

Monitoreo ecológico en bosques húmedos tropicales certificados en la RAAN, Nicaragua. Evaluación del impacto ecológico del manejo forestal¹

Yadid Ordóñez

yordonez@catie.ac.cr

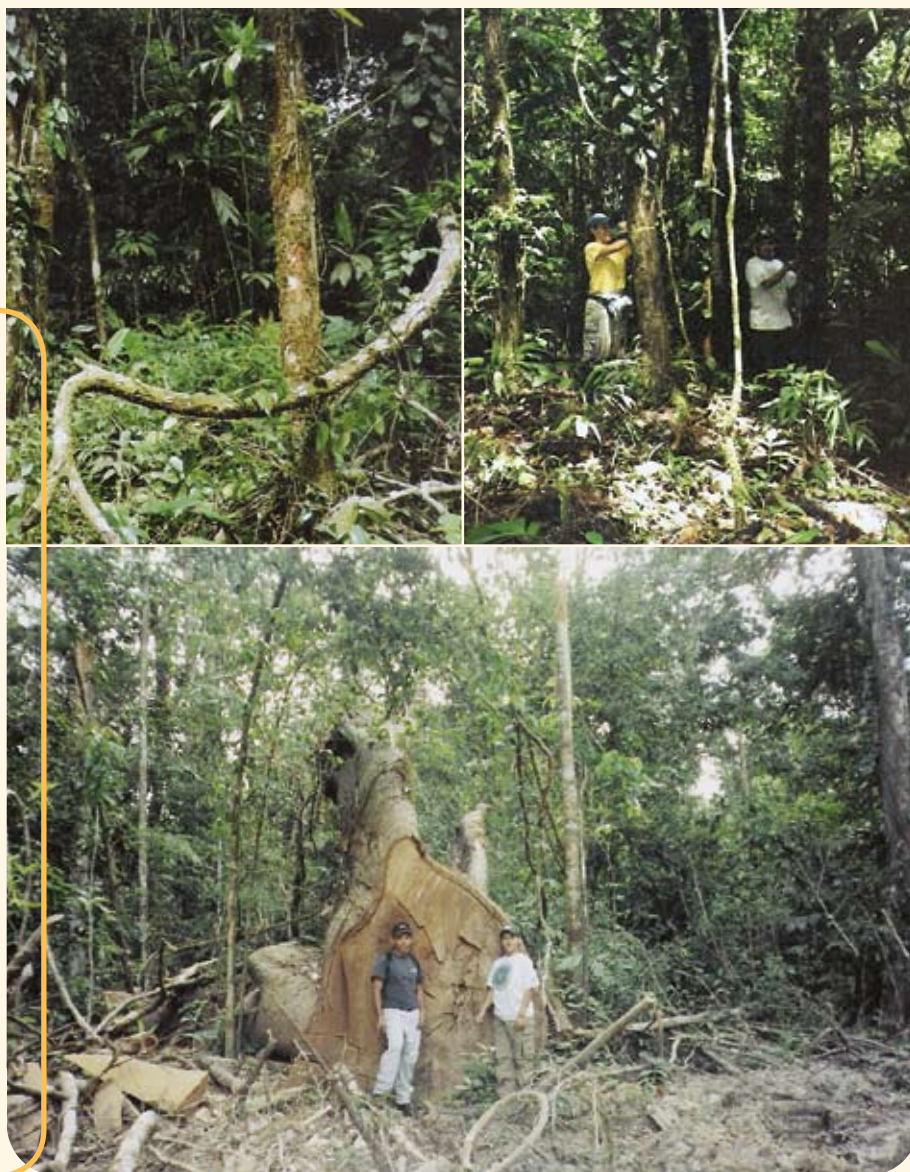
Diego Delgado

ddelgado@catie.ac.cr

Bryan Finegan

bfinegan@catie.ac.cr

Actualmente no existe un nexo claro entre el monitoreo ecológico y los planes de manejo. Esto ha llevado a que los manejadores del bosque no cumplan con el objetivo principal del monitoreo dentro del contexto del manejo adaptativo: determinar la influencia de las actividades de manejo en los atributos ecológicos del bosque y, a partir de ello, modificar los enfoques del plan de manejo y contribuir a la sostenibilidad del proceso.



Fotos: Yadid Ordóñez.

¹ Basado en Ordóñez, YO. 2003. Validación de indicadores ecológicos para la evaluación de la sostenibilidad en bosques bajo manejo forestal en el trópico húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 74 p.

Resumen

Se evaluó el impacto ecológico de las operaciones de manejo forestal en dos bosques húmedos de tierras bajas certificados en la RAAN, Nicaragua, sometidos a dos diferentes regímenes de intervención, uno con aprovechamiento de baja intensidad (ABI, 8,9 m³/ha), y otro más intensamente aprovechado (AAI, 17,6 m³/ha). El estudio se realizó tres meses y un año después del aprovechamiento en el caso del ABI y el AAI, respectivamente. El propósito del mismo fue evaluar procedimientos descritos en una Guía de Monitoreo diseñada para apoyar los esfuerzos de certificación y buen manejo forestal en bosques de Mesoamérica.

Se midió la respuesta de indicadores de filtro grueso (estructura y composición del rodal) y filtro fino (composición de la comunidad de mariposas) en los bosques manejados y se comparó con los resultados obtenidos en un bosque de referencia sin perturbaciones recientes. Mediante los procedimientos descritos en la Guía se estableció que para las variables estructurales (número de árboles ≥ 10 cm dap, área basal, apertura del dosel y cobertura de la vegetación en estratos de poca altura) únicamente el número de árboles tuvo un grado de cambio inaceptable en el ABI. La abundancia de mariposas propias de hábitats perturbados alcanzó en ambos bosques valores inaceptables. Indicadores como densidad de palmas, cobertura de vegetación en estratos de >20 m y abundancia de mariposas de hábitats no perturbados no pudieron ser analizados bajo el enfoque de la Guía debido a que los datos del bosque de referencia presentaron una variabilidad muy alta.

Este estudio fue diseñado para validar un enfoque de monitoreo, no para evaluar la sostenibilidad del manejo en los sitios donde el trabajo de campo fue realizado. Dentro de un contexto operacional, se estableció que las evaluaciones deben ser hechas durante los 3-5 años después de la cosecha de madera. Los resultados también muestran que los programas de monitoreo deben desarrollarse a partir del conocimiento de la variabilidad específica de los indicadores en los sitios de trabajo y que la disponibilidad de un área de referencia adecuada para comparaciones constituye un elemento fundamental.

Palabras claves: Manejo forestal; bosque tropical húmedo; certificación forestal; monitoreo; impacto ambiental; indicadores de biodiversidad; Nicaragua.

Summary

Ecological monitoring of Certified Tropical Humid Forests at the RAAN, Nicaragua; evaluation of ecological forest management impact.

The ecological impacts of forest management operations were evaluated in two certified lowland rain forests of the RAAN, Nicaragua, subjected to two different intervention regimes: low intensity harvesting (ABI, harvesting an average 8,9 m³/ha), and the other more intensively harvested (AAI, 17,6 m³/ha). This study was conducted three months and one year after wood harvest for the ABI and AAI, respectively. The study was carried out to evaluate procedures described in a Monitoring Guide designed to support good forest management and forest certification in Mesoamerican forests.

Coarse (stand structure and composition) and fine (butterfly community composition) filter indicators were measured in the managed forests and the information was compared to results obtained in a reference forest showing no recent disturbance.

Applying procedures described in the Guide, it was determined that for structural variables (number of trees ≥ 10 cm dbh, basal area, canopy openness and vegetation cover in low height strata), only tree numbers showed a degree of change considered unacceptable, this in the ABI. The abundance of butterflies belonging to the guild typical of areas reached unacceptable values in both forests.

Indicators such as palm density, vegetation cover in >20 m height strata and the abundance of butterflies of undisturbed habitats could not be analyzed using the Guide's approach because the reference forest data presented very high variability.

This study was designed to validate a monitoring approach, not to evaluate the sustainability of management at the sites where fieldwork was carried out, and in an operational context, the evaluations would be carried out 3-5 years following the timber harvests. The results show that individual monitoring programmes must be developed on the basis of knowledge of the site-specific variability of indicators, and that the availability of a reference area genuinely comparable with the managed areas is a crucial point.

Keywords: Forest management; humid tropical forest; forest certification; monitoring; environmental impact; biodiversity indicators; Nicaragua.

Introducción

La certificación forestal que lidera el Forest Stewardship Council (FSC) en Latinoamérica reconoce, en su Principio 8, la importancia del monitoreo en el manejo adaptativo. El monitoreo, definido como el proceso de recolección de información usada para mejorar el manejo del bosque, hace posible el aprendizaje por medio de la determinación de la ocurrencia, tamaño, dirección e *importancia* de los cambios que se dan en el bosque como resultado de la ejecución de acciones de manejo. A partir de este aprendizaje se pueden tomar medidas correctivas para favorecer la sostenibilidad de la producción y la conservación.

Como parte de la creciente preocupación por la conservación de los recursos naturales y el desarrollo sostenible, el FSC promueve, además, el concepto de bosques con alto valor para la conservación (BAVC) (<http://www.fsc.org>). Estos bosques constituyen ecosistemas que poseen atributos ecológicos, económicos y sociales especiales que es importante mantener o incrementar. Algunos BAVC a menudo se encuentran bajo regímenes de manejo, por lo que debe evaluarse el impacto de tales acciones para ver si están ocasionando cambios relevantes en los valores de los atributos especiales y, a partir de ello, ajustar las acciones de manejo. Algunos de los altos valores para la conservación (AVC) se relacionan con la biodiversidad (Cuadro 1) y la forma de evaluar el impacto de las operaciones a través del monitoreo ecológico.

Si bien se reconoce la importancia del monitoreo ecológico dentro del proceso de manejo adaptativo de bosques, falta mucho por hacer para que este se convierta en una herramienta útil para el manejo. Por lo general, el monitoreo no tiene objetivos específicos claros, y los informes de certificación solo ofrecen lineamientos muy generales sobre qué elementos monitorear y cómo hacerlo

Cuadro 1.
Atributos ecológicos relacionados con altos valores para la conservación

AVC1	Zonas forestales que cuentan con concentraciones significativas a nivel global, regional o nacional de valores de biodiversidad (p.e. endemismo, especies en peligro, refugios).
AVC2	Áreas de bosque que contienen paisajes significativos a nivel global, nacional o regional, que forman parte de o incluyen a la unidad de manejo, donde existen poblaciones viables de la mayoría –o todas– las especies que ocurren naturalmente con patrones naturales de distribución y abundancia.
AVC3	Áreas de bosque que se ubican en o contienen ecosistemas raros, amenazados o en peligro.

(Finegan *et al.* 2004a). Existen otros inconvenientes para el desarrollo de programas de monitoreo relevantes y prácticos, como la disponibilidad limitada de capital, recurso humano y equipo de que normalmente adolecen los dueños de bosques o las empresas encargadas de manejarlos. Así las cosas, actualmente no existe un nexo claro entre el monitoreo ecológico y los planes de manejo. Esto ha llevado a que los manejadores del bosque no cumplan con el objetivo principal del monitoreo dentro del contexto del manejo adaptativo: determinar la influencia de las actividades de manejo en los atributos ecológicos del bosque y, a partir de ello, modificar los enfoques del plan de manejo y contribuir a la sostenibilidad del proceso. En muchos casos el monitoreo ecológico se convierte en un costo más del manejo, sin beneficio alguno.

Como respuesta a esta situación, WWF Centroamérica junto con la Universidad del Estado de Oregon (OSU) y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), han desarrollado una Guía de Monitoreo (Finegan *et al.* 2004a) que pretende orientar a los manejadores, certificadores y dueños del bosque para la creación e implementación de programas de monitoreo ecológico relevantes y prácticos, con énfasis en BAVC. La Guía está disponible en: <http://www.catie.ac.cr/bancoconocimiento/B/BosquesLibroMonitoreoEcologico/BosquesLibroMonitoreoEcologico.asp>

A partir de esta Guía, Ordóñez (2003) realizó un estudio en bosques húmedos tropicales certificados de la RAAN en Nicaragua, cuyo objetivo

principal fue validar algunos de los procedimientos metodológicos y enfoques propuestos por la Guía para la evaluación de los impactos del manejo forestal sobre indicadores ecológicos claves. Paralelamente, se ejecutó en los mismos sitios un análisis del impacto del monitoreo en el análisis financiero del manejo forestal (Zea 2003). Una síntesis de los resultados del mencionado trabajo se publica en este mismo número de la Revista (Zea *et al.* p. 79). El trabajo que a continuación se presenta muestra los resultados más relevantes del estudio de Ordóñez (2003).

La Guía de Monitoreo Ecológico y los enfoques validados en este estudio

La Guía de Monitoreo establece consideraciones de tipo ecológico, económico y estadístico relacionadas con el diseño e implementación de programas de monitoreo con énfasis en BAVC (Finegan *et al.* 2004a). Como estrategia se proponen dos enfoques: el *enfoque de filtro grueso*, o sea el monitoreo de indicadores de estructura y composición del rodal como medidas indirectas de la biodiversidad, y el *enfoque de filtro fino* que consiste en el monitoreo de la respuesta de grupos de especies o especies individuales indicadoras de perturbación. El primer enfoque se aplica regularmente; el segundo es optativo. Los indicadores han sido escogidos con base en su importancia dentro del contexto de la sostenibilidad del bosque, por el amplio conocimiento ecológico que se tiene de su respuesta a la perturbación

y también por consideraciones de tipo logístico y económico. Tales justificaciones se desarrollan en las secciones 3 y 5 de la Guía.

La Guía establece, además, algunos procedimientos para decidir si los impactos ocasionados al bosque por las intervenciones son aceptables o no. Este es un punto clave ya que si bien se sabe que los bosques son monitoreados con el fin de detectar cambios, su utilidad depende de haber definido con precisión el cambio aceptable –porque es inevitable y aún necesario que el bosque cambie en alguna medida a causa del manejo.

Para resolver este problema, la Guía define límites, o umbrales, entre los cambios aceptables e inaceptables para cada uno de los indicadores a evaluar, de manera que si los cambios van más allá de esos límites, se enciende una señal de alerta para el manejador sobre la necesidad de una respuesta de manejo. Un cierto grado de cambio establecido de antemano como no aceptable activará una respuesta de manejo; es por eso que a esos límites en la Guía se les llama *activadores*.

La estrategia básica que se describe en la Guía para estimar los valores de umbrales se basa en la comparación del cambio en los valores del indicador observado en un área después del manejo y la cantidad de variación que podría esperarse si no hubiera manejo. Para estimar de manera aproximada esa variación se recomienda el uso de sitios de referencia. Para calcular los valores de umbrales se usa información de los sitios de referencia bajo el entendido de que en estos sitios: a) los valores del indicador no reciben una influencia directa o indirecta de las actividades de manejo (puede que este no sea el caso cuando los sitios de referencia se encuentran al lado de las áreas de manejo); y b) los cambios ecológicos y físicos a que están sujetos son parecidos a los de los sitios manejados (puede que

este no sea el caso cuando los sitios de referencia están muy lejos de los manejados, o cuando presentan comunidades ecológicas diferentes).

De entre los posibles enfoques para establecer los valores de umbrales que se describen en la Guía, para el presente trabajo se escogió el enfoque 1; el establecimiento de umbrales a partir de la variación estadística en los sitios de referencia. La explicación completa de los procedimientos se puede encontrar en Finegan *et al.* (2004a y b); en la sección Análisis de datos ofrecemos un breve resumen.

La Guía de Monitoreo establece consideraciones de tipo ecológico, económico y estadístico relacionadas con el diseño e implementación de programas de monitoreo con énfasis en bosques con alto valor para la conservación.

Independientemente de los enfoques propuestos, la escogencia de un valor de umbral en particular para ser usado como activador depende de una variedad de factores interrelacionados, descritos ampliamente en la Guía de Monitoreo. Estos tienen que ver con los objetivos de conservación, la necesidad de precaución, la sensibilidad para la conservación, la sensibilidad de medición y la variación natural. En el Cuadro 2 se presenta un breve resumen de lo que significa cada uno de estos factores y la forma en que determinan la selección de un umbral como activador.

Para determinar si los cambios observados en las áreas manejadas son aceptables o no se utiliza el enfoque

que hace uso de los intervalos de confianza. Estos proveen una medida de la certidumbre de un estimado de un promedio –en este caso, el valor promedio de un indicador en un área manejada. De esta forma si el intervalo de confianza que acompaña al promedio del indicador del área manejada alcanza el valor del umbral establecido como activador, se asume que el manejo ha provocado un cambio inaceptable en ese indicador y por tanto deben tomarse medidas para reducir el impacto hasta llevarlo a niveles aceptables (que sería cuando el intervalo de confianza no alcanza el umbral establecido como activador).

Determinación de los impactos ecológicos del aprovechamiento de madera en bosques manejados de la RAAN, Nicaragua, mediante el uso de la Guía de Monitoreo

Sitios de estudio

Los bosques estudiados son naturales latifoliados y se encuentran actualmente bajo manejo certificado para producción de madera por la empresa PRADA S.A. Están ubicados 22 km al noreste del municipio de Rosita, sobre la carretera que conduce hacia Puerto Cabezas. Estos bosques bien podrían considerarse como de alto valor para la conservación por las siguientes razones: a) cubren alrededor de 15.000 ha dentro de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (RAAN), en la Ecorregión Bosque Húmedo del Atlántico de Centroamérica (Dinerstein y Olson 1998) (AVC1, ver Cuadro1); b) forman parte de la zona de apoyo de la Reserva Natural Bosawas, una de las más importantes del corredor Biológico Mesoamericano por la gran extensión del recurso forestal (AVC2) y por la presencia de una alta variedad de tipos de ecosistemas, algunos de ellos propios de la zona (AVC3); c) durante décadas han sido fuente de productos mader-

Cuadro 2.

Descripción de los factores relacionados con la escogencia de umbrales como activadores

Factores	Significado	¿Qué umbral seleccionar cómo activador?
Objetivos de conservación	Los objetivos de conservación de diferentes unidades de manejo forestal a menudo difieren. También hay que tener en cuenta otros objetivos del manejo y aspectos del buen manejo forestal a la hora de definir la estrategia de conservación que formará parte del plan de manejo.	Es conveniente establecer los activadores con un umbral de cambio bajo (UCB) en aquellos casos en que los objetivos de conservación tienen una alta prioridad.
Necesidad de precaución	Las consecuencias ecológicas de cualquier actividad de manejo nunca pueden predecirse con un 100% de certeza. Esta incertidumbre crea un nivel de riesgo: cualquier acción de manejo podría provocar consecuencias ecológicas imprevistas.	Cuando las implicaciones ecológicas potenciales de un cambio en las características de un bosque son muy inciertas, es conveniente establecer activadores con umbrales de cambio relativamente bajos para esa característica en particular. Los umbrales de cambio alto (UCA) son más adecuados para bosques que no son de alto valor para la conservación.
Sensibilidad para la conservación	La sensibilidad para la conservación es una valoración de las implicaciones ecológicas del cambio en una característica particular del bosque.	Por ejemplo, si un cambio relativamente pequeño en la disponibilidad de un tipo particular de fruto necesario para alguna especie rara de ave podría provocar la extinción local de esa ave, tal variable sería de una alta sensibilidad para la conservación, por lo que el activador debería colocarse en un umbral de cambio bajo.
Sensibilidad de medición	Los tamaños de muestras pequeños pueden algunas veces resultar en un panorama poco exacto de las condiciones reales del bosque. Además, con frecuencia la variación natural en muchas de las características ecológicas es alta, y en consecuencia la varianza en los estimados es muy alta (poca precisión). Esto hace que los estimados no sean muy confiables. Las mediciones poco exactas e imprecisas tienen una baja sensibilidad.	Cuando una medición no es altamente sensible, son mayores las posibilidades de tomar la "decisión equivocada" con base en los datos recogidos. Es evidente, entonces, que no es deseable establecer los activadores con umbrales de cambio bajo cuando la sensibilidad es baja.
Variación natural	Los ecosistemas naturales presentan una alta variación en algunas características y poca variación en otras. Las características del bosque varían con el tiempo y cambian con la sucesión, el desarrollo y las perturbaciones naturales. Por eso, las mediciones de los atributos del bosque en dos momentos o lugares diferentes probablemente van a diferir en alguna medida; el grado esperado de diferencia está en función de la variación natural en esa característica. La variación causada por la actividad humana se agrega a la variación natural en un bosque manejado. El desafío del monitoreo es saber distinguir entre la variación causada por el manejo y la causada por la variación natural. Un buen diseño de muestreo puede ayudar en esta tarea.	Se recomienda establecer los activadores con umbrales de cambio relativamente altos para las características que muestran una variación natural alta. Si un activador para una característica con variación natural alta se establece con un umbral de cambio bajo, es probable que la variación natural sea equivocadamente interpretada como un cambio resultante de las actividades de manejo, accionando en forma inapropiada, una respuesta de manejo.

Fuente: Finegan *et al.* (2004a)

bles y no maderables fundamentales para la supervivencia y satisfacción de las necesidades básicas y área de caza para una gran diversidad étnica y de poblaciones indígenas locales (Miskitos, Mayagna, Ramas, Creoles y Garífunas) (AVC5 y AVC6). Los atributos anteriores permiten calificar estos bosques como BAVC con al menos cinco criterios, lo cual hace obligatorio el monitoreo de los impactos del manejo sobre tales atributos especiales, de acuerdo con los Principios 8 y 9 del FSC.

La zona presenta una temperatura media anual de 23,2°C y una pre-

cipitación media anual de 3250 mm. Las unidades de manejo analizadas cuentan con un mismo tipo de bosque, sin diferencias en composición y estructura (PRADA S.A. 2002a, b), clasificado como muy húmedo tropical (bmh-T) según Holdridge (1987).

Las áreas seleccionadas pertenecen a las unidades de manejo forestal (UMF) Cascal (4300 ha) y Layasiksa (4950 ha). Cascal fue aprovechado en enero del 2003, tres meses antes del estudio, mediante un sistema de corta dirigida; el aprovechamiento fue de baja inten-

sidad (ABI) con un volumen de extracción de 8,9 m³/ha. Layasiksa tuvo un aprovechamiento de alta intensidad (AAI) un año antes del estudio (entre enero y marzo del 2002), cuando se extrajo un promedio de 17,6 m³/ha. En ambas UMF se aplica el mismo enfoque de sistema silvicultural policíclico, la cosecha de madera es selectiva y como criterio para la selección de árboles a cosechar se usa un diámetro mínimo de corta que depende de la especie. Actualmente se aprovechan en la zona 24 especies. Se utilizó además un bosque no inter-

venido o de referencia, como lo recomienda la Guía de Monitoreo, de aproximadamente 700 ha contiguo a la UMF Layasiksa. De ahora en adelante se denominan los bosques Cascas, Layasiksa y de referencia como ABI, AAI y BR, respectivamente. No se contó con información antes del manejo, por lo que los impactos en las UMF fueron 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.

Metodología

Con los enfoques y protocolos descritos en la Guía, Ordóñez (2003) evaluó cinco indicadores de filtro grueso relacionados con la estructura y composición del rodal: densidad y área basal de árboles >10 cm dap, apertura del dosel en el sotobosque, estructura vertical del bosque y composición y abundancia de palmas >10 cm dap. También evaluó un indicador de filtro fino: composición de la comunidad de mariposas como grupo indicador de perturbación.

Para la evaluación de los indicadores de estructura y composición del rodal se realizó 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 el BR 24 parcelas temporales de 50x20 m separadas por 200 m, y 52 parcelas temporales de 10x10 m, separadas por 50 m. En las parcelas de 50x20 m se evaluaron los indicadores de densidad y área basal de árboles >10 cm dap y la composición y abundancia de palmas; en las de 10x10 m se midió la apertura del dosel en el sotobosque y la estructura vertical.

Los procedimientos para la evaluación de todos los indicadores fueron tomados de los protocolos descritos en la Guía. En las parcelas de 50x20 m se registró el dap de todo

individuo ≥ 10 cm dap, incluyendo palmas. Las palmas fueron identificadas a nivel de nombre común. Con base en esta información se obtuvo el número de individuos y área basal total por hectárea y la composición y abundancia de palmas. Para las parcelas de 10x10 m se tomaron datos de apertura del dosel empleando un densiómetro esférico (Forestry Suppliers, Inc. USA); para ello se realizaron mediciones en el centro de cada parcela, del porcentaje de área no cubierta de vegetación, dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales, que luego se promediaron para obtener un solo valor por parcela. La estructura vertical se evaluó con la metodología de Thiollay (1992); el porcentaje de cobertura de la vegetación se estimó en cinco estratos de altura calculados de manera subjetiva: a) 0-2 m, b) 2-9 m, c) 10-19 m, d) 20-30 m, y e) >30 m; se usó 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.

El tamaño de la muestra se seleccionó utilizando un procedimiento formal elaborado para fines de investigación, no para el monitoreo como herramienta de manejo. Así, a partir de la varianza expresada en el coeficiente de variación (CV%) obtenido del pre-muestreo en el BR, se determinó el 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 (para más detalles, consultar Hall *et al.* 1998). 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. Por ejemplo, la densidad y área basal del rodal y la composición y abundancia de

palmas se evaluaron en las mismas unidades muestrales; la densidad requería un $n = 40$ para una DP del 15%, mientras que los tamaños de muestra para el área basal y las palmas se estimaron en 61 y 62 parcelas de 50x20 m respectivamente. Por lo tanto, el n seleccionado para evaluar todos estos indicadores fue de 62. Con el mismo procedimiento se estimó un $n = 202$ parcelas temporales de 10x10 m para los indicadores de apertura del dosel y estructura vertical del bosque.

No obstante, la cantidad de parcelas de 50x20 m que pudieron instalarse y evaluarse fue de 50 en el bosque ABI (el área del POA en este bosque era muy pequeña -250 ha), 62 en el AAI y 64 en el BR. Para los indicadores de apertura del dosel y estructura vertical sí se pudieron instalar y evaluar las 202 parcelas en los bosques BR, ABI y AAI.

En el caso de la comunidad de mariposas se establecieron en cada uno de los bosques ocho transectos de 500 m separados por 200 m, con el fin de darles independencia. Los transectos fueron distribuidos de modo que recorrieran diferentes tipos de ambientes (claros, caminos, sitios de bosque maduro, zonas protectoras). El muestreo de los transectos se realizó durante dos días en cada bosque, luego de los cuales se pasaba al siguiente bosque y así sucesivamente hasta que se cumplió un esfuerzo muestral 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 en los otros dos bosques.

Las evaluaciones visuales se realizaron a lo largo de cada transecto entre 9 am y 1 pm, 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. Los individuos pertenecientes a especies difícilmente reconocibles al vuelo o desconocidas eran atrapados para posteriormente identificarlos con el uso de guías (DeVries 1987). Como recomienda la Guía de Monitoreo, se excluyeron familias como Lycaenidae, Riodinidae, Hesperidae debido a las dificultades que presentan para su identificación.

Análisis de datos

La abundancia y área basal promedio total por bosque se estimó por hectárea y para individuos ≥ 10 cm dap, así como la abundancia promedio total de palmas. Para la estructura vertical se calcularon promedios del valor de cobertura del follaje por estrato por bosque; con los datos obtenidos con el densiómetro se estimó el porcentaje promedio de área no cubierta de vegetación.

En el caso de las mariposas se agruparon las especies encontradas en cinco gremios, de acuerdo con su preferencia por ciertos tipos de hábitat: (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 perturbadas y (5) generalistas (De Vries 1987, Finegan 2003 (comunicación personal), observación personal).

A partir de los datos obtenidos en las áreas manejadas y de referencia se procedió a determinar la naturaleza del impacto del manejo sobre los indicadores de estructura y composición del rodal y sobre la comunidad de mariposas. Para este último indicador se analizó solo la información reunida para el gremio 2: especies de sotobosque sombreado (de ahora en adelante denominado como *mariposas propias de sitios no perturbados*) y gremio 4: especies de borde, claros grandes y áreas perturbadas (referido en adelante como *mariposas propias de sitios perturbados*). Se decidió trabajar con estos dos gremios por dos razones: porque representan grupos de

especies que responden de distinta manera a condiciones contrastantes de intervención y porque las abundancias encontradas permitieron aplicar los análisis propuestos por la Guía de Monitoreo.

Como estrategia, la Guía de Monitoreo propone dos enfoques: el *enfoque de filtro grueso*, o sea el monitoreo de indicadores de estructura y composición del rodal como medidas indirectas de la biodiversidad, y el *enfoque de filtro fino* que consiste en el monitoreo de la respuesta de grupos de especies o especies individuales indicadoras de perturbación.

Para la estimación de los umbrales de cambio de todos los indicadores evaluados se siguieron los procedimientos descritos en la Guía correspondientes al enfoque 1. Este se basa en la idea de que un cambio aceptable en una característica de interés en un sitio manejado (tal como la abundancia de árboles ≥ 10 cm dap) puede ser evaluado con base en la cantidad de variación observada para la misma característica en los sitios de referencia a través del tiempo. Esto porque es probable que los cambios tiendan a ocurrir en los sitios de referencia, y para estar seguros de que los cambios observados en el sitio manejado se deben a las operaciones de manejo, se debe decidir si este cambio es mayor que el cambio natural registrado en el sitio de referencia. Se sugiere por consiguiente usar una medición estadística de variación calculada

a partir de los datos en los sitios de referencia (la desviación estándar) como medida de la cantidad de variación que podría observarse en el sitio manejado si este no tuviera manejo. Los valores de umbrales se calculan con base en la descripción narrativa y la notación matemática que aparece a continuación. Este enfoque es similar al tomado por Ghazoul y Hellier (2000).

- **Umbral de cambio bajo (UCB).** Se alcanza cuando el aumento o disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y en relación con los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, excede una cantidad equivalente a *una vez* la desviación estándar del valor promedio del indicador en los sitios de referencia.
- **Umbral de cambio moderado (UCM).** Se alcanza cuando el aumento o disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y en relación con los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, excede una cantidad equivalente a *dos veces* la desviación estándar del valor promedio del indicador en los sitios de referencia.
- **Umbral de cambio alto (UCA).** Se alcanza cuando el aumento o disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y en relación con los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, excede una cantidad equivalente a *tres veces* la desviación estándar del valor promedio del indicador en los sitios de referencia.

Matemáticamente, los valores de los umbrales se pueden representar como:

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

donde T es el valor de umbral, x es el estimado del valor del indicador (o el promedio de los valores estimados en varios sitios) en el sitio

manejado antes que el manejo se iniciara, y es la constante del umbral de cambio, y s es la desviación estándar de los estimados de los valores del indicador en los sitios de referencia. La constante del umbral de cambio, y , es igual a 1 para umbrales de cambio bajo, 2 para umbrales de cambio moderado y 3 para umbrales de cambio alto.

En el caso de los activadores, los valores para los indicadores apertura del dosel en el sotobosque, estructura vertical del bosque, composición y abundancia de palmas y composición de mariposas se escogieron a partir de un análisis de los factores descritos en el Cuadro 2; los indicadores de densidad y área basal del rodal se estimaron con base en el criterio de reducción máxima permisible que propone la Guía de Monitoreo en su Sección 6: 20 y 50%, respectivamente.

Resultados

Impactos del manejo en los indicadores de estructura del bosque

El área basal y el número de árboles >10 cm dap por hectárea son variables que disminuyen como consecuencia directa de un aprovechamiento; esto ha sido demostrado por muchos estudios sobre impactos del manejo forestal. Debido a ello, para ambos indicadores los valores de umbrales de cambio se colocaron por debajo del promedio del área de referencia (Fig. 1).

La variabilidad encontrada para la densidad y el área basal del rodal en el BR fue alta. Un análisis de información proveniente de diversos estudios muestra un rango de valores de coeficientes de variación para el área basal en bosques húmedos de tierras bajas de 6- 32%; para la variable densidad de árboles >10 cm dap, el rango reportado fue de 10-13% (Ghazoul y Hellier 1999). En el BR del presente estudio se presentó un coeficiente de variación de 41% para el área basal y de 25% para el número de árboles.

Estos valores confirman un punto ya señalado por otros investigadores: el grado de variación de los datos de área basal suele ser mayor que el del número de árboles (p.e. Finegan *et al.* 2004a).

Debido a la alta variabilidad de estos indicadores en el área de referencia, los umbrales establecidos fueron muy amplios, como se aprecia en la Fig. 1. La Guía de Monitoreo recomienda establecer los activadores a partir de una reducción máxima permisible del 20% para la densidad del rodal y

del 50% para el área basal, valores que han sido identificados mediante investigaciones en bosques húmedos tropicales (Finegan *et al.* 1999, Ghazoul y Hellier 1999). Esto llevó a establecer el UCB como activador para estos dos indicadores (Fig. 1).

El promedio para el número de árboles por hectárea en el área de ABI se encuentra por encima del valor del activador (UCB), pero la barra del intervalo de confianza se traslapa con ese umbral (Fig. 1a). Así entonces, el manejador no tiene un 95% de certeza de que las

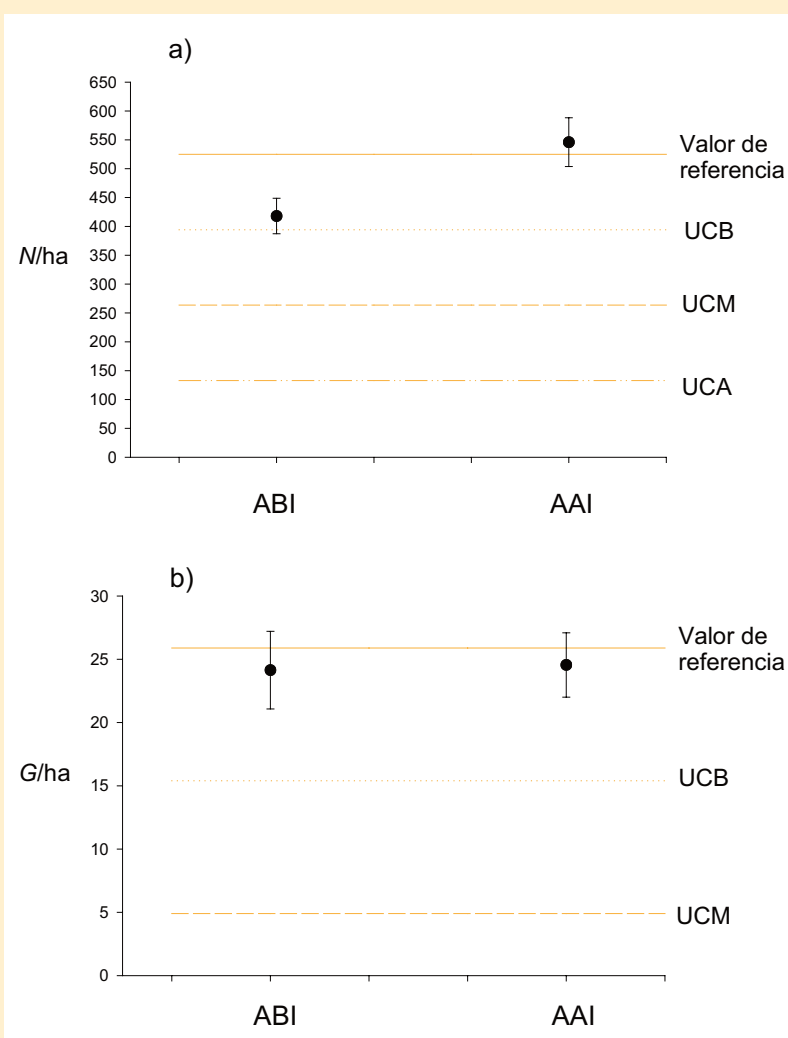


Figura 1. Indicadores de estructura del rodal para bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN). a) densidad del rodal, b) área basal. El activador en ambos casos es el umbral de cambio bajo (ver explicación en texto).

actividades de manejo *no causan* impactos inaceptables en el número de individuos. De mantenerse esta situación, lo que propone la Guía de Monitoreo es asumir que el nivel de impacto provocado por el aprovechamiento en esta variable es inaceptable y, por lo tanto, deberían modificarse las actividades de manejo para procurar la recuperación de este indicador. Sin embargo, debido a que se espera una regeneración rápida del bosque, un segundo muestreo de este indicador sería necesario para así definir mejor las acciones a seguir.

Por el contrario, el promedio de abundancia de individuos en el área de AAI es ligeramente superior al promedio en el BR, y la barra del intervalo de confianza no se traslapa con el UCB (Fig. 1a). Esto hace que el valor de abundancia de árboles en ese sitio se encuentre dentro del rango de variación natural y por lo tanto no se requieran modificaciones al plan de manejo. No existen aun evidencias claras que permitan explicar por qué un menor aprovechamiento provoca un impacto inaceptable en este indicador. Dos posibles explicaciones podrían ser que: a) por el poco tiempo transcurrido entre el aprovechamiento y el muestreo en el ABI, no se ha producido una regeneración importante en ese sitio, al menos en los tamaños de vegetación evaluados; b) a pesar de lo consignado en los planes de manejo de PRADA (2002a, b), el ABI y el AAI representan tipos de bosques diferentes y por tanto sus variables estructurales difieren en magnitud, independientemente de otro tipo de consideraciones como la intervención al bosque.

Los datos promedio de área basal de las áreas manejadas y los estimados de los intervalos de confianza (Fig. 1b) indican que para ambos bosques el impacto del aprovechamiento fue muy bajo, y los valores no alcanzaron el umbral señalado como activador (UCB). Por ello no

es necesario implementar cambios en las acciones de manejo en ninguna de las dos áreas ni en futuras áreas a ser intervenidas.

Con respecto al indicador de apertura del dosel en el sotobosque, los umbrales de cambio se establecieron por encima del promedio en el área de referencia (Fig. 2), lo cual resulta lógico debido a que se esperan aumentos en esta variable después de una intervención. El valor del activador se estableció en el umbral de cambio moderado, el cual representa, en términos de porcentaje de apertura, un aumento del 86% con respecto al promedio del área de referencia (en el UCB este valor sería de solo 43%).

Para el ABI, el aprovechamiento de bajo impacto provocó un cambio apenas detectable que ni siquiera alcanza el umbral de cambio bajo, lo que indica que el porcentaje de apertura del dosel en este sitio se encuentra dentro de los límites aceptables y no se requieren acciones correctivas. En el AAI, el porcentaje de apertura del dosel sí alcanzó el umbral de cambio bajo, pero no llegó hasta el punto de activación y se asume por consiguiente que es otra de las variables que

no fue impactada de modo significativo por el manejo (Fig. 2). Sin embargo, aunque el procedimiento seguido hubiera indicado un cambio inaceptable en la apertura del dosel, se espera una recuperación relativamente rápida del bosque para este indicador (5-10 años), por lo que habría que volver a evaluarlo para observar los cambios que suceden y tomar entonces las decisiones de manejo necesarias.

El análisis del impacto del manejo en la estructura vertical del bosque se deriva de los resultados mostrados en la Fig. 3. Los valores de umbrales para los estratos de 0 a 2 m y de 2 a 9 m se establecieron por encima del promedio en el área de referencia, lo que obedece al supuesto de que, a corto plazo, la apertura del dosel por el aprovechamiento estimula una mayor regeneración y crecimiento de individuos en el sotobosque, volviéndolo más denso. Por el contrario, para el estrato de 10-19 m, los umbrales se establecieron por debajo del promedio en el área de referencia; esto por cuanto se considera que para los estratos superiores la cosecha de madera ocasiona, también a corto plazo, una reducción de la cobertura vegetal.

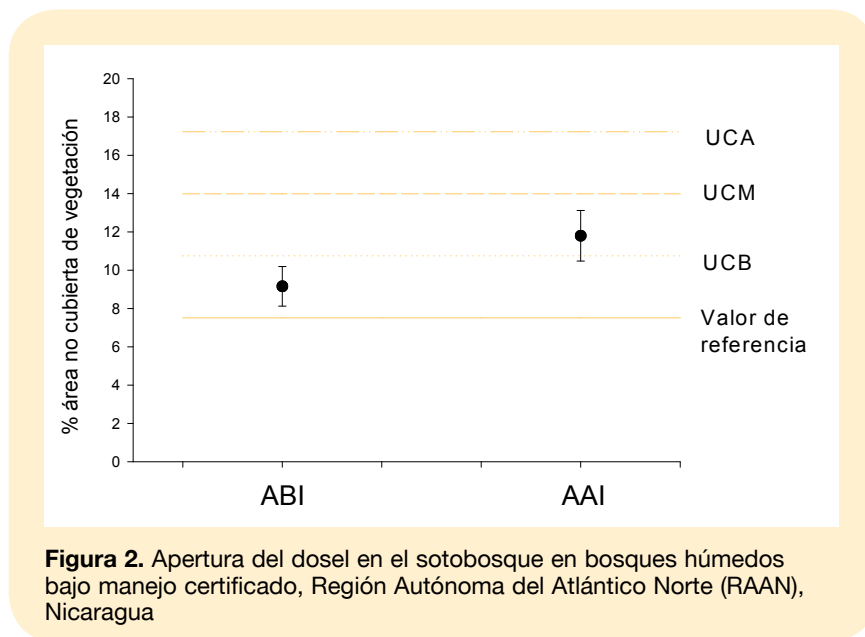


Figura 2. Apertura del dosel en el sotobosque en bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua

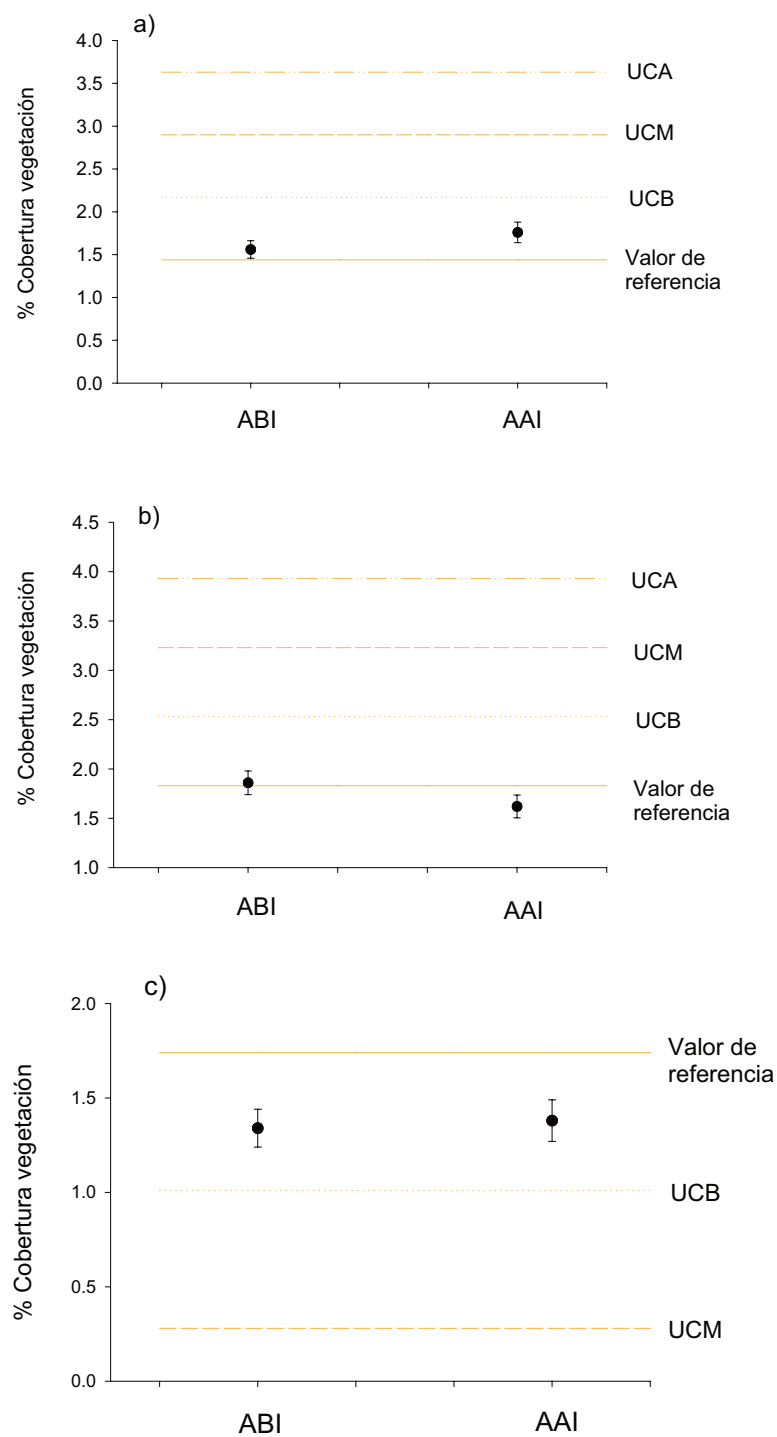


Figura 3. Cobertura de vegetación en diferentes estratos de altura para bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua. Cobertura en el estrato de: a) 0 a 2 m, b) 2 a 9 m y c) 10 a 19 m. Para los estratos 20 a 30 m y >30 m no fue posible establecer umbrales para el análisis (ver explicación en texto).

Para los estratos de 20 a 30 m y >30 m, la variabilidad de los datos de cobertura vegetal medidos mediante el protocolo propuesto por la Guía de Monitoreo resultó muy alta. Por tal motivo, los desvíos estándares no fueron útiles para establecer umbrales; se tomó, entonces, la decisión de no considerar la información de estos estratos superiores para los análisis. La medición de los datos en los primeros tres estratos es altamente sensible, por ello se tomó como activador el umbral de cambio bajo (ver Cuadro 2). Como se observa en las Figs. 3a, 3b y 3c, la barra del intervalo de confianza no se traslapó con el UCB en ninguno de los estratos analizados. Esto indica que, bajo las dos intensidades de aprovechamiento y hasta una altura de 20 m desde el suelo, el bosque no cambia de manera inaceptable los valores de cobertura vegetal.

Densidad de palmas

En los bosques estudiados, las palmas tienen una indiscutible importancia ecológica como elemento estructural y composicional clave para la fauna. La posible reducción en las poblaciones de algunas de ellas a causa del aprovechamiento motivó la decisión de establecer los umbrales por debajo del promedio del sitio de referencia y seleccionar el umbral de cambio bajo como activador.

Los umbrales establecidos para la variable densidad de palmas son muy amplios debido a la alta variación natural observada en el área de referencia: promedio por hectárea = 74,8; desviación estándar = 61,5; CV = 82% (Fig. 4). Una sola especie (*Astrocaryum alatum*) representó más del 90% de la abundancia total de palmas registradas. La distribución local de esta especie se asocia a condiciones edáficas (Clark *et al.* 1995, Pérez 2000), lo que probablemente ocasionó la alta variabilidad observada para este indicador en el bosque de refe-

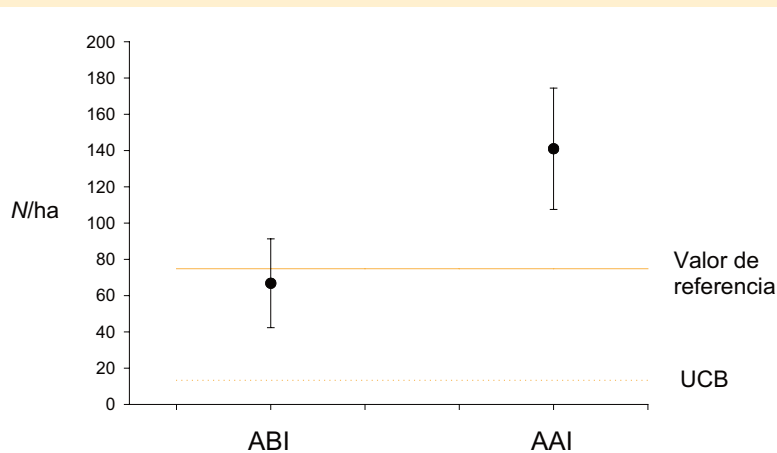


Figura 4. Abundancia promedio de palmas en bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua

rencia; por tal razón, la desviación estándar no fue adecuada para definir los umbrales. Este indicador, entonces, no se ha usado para la comparación entre bosques.

Impactos en la comunidad de mariposas

En los bosques manejados, el 58% del total de individuos de especies de mariposas observadas pertenecían al gremio de mariposas características de hábitats abiertos o perturbados, mientras que en el BR solo el 32% de individuos eran de este gremio. Las mariposas de hábitats poco perturbados predominaron en el BR,

con un 37% del total de individuos observados; en el AAI representaron tan solo un 6%, y un 10% en el ABI. Estos resultados muestran el potencial que tienen estos dos gremios para ser usados como indicadores de cambios ambientales relacionados con la perturbación del bosque.

Los umbrales de cambio se establecieron con base en los promedios de la abundancia absoluta de estos dos gremios en el área de referencia. Para el gremio de mariposas de hábitats no perturbados, el umbral de cambio se estableció por debajo del promedio en el BR (Fig. 5a), debido a que es esperable que las activida-

des de aprovechamiento disminuyan la presencia de mariposas por los cambios microclimáticos y de hábitat que la intervención provoca. Para el gremio de mariposas de hábitats perturbados, el umbral de cambio se estableció por encima del valor promedio en el BR, ya que en sitios perturbados se esperan niveles mayores de abundancia de mariposas pertenecientes a este gremio (Fig. 5b).

La abundancia del gremio de mariposas propias de hábitats no perturbados fue bastante variable en el área de referencia ($de = 1,89$; $CV = 46\%$), razón por la cual los umbrales de cambio fueron muy amplios; incluso se alcanzaron valores por debajo de cero para el umbral de cambio alto (UCA) (Fig. 5a). El gremio de mariposas característico de sitios perturbados presentó también una variabilidad alta en el bosque de referencia ($de = 4,60$; $CV = 57\%$); sin embargo, a diferencia del otro gremio, aquí sí fue posible definir los tres umbrales (Fig. 5b). La razón es sencilla: en el caso de las mariposas de sitios no perturbados los umbrales se situaron hacia abajo del promedio –no hacia arriba como en el otro gremio– y debido a que este era bajo (4,1 individuos) y la variación alta, el UCA llegó más allá del valor “cero” considerado como el límite inferior.

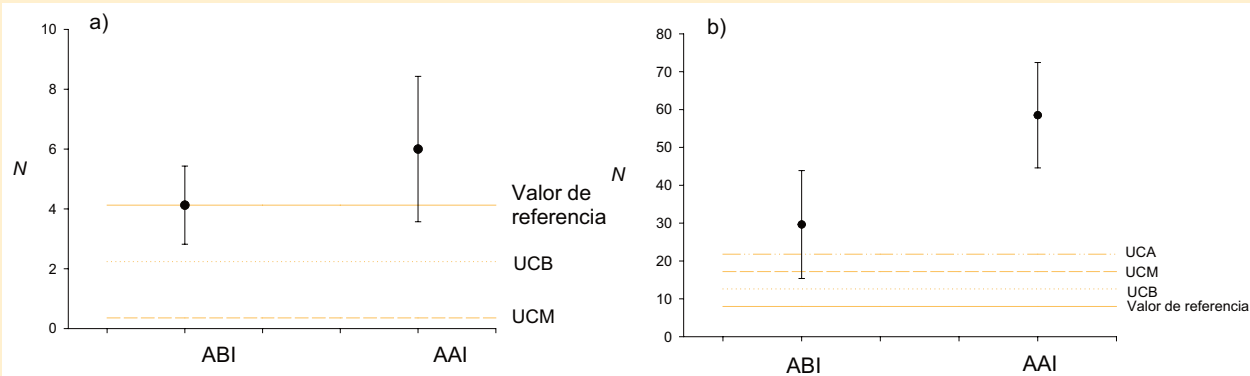


Figura 5. Gremios de mariposas indicadoras de perturbación en bosques húmedos bajo manejo certificado, Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (RAAN). a) mariposas propias de hábitats no perturbado, b) mariposas propias de hábitats perturbados.

Es claro, entonces, que en este estudio, y para el gremio de mariposas propias de sitios no perturbados, solo es posible seleccionar umbrales de cambio moderado o bajo. Incluso si utilizamos el UCB como activador, comprobamos que la abundancia de individuos de este gremio no alcanzó niveles inaceptables en ninguno de los bosques. Por el contrario, la Fig. 5b muestra que tanto en el ABI como en el AAI las abundancias de mariposas propias de sitios perturbados aumentaron en valores que podrían considerarse como inaceptables, por encima del UCA.

Después de algún tipo de aprovechamiento o alteración al hábitat realizada por el hombre es esperable que aumente la abundancia de especies de mariposas características de hábitats perturbados. Kremen (1992) afirma que el bosque alterado brinda un mosaico de microhábitats que atrae a las mariposas del dosel y las que prefieren ambientes iluminados; el presente trabajo confirma tal aseveración. Sin embargo, a medida que pase el tiempo y se recuperen muchas de las condiciones originales del bosque se esperaría que disminuyan las abundancias de especies propias de sitios abiertos. Nuevamente, se recomienda repetir el muestreo antes de que se tome cualquier decisión sobre nuevas prácticas de manejo en los bosques.

Discusión

El uso de los enfoques de la Guía de Monitoreo permitió determinar que, a corto plazo, el aprovechamiento de madera implementado en los bosques bajo estudio afectó de manera inaceptable solo dos de los indicadores evaluados: la densidad de árboles ≥ 10 cm dap, en la cual el ABI excedió el límite establecido como inaceptable (UCB), y el indicador relacionado con la comunidad de mariposas propias de sitios perturbados, en los cuales tanto el ABI como el AAI fueron más allá del UCA.

El enfoque de *filtro grueso* se aplica regularmente. El enfoque de *filtro fino* es optativo. Los indicadores han sido escogidos con base en su importancia dentro del contexto de la sostenibilidad del bosque, por el amplio conocimiento ecológico que se tiene de su respuesta a la perturbación y también por consideraciones de tipo logístico y económico.

La alta variabilidad mostrada en indicadores como densidad de palmas y cobertura vegetal en los estratos 20-30 m y >30 m de altura no permitió utilizar la desviación estándar para definir los umbrales. Tampoco fue posible definir el umbral de cambio alto en el caso de mariposas propias de sitios no perturbados, dada la alta variabilidad mostrada por este grupo. Para propósitos de validación y aplicación de la Guía es fundamental determinar los indicadores para los que este enfoque resulta inaplicable y bajo qué condiciones. Por ejemplo, en el presente estudio la alta variabilidad del indicador densidad de palmas en el BR obedeció a condiciones particulares del sitio (donde una de las especies representó una alta proporción de la abundancia total de palmas) y a la distribución estrechamente relacionada con condiciones particulares de suelo. Esto hizo que se tuvieran parcelas con poca abundancia y parcelas con una alta abundancia de palmas. En situaciones similares podría proponerse un muestreo estratificado para reducir la variabili-

dad del indicador. También podría escogerse un grado de variabilidad máxima para seleccionar indicadores para el análisis, de manera que el UCB no represente más de un 20% del valor del indicador en el sitio de referencia. Por ejemplo, si en el BR se tiene un promedio de abundancia de 500 árboles por hectárea y un área basal de 30 m²/ha, el UCB para evaluar la abundancia y el área basal no debe ser menor a 400 árboles y 24 m² por hectárea, respectivamente.

En cuanto a la abundancia de árboles, y partiendo de la información existente para los sitios, resulta difícil explicar por qué el bosque menos intervenido presentó una menor densidad. Retomando las posibles causas de variación entre sitios mencionadas en la sección Impactos del manejo en los indicadores de estructura del bosque –a saber, que las diferencias en densidad entre el AAI y el ABI se deben a que constituyen tipos diferentes de bosque, o que simplemente el ABI aun no muestra un proceso importante de regeneración -como sí la muestra el AAI- debido al poco tiempo transcurrido entre la intervención y el muestreo- las implicaciones para futuros trabajos utilizando la Guía son, en el primer caso, resaltar la importancia de hacer una adecuada selección de áreas manejadas y de referencia para comparaciones. En algunas situaciones, identificar tipos de bosques similares para comparaciones, en términos de composición e historia de perturbación, podría resultar una tarea un tanto compleja, por lo que no puede dejarse de lado la posibilidad de recurrir a premuestreos de la vegetación arbórea para la identificación de tipos de bosques con base en datos de inventario y observaciones de campo, entre otras posibilidades.

Para el segundo caso habría que considerar el hecho de que cuando

se trata de indicadores que muestran una alta dinámica de recuperación después de la intervención del bosque –como aquellos que mostraron cambios inaceptables en este estudio– es prudente dejar un periodo mayor entre la intervención y el muestreo, que el que se usó en los bosques de la RAAN. Un lapso de entre tres y cinco años sería recomendable.

Una última observación en cuanto a los alcances de este estudio viene de la siguiente interrogante ¿qué debiera recomendarse si este fuera un caso de manejo y no una investigación para validar una propuesta técnica? Precisamente, tomando en cuenta lo expresado en el párrafo anterior, no se considera recomendable modificar las prácticas de manejo con base en los resultados obtenidos debido a que el momento de hacer la evaluación no parece ser el más adecuado.


Conclusiones

La metodología propuesta por la Guía de Monitoreo para el establecimiento de umbrales de cambio mostró que para indicadores que por su naturaleza presentan una variación natural alta, el uso de cualquier enfoque fundamentado en la variación estadística puede no ser aplicable. Esto se evidencia en el caso del grupo de mariposas propias de hábitats no perturbados (donde no se pudo definir el UCA), la densidad de palmas y la cobertura vertical en los estratos de 20 a 30 m y >30 m de altura (indicador de estructura vertical). Para otros indicadores, como densidad y área basal del rodal, mariposas características de áreas abiertas y cobertura vegetal en estratos de 0 a 2 m y de 2 a 9 m de altura, el uso de este enfoque para evaluar los impactos al bosque se puede considerar como válido.

Es claro, entonces, que aspectos como la variación natural y la sensi-

bilidad de medición que presentan algunos indicadores son claves para el uso del enfoque 1 de la Guía de Monitoreo. Esta afirmación refleja también la relevancia que tendría implementar, de ser posible, un muestreo en las áreas de referencia para de esta forma poder contar con mejores criterios de selección de los indicadores que por su variabilidad natural puedan ser usados en la implementación de este enfoque.

Finalmente, los resultados del estudio de caso de los bosques de la

RAAN sugieren que pueden encontrarse señales claras sobre los efectos del manejo a partir de indicadores de estructura y composición del rodal y de gremios de especies indicadoras de perturbación (en este caso, las mariposas). El monitoreo de la estructura y composición del rodal tiene la ventaja de ser una propuesta práctica, rápida, de fácil aplicación y con resultados relevantes que ofrece una evaluación adecuada de los impactos ecológicos que pueden tener las actividades de manejo del bosque. 

Literatura citada

- Clark, DA; Clark, DB; Sandoval, RM; Castro, MC. 1995. Edaphic and human effects on Landscape-Scale distribution of tropical rain forest palm. *Ecology* 76(8): 2581-2594.
- De Vries, PJ. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history. Vol I: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. Princeton, Princeton University Press. 327 p.
- Dinerstein, E, Olson, DM. 1998. The Global 2000: A Representation Approach to Conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions. *Conservation Biology* (12)3: 502-515.
- 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; Hayes, JP; Delgado, D; Gretzinger, S. 2004a. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. WWFCENTROAMERICA/PROARCA/CATIE/OSU. 116p. También disponible en <http://www.catie.ac.cr/bancoconocimiento/B/BosquesLibroMonitoreoEcologico/BosquesLibroMonitoreoEcologico.asp>
- Finegan, B; Delgado, D; Hayes, JP; Gretzinger, S. 2004b. El monitoreo ecológico como herramienta de manejo forestal sostenible: consideraciones básicas y propuesta metodológica con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación certificados bajo el marco del FSC. *Recursos Naturales y Ambiente* No. 42: 29-42.
- Ghazoul, J; 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. Unpublished report to the Centre for International Forestry Research. Imperial College, Silwood Park, U.K
- Ghazoul, J; Hellier, G. 2000. Setting critical limits to ecological indicators of sustainable tropical forestry. *International Forestry Review* 2: 243-253.
- Hall, P; Ashton, PS; Condit, R; Manokaran, N; Hubbell, SP. 1998. Signal and noise in sampling tropical forest structure and dynamics. In Dallmeier, F; Comiskey, JA. eds. *Forest biodiversity research, monitoring and modelling: conceptual background and old world case studies*. Man and the Biosphere Series Volume 20. Paris and New York, UNESCO. p. 63-76.
- Holdridge, LR. 1987. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, CR, IICA. 216 p.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2(2): 203– 217.
- Ordóñez, YO. 2003. Validación de indicadores ecológicos para la evaluación de la sostenibilidad en bosques bajo manejo forestal en el trópico húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 74 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 Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 153 p.
- PRADA S.A. 2002a. Plan general de manejo de la finca “El Cascal”. Región Autónoma del Atlántico Norte. Rosita, NI, PRADA S.A.
- PRADA S.A. 2002b. Plan general de manejo Layasiksa. Región Autónoma del Atlántico Norte. Rosita, NI, PRADA S.A.
- Thiollay, JM. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a guianan rain forest. *Conservation Biology* 6(1): 47-63.
- Zea, YY. 2003. Análisis económico del manejo forestal sostenible: implicaciones de la aplicación del monitoreo ecológico en la rentabilidad del manejo en Bosques con Alto Valor de Conservación bajo certificación, Región Autónoma del Atlántico Norte, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 95 p.