocala lorzae | 0 | 13 | 0 |
| 3 | Adelpha cytherea marcia | 3 | 21 | 0 |
| 4 | Adelpha iphiclus | 3 | 3 | 0 |
| 5 | Adelpha sp | 4 | 15 | 0 |
| 6 | Anartia fatima | 0 | 3 | 1 |
| 7 | Antirreha miltiades | 3 | 2 | 4 |
| 8 | Antirreha tomasia | 2 | 0 | 0 |
| 9 | Appias drusilla | 16 | 31 | 8 |
| 10 | Archaeopreona meander ampimachus | 0 | 0 | 1 |
| 11 | Baltus belus varus | 0 | 0 | 2 |
| 12 | Caerois gerdrutus | 0 | 5 | 0 |
| 13 | Caligo atreus dionysos | 1 | 3 | 5 |
| 14 | Caligo illioneus oberon | 1 | 2 | 0 |
| 15 | Caligo memnon memnon | 0 | 0 | 3 |
| 16 | Catoblepia orgetorix championi | 0 | 0 | 4 |
| 17 | Chloreuptychia arnaea | 0 | 2 | 0 |
| 18 | Cissia confusa | 1 | 2 | 2 |
| 19 | Cissia gigas | 0 | 0 | 1 |
| 20 | Cissia gulnare | 0 | 0 | 9 |
| 21 | Cissia hesione | 1 | 1 | 0 |
| 22 | Cissia libye | 2 | 6 | 2 |
| 23 | Cissia metaleuca | 1 | 3 | 3 |
| 24 | Cissia sp | 7 | 14 | 9 |
| 25 | Cithaerias menander | 3 | 0 | 10 |
| 26 | Colobura dirce | 6 | 3 | 1 |
| 27 | Dryas iulia | 49 | 93 | 16 |
| 28 | Eueides aliphera | 18 | 65 | 8 |
| 29 | Eueides isabella | 5 | 10 | 0 |
| 30 | Eueides lybia olympia | 0 | 7 | 2 |
| 31 | Eunica excelsa | 0 | 1 | 0 |
| 32 | Eunica mira | 6 | 21 | 9 |
| 33 | Eurytides branchus | 1 | 0 | 0 |
| 34 | Heliconius charitonius | 0 | 10 | 0 |
| 35 | Heliconius cydno chioneus | 19 | 38 | 12 |
| 36 | Heliconius doris | 10 | 18 | 11 |
| 37 | Heliconius erato petiverana | 22 | 11 | 0 |
| 38 | Heliconius hecale zuleika | 14 | 12 | 1 |
| 39 | Heliconius hecalesia formosus | 0 | 7 | 2 |
| 40 | Heliconius ismenius telchin | 1 | 0 | 0 |
| 41 | Heliconius melpomene rosina | 17 | 26 | 6 |
| 42 | Heliconius sara fulgidus | 3 | 14 | 3 |
| 43 | Hyposcada virginiana evanid | 0 | 1 | 0 |
| 44 | Lycorea cleobaea atergatis | 0 | 4 | 0 |

| | | | | |
|-------------|--|-----|-----|-----|
| 45 | <i>Marpesia merops</i> | 16 | 12 | 1 |
| 46 | <i>Mechanitis lysimnia doryssu</i> | 0 | 13 | 0 |
| 47 | <i>Mechanitis polymnia isthmia</i> | 4 | 13 | 0 |
| 48 | <i>Megeuptychia antonoe</i> | 0 | 1 | 0 |
| 49 | <i>Morpho amathonte</i> | 7 | 3 | 0 |
| 50 | <i>Morpho cypris</i> | 1 | 0 | 0 |
| 51 | <i>Morpho granadensis polybaptus</i> | 2 | 19 | 1 |
| 52 | <i>Morpho peleides limpida</i> | 13 | 15 | 0 |
| 53 | <i>Morpho sp</i> | 1 | 2 | 2 |
| 54 | <i>Oleria paula</i> | 0 | 0 | 1 |
| 55 | <i>Papilio cresphontes</i> | 4 | 0 | 0 |
| 56 | <i>Papilio thoas nealces</i> | 2 | 14 | 0 |
| 57 | <i>Parides arcas mylotes</i> | 4 | 3 | 0 |
| 58 | <i>Parides childrenae children</i> | 1 | 4 | 0 |
| 59 | <i>Parides iphidamas iphidamas</i> | 5 | 36 | 1 |
| 60 | <i>Parides lycimenes lycimenes</i> | 6 | 11 | 0 |
| 61 | <i>Parides sesostris zestos</i> | 1 | 3 | 0 |
| 62 | <i>Parides sp</i> | 10 | 13 | 2 |
| 63 | <i>Philaethria dido</i> | 8 | 27 | 7 |
| 64 | <i>Phoebis argante</i> | 4 | 12 | 0 |
| 65 | <i>Phoebis sp</i> | 19 | 57 | 3 |
| 66 | <i>Phoebis trite</i> | 54 | 41 | 7 |
| 67 | <i>Pierella helvetia incanescens</i> | 13 | 11 | 21 |
| 68 | <i>Pierella luna luna</i> | 3 | 12 | 0 |
| 69 | <i>Taygetis mermeria excavata</i> | 0 | 0 | 3 |
| 70 | <i>Taygetis penelea</i> | 3 | 3 | 2 |
| 71 | <i>Taygetis virgilia rufomarginata</i> | 3 | 8 | 9 |
| <hr/> Total | | 406 | 801 | 195 |

ANEXO 4. Valores promedio en el área de referencia para cada uno de los indicadores de estructura y composición de rodales y grupos de especies indicadoras de perturbación, desvíos estándar y umbrales de cambio establecidos.

| Indicador | Valores Promedios | S (\pm) | Valor umbral de cambio bajo | Valor umbral de cambio moderado | Valor umbral de cambio alto |
|--|-------------------|-------------|-----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Número de árboles Por hectárea | 525 | 129.6 | 395 | 266 | 136 |
| Área basal por hectárea | 25.9 | 10.49 | 15.4 | 4.9 | -5.6 |
| Apertura del dosel | 1.9 | 0.81 | 2.7 | 3.5 | 4.3 |
| Cobertura vegetal en el estrato de 0-2m | 1.4 | 0.73 | 2.1 | 2.9 | 3.6 |
| Cobertura vegetal en el estrato de 2-9m | 1.8 | 0.70 | 2.5 | 3.2 | 3.9 |
| Cobertura vegetal en el estrato de 9-20m | 1.7 | 0.73 | 1.0 | 0.2 | -0.5 |
| Cobertura vegetal en el estrato de 20-30m | 0.8 | 0.66 | 0.1 | -0.5 | -1.2 |
| Cobertura vegetal en el estrato > 30m | 0.3 | 0.53 | -0.2 | -0.8 | -1.3 |
| Abundancia de palmas por hectárea | 75 | 61.5 | 136 | 198 | 259 |
| Abundancia porcentual del gremio de mariposas de hábitat abiertos | 5 | 3.3 | 1.7 | -1.6 | -4.9 |
| Abundancia porcentual del gremio de mariposas de hábitat no perturbado | 4 | 2.4 | 6.4 | 8.8 | 11.2 |