

Un Programa de Monitoreo Ecológico

para la

Reserva de la Biósfera Maya



un reporte a

Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID)

y

el Consejo Nacional de Areas Protegidas de Guatemala (CONAP)

David F. Whitacre

The Peregrine Fund  
566 West Flying Hawk Lane  
Boise, Idaho 83709, USA

(208) 362-3716  
FAX (208) 362-2376

1997

(Foto cortesía de Richard R. Jackson)

## CONTENIDOS

Resumen ejecutivo	1
Prologo	2
1. Introducción	3
2. Monitoreo de actividades humanas	7
3. Una introducción al monitoreo ecológico	19
4. Monitoreo de la integridad ecológica de las comunidades forestales neotropicales	24
5. Selección de los indicadores bióticos para la integridad ecológica de la Reserva de la Biósfera Maya	28
6. Un plan de monitoreo ecológico para la Reserva de la Biósfera Maya	33
7. Consideraciones de diseño para un programa de monitoreo ecológico de la RBM	46
8. Reconocimientos	50
9. Bibliografía	51
Apéndice 1. El programa "EMAP" de la EPA: Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos	60
Apéndice 2. Categorías de especies que puedan merecer esfuerzos especiales de conservación, incluyendo monitoreo	64
Apéndice 3. Métodos para monitoreo de la comunidad de aves terrestres	67
Apéndice 4. Propiedades indicador de la comunidad de aves terrestres del Parque Nacional Tikal	73
Apéndice 5. Unas posibles rutas de censo para aves en la RBM	78
Apéndice 6. Métodos para monitoreo de mamíferos medianos y grandes	80
Apéndice 7. Formulario ilustrativo para observaciones de los guarda recursos durante patrulla y vigilancia	90
Apéndice 8. Fuentes de información sobre métodos para monitoreo de mariposas	93
Apéndice 9. Métodos de muestreo para los anfibios	95
Apéndice 10. Otros posibles bases de datos para mantener	97
Apéndice 11. Otra taxa para uso potencial como indicadores de la integridad biológica "adentro de hábitat" en la RBM	100
Apéndice 12. Otros posibles tópicos de monitoreo	102
Apéndice 13. Necesidades de inventario e investigación	104
Apéndice 14. Algunas consideraciones de diseño experimental	106

Apéndice 15. Fuentes potenciales de datos preliminares para usar en optimizar el diseño de muestreo	109
Apéndice 16. Algunos comentarios sobre los métodos para análisis de datos	110
Apéndice 17. Normas recomendadas para la toma de datos sobre localidad	113
Apéndice 18. Métodos para la caracterización del hábitat	114
Apéndice 19. Personal y estructura recomendada para una unidad de inventario y monitoreo en CONAP	115
Cuadro 1. Modelo conceptual para monitoreo de los efectos globales o regionales de cambio de clima o atmosférica.	117
Cuadro 2. Modelo conceptual para monitoreo de los efectos locales, dentro de hábitat, de las alteraciones de hábitat y otras amenazas sutiles y no anticipadas.	118
Cuadro 3. Modelo conceptual para el monitoreo de los efectos ecológicos que puedan alterar las poblaciones de las especies que son sensibles al área de hábitat.	119

## RESUMEN EJECUTIVO

Este documento proporciona un concepto inicial de un programa de monitoreo ecológico para la Reserva de la Biósfera Maya (RBM). El programa de monitoreo se presenta en dos partes. Primero se presentan los indicadores relacionados con actividades humanas, sin una justificación extensa; ya que se basan principalmente en el sentido común. El grueso del documento luego desarrolla el racional y métodos para monitoreo de facetas más puramente biológicas/ecológicas. Ha sido necesario desarrollar extensamente aquí las bases conceptuales para el monitoreo ecológico. El documento introduce el campo de monitoreo ecológico, dando algo de historia sobre el desarrollo del campo, explicando la lógica involucrada en el uso de indicadores, y discutiendo diferentes clases de monitoreo e indicadores. Se dan ejemplos del uso exitoso de indicadores en varias aplicaciones y se presenta un análisis del estado actual del monitoreo biótico en ecosistemas terrestres.

Se identifican las principales amenazas que enfrentan la RBM y se desarrolla un enfoque jerárquico espacial para monitorear la reserva. Se presentan varios indicadores potenciales para usarse en la RBM, se describen las ventajas de cada uno y se recomienda el uso de indicadores específicos. Donde es posible, se describen en detalle métodos de muestreo recomendados. Se discuten brevemente aspectos de diseño experimental y análisis de datos y se destaca la necesidad de un desarrollo adicional de estas facetas por un profesional especializado en estadística. Se sugiere una estructura posible para una unidad de monitoreo dentro de CONAP, incluyendo las posiciones y responsabilidades. Para cada componente de monitoreo recomendado, se sugieren aplicaciones potenciales en el manejo de la RBM.

El plan aquí presentado es flexible, y puede amoldarse a los intereses de individuos e instituciones que participan en el monitoreo; esto es deseable, ya que a estos individuos e instituciones con frecuencia se les solicita buscar financiamiento para apoyar sus actividades de monitoreo. También donde es posible, se describen métodos de monitoreo simples y baratos como alternativas a enfoques más complejos y costosos, permitiendo que el programa se amolde a los diferentes niveles de recursos.

Esperamos que este documento proporcione una base fuerte para progreso hacia un plan de monitoreo exitoso. Sin embargo, aún deben tomarse muchas decisiones, por ejemplo, entre los indicadores sugeridos aquí. Se deben evaluar los niveles de financiamiento y compromiso institucional y seleccionar una magnitud apropiada y nivel de sofisticación adecuado para el programa de monitoreo. Se requiere un desarrollo substancial de diseño experimental, especialmente en lo relacionado con la asignación espacial del muestreo y de los planes para análisis estadístico.

El resto de este resumen ejecutivo consiste en dos cuadros--Cuadros 2 y 4. En lugar de duplicarlas aquí, permanecen en el cuerpo del texto, empezando en las páginas 8 y 33. El cuadro 2 presenta un plan para monitoreo relacionado con actividades humanas. El cuadro 4 presenta un plan para monitorear la integridad biológica/ecológica de la reserva. Hay que notar que no todos los indicadores propuestos son considerados alta prioridad para su ejecución. También, debido a los recursos limitados, quizás no todos los considerados de alta prioridad pueden ejecutarse. Tampoco todos los lectores estarán de acuerdo con las prioridades asignadas aquí; debe realizarse una amplia discusión sobre el mérito relativo de estos indicadores antes que el diseño de este programa siga adelante con su realización.

Hay que darse cuenta de que un indicador dado y método de muestreo con frecuencia sirve propósitos múltiples; los indicadores y métodos están listados nuevamente bajo cada punto final de la evaluación, lo cual hace que el programa propuesto parezca más largo en este resumen de lo que realmente es. En total, se proponen nueve puntos finales de la evaluación en la porción del programa dedicado a monitorear actividades humanas y nueve en la porción puramente de monitoreo biótico. Se proponen indicadores múltiples para muchos de estos puntos finales, pero no es necesario monitorear todos estos indicadores. Al evaluar estos bosquejos, sugerimos que el lector primero considere si algunos de los puntos finales de la evaluación pueden ignorarse, permitiendo la concentración de recursos en otras amenazas. Luego, para las amenazas consideradas más importantes, se puede evaluar que indicador(es) serían más informativos y prácticos.

La mayor parte del monitoreo relacionado con actividades humanas no requiere personal altamente capacitado o métodos complicados. En contraste, la mayoría del monitoreo ecológico/biótico requiere personal altamente entrenado en identificación de especies y algunas técnicas especializadas de campo. Varios peteneros ya tienen la experiencia requerida para aplicar estos métodos, si tienen el liderazgo adecuado.

Por favor vea el Cuadro 2 (pags. 8-12) y Cuadro 4 (pags. 36-40) para completar este bosquejo.

## PROLOGO

Si algo vale la pena hacerse, vale la pena hacerlo bien. En ninguna parte es más verdadero esto que en diseñar un programa de monitoreo ecológico. Por definición, el monitoreo es un esfuerzo de muchos años el cual, con el paso del tiempo, consumirá cientos de miles de horas-persona y grandes sumas de dinero. Después de tales gastos, un programa diseñado pobremente puede ser de poco valor. Ha habido una tendencia notoria a concebir pobremente los programas de monitoreo; la literatura de monitoreo está llena de alusiones a programas que se caracterizan como obtención descuidada de información, y en el mejor de los casos, se quedan cortos en los resultados que se pueden alcanzar con una planeación más cuidadosa. Aún los programas grandes, de cobertura nacional han sido colocados dentro de los rangos de los mal-concebidos (Hinds 1984).

Los comentarios anteriores deberían servir como una advertencia--hay un gran peligro de crear un esquema de monitoreo mal concebido para la Reserva de la Biósfera Maya, y para evitar tal resultado, tendremos que adherirnos a los criterios más altos de planeación cuidadosa. El mayor daño es creer que el monitoreo es una empresa simplista que puede realizarse con mínima planeación y un presupuesto limitado. Si no comprometemos suficientes recursos humanos, institucionales y financieros a este esfuerzo, aumentamos el riesgo de que los recursos comprometidos se desperdicien. Aunque sea posible llevar a cabo un programa de monitoreo simple y limitado con pocos recursos, sería de más valor crear un compromiso más grande, especialmente durante las etapas de planeación, realización inicial y de refinamiento, digamos durante un período de tres años.

Es importante ver en forma realista la habilidad limitada de este documento para presentar un plan pulido de monitoreo para la RBM. El proceso de diseñar un programa de monitoreo para la RBM debería involucrar un esfuerzo profundo, bien fundado de un grupo de profesionales hábiles especializados en diferentes áreas. Tal enfoque está ejemplificado por la EPA (Agencia de los Estados Unidos para la Protección Ambiental) en diseñar el EMAP, el Programa de Monitoreo y Evaluación Ambiental (por sus siglas en Inglés). El Apéndice 1 describe algunos aspectos del programa EMAP y el proceso de diseño utilizado allí; este proceso claramente involucró la participación a largo plazo de varios científicos, y sin duda alguna tuvo un elevado costo en dinero.

Se pudo haber esperado que este documento especificaría un plan de monitoreo detallado al minuto, listo para ser usado como un libro de cocina. Esto no fue posible o deseable por varias razones. Por una parte, se requiere mayor flexibilidad y alcance para intereses personales e institucionales. Segundo, más individuos (y particularmente el liderazgo de CONAP) necesitan considerar las prioridades relativas de los varios componentes propuestos aquí. Finalmente, los niveles de financiamiento y el grado de compromiso de parte de los participantes o instituciones participantes potenciales debe determinarse antes de que se pueda hacer una decisión final con relación a los componentes del programa.

Nuestra intención aquí es darle a este proceso un inicio propicio. Sin embargo, los lectores deberían reconocer que este documento es el primer paso en el proceso de diseño y puesta en marcha de un programa exitoso de monitoreo para la RBM. Las partes interesadas deberían revisarlo detenidamente y se debería convocar a un comité para llevar el proyecto a su siguiente paso, de decisiones concretas entre alternativas presentadas aquí. Por otra parte, un profesional en estadística debería involucrarse mientras progresa el plan, para ayudar a garantizar un diseño experimental poderoso y eficiente. Deberíamos ver esta tarea como una oportunidad para romper suelo importante nuevo en conservación--posiblemente, un programa comprensivo de monitoreo ecológico funcionando en la RBM sería el primero a nivel mundial para cualquier área protegida de bosque tropical grande.

## 1. INTRODUCCION

### 1.1 ANTECEDENTES

En 1995 USAID/Guatemala solicitó que El Fondo Peregrino, junto con CONAP, crearan un plan para monitoreo biológico de la Reserva de la Biósfera Maya en Petén. Desde noviembre de 1995 hemos intentado reunir información del grupo más amplio posible de aquellos que trabajan temas de conservación en la Reserva de la Biósfera Maya (RBM). En aquella época distribuimos un breve diseño de un esquema propuesto de monitoreo en una reunión en Chetumal, Quintana Roo, sobre Conservación y Desarrollo Comunitario en el Bosque Maya, solicitando sugerencias; se recibieron varias. En mayo de 1996, producimos un primer borrador de 35 páginas de un plan de monitoreo, en versiones en Español y en Inglés. Este fue ampliamente distribuido entre los activos en conservación e investigación en la RBM, solicitando críticas, las cuales fueron recibidas de varios colegas. Para facilitar la participación más directa, sostuvimos una reunión (con ayuda de ProPetén) en Flores, Petén el 7 de octubre de 1996, a la cual asistieron 18 personas representando a por lo menos ocho instituciones. La discusión estuvo animada y se produjeron muchas sugerencias útiles. Al llegar a este borrador final, hemos considerado todos los comentarios recibidos, y deseamos agradecer a aquellos que se tomaron el tiempo para comentar.

### 1.2 ALCANCE Y METAS DEL DOCUMENTO

#### *Recomendaciones para inventario e investigación*

Mientras nuestra misión fue definida como diseñar un "plan de monitoreo biológico" para la RBM, pronto nos dimos cuenta que las diferentes partes percibían la palabra "monitoreo" con diferentes significados. Esto dejó nuestra tarea pobremente definida. Por otra parte, mientras peleábamos con esta tarea, nos dimos cuenta que CONAP, nuestro principal cliente, deseaba más información de la proporcionada por un simple programa de monitoreo según lo concebido por nosotros. Nos reunimos varias veces con personal de CONAP para discutir las necesidades de esa agencia con respecto a la información biológica en apoyo del manejo de la reserva. Fue obvio que CONAP, aunque interesado en el monitoreo biológico, también deseaba información para ayudar a responder preguntas tales como: 1) Cuáles son los recursos biológicos de la RBM y dónde están?, 2) Hay sitios ecológicos únicos que merecen protección especial?, 3) Cómo se ven afectadas las comunidades naturales de la reserva por los diversos usos de la tierra?, 4) Dónde se deberán localizar los corredores entre las zonas núcleo? Todas estas son preguntas que se responden mejor con *inventario e investigación* biológica en lugar de *monitoreo por sí mismo*. Por lo tanto, aún cuando nuestra meta principal es presentar un plan de monitoreo, también comentamos formas en las cuales el inventario biológico y la investigación pueden ayudar a mejorar la administración y protección de la reserva.

#### *Desarrollo de un plan de monitoreo*

La meta principal de este documento es presentar un plan para monitorear la integridad biológica de la RBM. Nuestros objetivos son: (1) proporcionar una base conceptual completa para el monitoreo ecológico en general; (2) identificar las principales amenazas de importancia en la RBM, y clases específicas de monitoreo que se necesita; (3) sugerir "assessment endpoints" o "valores de interés principal" relevantes, por ejemplo, los valores ambientales que se pretende proteger (estos son las cantidades sobre las cuales el monitoreo es diseñado para proveer información; frecuentemente son los estados deseados de los factores en cuestión, por ejemplo, la integridad del ecosistema); (4) especificar indicadores que servirán para monitorear estos valores; (5) en la medida posible, describir métodos para muestrear estos indicadores; (6) discutir algunos aspectos del diseño experimental, análisis de información, y varios asuntos prácticos; (7) sugerir una estructura de personal y organizacional para una unidad de monitoreo dentro de CONAP, y (8) discutir otros asuntos que se crean relevantes para el diseño y conducción del monitoreo ecológico de la RBM.

### 1.3 METAS DE ADMINISTRACION DE LA RBM

La meta de administración de la Reserva de la Biósfera Maya (RBM) es garantizar la conservación de los ecosistemas y recursos naturales de la reserva así como el uso sostenible de los mismos para el bienestar humano. Interpretamos esta amplia meta para incluir el siguiente objetivo--mantener toda la flora y fauna nativa de la RBM,

dentro de el rango natural de valores de la abundancia de especies, diversidad genética, y tasas y patrones de procesos ecológicos, ecosistema y paisaje--durante un lapso de tiempo de varios siglos, en tanto que se proporcionan beneficios sostenidos a los humanos. Una meta adicional es patrocinar estilos de vida sostenibles de las personas que viven en y cerca de la reserva. A la vez, la meta principal del monitoreo es apoyar en el logro de estas metas de administración.

#### 1.4 DEFINICIONES

Existe mucha confusión sobre las diferencias entre *inventario*, *investigación*, *monitoreo* ecológico y *evaluación* ecológica. Aquí definimos el sentido en el cual utilizamos estos términos. *Inventario biótico* es la obtención de información que cuantifica y describe la flora y fauna de un área dada, respondiendo a la pregunta "Que hay, cuánto, y dónde?" Se puede llevar a cabo a nivel del gen, individuo, población, especie, comunidad, hábitat, ecosistema, o paisaje, pero aquí consideramos los niveles desde la población hacia arriba. Cuando se realiza el inventario en una forma sistemática y repetida posteriormente, este puede producir *monitoreo*. El inventario también se puede realizar en tal forma que alcance objetivos de investigación (por ejemplo, permitiendo comparaciones entre sitios o hábitats).

*Monitoreo ecológico* (= *biológico*, *biótico*) es una vigilancia periódica (regular o irregular) de la flora y fauna o propiedades relacionadas (por ejemplo, procesos ecológicos) en una forma que facilita la detección de cambios significativos de estándares o normas predeterminados, permitiendo acciones correctivas. Por contraste, la *investigación* generalmente intenta descubrir una relación general, frecuentemente de causa y efecto. La investigación generalmente busca establecer generalidades que permitan extrapolación y predicción a otros tiempos, lugares, y circunstancias. En contraste, el inventario y monitoreo involucran documentar casos específicos. Aunque ambos, monitoreo e investigación, deberían requerir el mismo grado de rigor científico, los requisitos para repetición pueden variar, dependiendo de lo extenso del "universo" al cual uno espera extrapolar los resultados. En ningún caso puede uno extrapolar más allá del universo de situaciones justificadas por la diversidad de situaciones en las cuales uno ha estudiado la entidad en cuestión. En el monitoreo, uno debe ser muy claro sobre que universo en realidad se está monitoreando. Si, por ejemplo, uno monitorea pájaros solamente en Tikal, uno puede apenas reclamar estar monitoreando adecuadamente las poblaciones de pájaros de la completa Reserva de la Biósfera Maya; lograr esto último requeriría muestrear a través de muchas porciones de la reserva. En la investigación, uno normalmente está sólo prediciendo que cierta relación o tendencia será verdadera dentro de un universo estipulado, en lugar de alegar conocer el estado continuo de una cantidad a través de este universo estipulado. Por lo tanto, en por lo menos una forma, monitorear adecuadamente una cantidad ecológica puede ser por lo menos tan demandante como hay muchos proyectos de investigación ecológica.

En la RBM, ha habido mucha discusión sobre "monitorear" los efectos de ciertos usos de la tierra, en particular, la tala selectiva. Aquí hay una gran necesidad de claridad. Si uno espera hacer declaraciones generales sobre la forma en que algún componente de la flora y fauna responde a la tala *en general* (una clase de uso de la tierra) esto implica *investigación* y requiere repetición, o sea, estudio de más de una operación de tala. Si uno está interesado en los efectos de un proyecto de tala *específico* (un proyecto de uso de la tierra más que una práctica en general), esto involucra *monitoreo* o, quizá más apropiadamente, "*evaluación de impacto*", y requiere documentación adecuada de esa operación de tala en particular (y de sitios de control adecuados).

Otros conceptos relacionados son los de *evaluación* y *avalúo* ecológico y *priorización de conservación*. Evaluación y avalúo son sinónimos. Estos términos se refieren a la caracterización de algunas unidades ecológicas con respecto a algunos criterios que proporcionan valores contra los cuales la unidad es juzgada--grado de "naturalidad", "representatividad", etc. Estos términos se refieren solamente a un enfoque o proceso, y no tienen ningún significado particular en la ausencia de una afirmación clara del conjunto de estándares o valores empleados allí. La priorización de conservación es un área de mucha actividad y es el acto de utilizar criterios para establecer prioridades para la adquisición de tierra u otras acciones de conservación. Se han utilizado muchos criterios para priorizar.

Deseamos enfatizar que este documento no concierne con "M y E del proyecto", o sea, monitoreo y evaluación de *proyectos*, incluyendo aquellos que incluyen el Proyecto de la Biósfera Maya de USAID. Aunque algo

de lo que se presenta aquí podría indudablemente adaptarse al propósito de monitoreo y evaluación de los proyectos, tal empresa tiene una meta fundamentalmente diferente que la de monitorear el estado de conservación y la integridad ecológica de la Reserva de la Biósfera Maya.

#### 1.5 POR QUE LLEVAR A CABO UN INVENTARIO ECOLOGICO, MONITOREO E INVESTIGACION EN LA RBM?

El Cuadro 1 detalla algunas de las clases de información científica necesaria para administración de la RBM. El inventario biótico se necesita más durante las fases iniciales de la creación de la reserva--proporciona una exposición razonada para el tamaño, ubicación, y zonificación interna. También se necesitan la evaluación y avalúo en la etapa inicial para poder definir las líneas naturales en las cuales la reserva puede defenderse contra la intrusión, así como los sitios donde los puestos de control y otra infraestructura deberían colocarse. La investigación se necesita inicialmente para reportar todos los aspectos del diseño de la reserva y guiar en establecer políticas tales como los usos permisibles de la tierra. En muchos casos la investigación publicada realizada en cualquier otro lugar proporciona principios generales que son relevantes para el diseño de la reserva. Hay una necesidad constante de investigación para afinar las políticas de manejo, y quizá para el diseño de la reserva, a la luz de las condiciones locales.

**Cuadro 1. Clases de información necesaria para el manejo de la RBM**

Retos de Administración	Tipos de información necesaria	Diseños/métodos que facilitan la recolección de la información
Zonificación de la reserva	Que hay en la reserva y dónde?  (principalmente, áreas únicas o ecológicamente muy importantes, también las especies raras o en peligro)	1. foto aérea/sentido remoto, mapeo de vegetación 2. "evaluación rápida" 3. inventario en varias áreas <i>(todas son formas de inventario)</i>
Normas que regulan la cacería e industrias de productos no forestales	1. Cuál es el tamaño y tendencia de la población?  (información del censo; información demográfica [estructura de las edades, reproducción, sobrevivencia])  2. Cómo responden a la cacería y la presión de la cosecha las poblaciones de las especies?  (por ejemplo, diferentes intensidades, tiempo y frecuencia de la cosecha)	1. Censo de densidad o abundancia relativa, a lo largo de transectos, desde áreas de extracción intensiva a áreas de baja o ninguna extracción, pero en hábitats similares (por ejemplo de las aldeas hasta el centro de una zona núcleo o área silvestre) <i>(monitoreo)</i>  2. Estructura de la edad, información demográfica (de animales cosechados por los cazadores o de los estudios demográficos de las plantas) <i>(monitoreo)</i>  3. Respuesta a cosecha <i>(investigación)</i>
Monitorear los éxitos de conservación y "salud" ecológica de la reserva, incluyendo éxitos de manejo	Cuáles son las tendencias temporales en los indicadores de integridad biótica y éxitos de conservación?	Muestreo repetido vía métodos repetitivos <i>(monitoreo)</i>
Establecer políticas de manejo de la reserva y de uso de la tierra	Qué usos de la tierra son compatibles (en general) con los objetivos del manejo de la reserva?	1. Comparación de áreas impactadas con áreas no-impactadas, antes y después del evento.  2. Comparación "horizontal"--por ejemplo el guamil comparado con el bosque maduro; talado vrs. no talado <i>(investigación)</i>
Evaluar las políticas de manejo de la reserva y de uso de la tierra, monitorear el cumplimiento	Se están realizando usos de la tierra en una forma sostenible y ecológicamente aceptable en casos específicos?	1. Comparación de áreas impactadas con áreas no-impactadas, antes y después del evento.  <i>(monitoreo o evaluación de impacto)</i>

Asignación de infraestructura y recursos humanos para la protección y vigilancia	Donde deberían estar los puestos de control?  Que rutas de patrulla deberían usarse?	<i>Evaluación y avalúo</i> de líneas naturales de defensa, rutas de acceso, etc.
--	--	--

La razón principal para realizar el monitoreo ecológico en la RBM es ayudar a asegurar que se alcanzan las metas de conservación de la reserva. Se necesita el monitoreo para revelar si el manejo de la reserva es efectivo, y para especificar formas en las cuales las políticas de manejo o diseño de la reserva necesitan ser alterados para alcanzar las metas de conservación. En corto, el monitoreo revela si la reserva está funcionando bien. Sin monitoreo adecuado los administradores de la reserva tienen que proceder en una vacuna de información, simplemente asumiendo que los objetivos de conservación se están alcanzando. La experiencia y un gran cuerpo de teoría demuestran que las metas de conservación *no* se alcanzan necesariamente dentro de las reservas; por lo tanto, el monitoreo es esencial. El monitoreo toma especial importancia cuando los elementos bióticos de la reserva están sujetos al uso directo, humano y con fines de explotación, como lo son las poblaciones de animales cazados, árboles forestales, y especies de plantas no-forestales de la RBM. Tal monitoreo, dirigido a evaluar la adecuación del manejo, algunas veces se le denomina monitoreo de *impacto*.

Una meta adicional del monitoreo es revelar las tendencias dentro de la flora y fauna, aparte de los efectos del manejo de la reserva. Por ejemplo, el monitoreo puede ayudar a revelar efectos de cambios regionales y globales que afectan el logro de los objetivos de conservación, aparte del impacto de prácticas locales de manejo. Mientras que una respuesta de manejo puede o no ser posible para tales tendencias "macro", vale mucho la pena estar informado de su existencia y manifestaciones dentro de la reserva. Tal monitoreo del estado general de la flora y fauna, independientemente de las prácticas de manejo, algunas veces se le denomina *monitoreo de base* o "baseline monitoring".

Otra razón para realizar monitoreo biótico es cumplir las obligaciones legales. El artículo 7 de la Convención de las Naciones Unidas para Ambiente y Desarrollo requiere que las naciones signatarias (de las cuales Guatemala forma parte) "identifiquen componentes de biodiversidad importantes para la conservación y uso sostenible y monitoreen, por medio de muestreo y otras técnicas, los componentes de diversidad biológica identificados." La convención también llama a los signatarios a "identificar procesos y categorías de actividades que tienen o podrían tener impactos significativos adversos en la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica, y monitorear sus efectos" (Stork y Samways 1996). Una razón final para realizar monitoreo es verificar el cumplimiento con las normas relevantes y planes de manejo; aunque no sea un enfoque principal de este documento, la necesidad de tal monitoreo de *cumplimiento* está subrayada en unos pocos casos.

El monitoreo motivado por cualquiera de las cuatro razones proporcionadas arriba contribuye a la meta final de asegurar los beneficios a largo plazo para la humanidad proporcionados por la reserva. En este documento nos enfocamos en detectar las clases de cambios que significan la pérdida incipiente de la integridad de los ecosistemas, y que puede ser revertida, detenida, o mitigada por acciones o políticas en y cerca de la RBM. También se considera el monitoreo de cambios globales (por ejemplo cambio de clima), pero se les da menor énfasis.

## 2. MONITOREO DE ACTIVIDADES HUMANAS

Los enfoques para monitorear los efectos de las actividades humanas en la flora y fauna de la RBM pueden agruparse en dos amplios enfoques--monitoreo de los efectos en la flora y fauna, y monitoreo de la magnitud y características de las actividades humanas (de las cuales los efectos probables en la flora y fauna, y otras cantidades relevantes a la evaluación, se pueden estimar). En esta sección presentamos aquellos aspectos de un programa potencial de monitoreo que se enfocan en los esfuerzos humanos propiamente. Creemos que los componentes propuestos en esta sección no requieren justificación o explicación extensa y están dictados en gran manera por el sentido común. Los componentes que son más puramente de naturaleza biológica y ecológica se presentan en una sección posterior.

**Cuadro 2. Monitoreo de actividades humanas--valores de interés principal ("assessment endpoints") propuestos, indicadores, métodos de muestreo, y prioridades.**

<b>Amenazas/perturbaciones/valores de interés principal/a ser monitoreados</b>	<b>Indicador</b>	<b>Método de muestreo o recopilación de información</b>	<b>Prioridad</b>
1. Deforestación, fragmentación del bosque  (tasa, localidades)	* medidas de cambio de cobertura  * medidas de fragmentación y conectividad	* sensibilidad remota, SIG, métodos de detección de cambio de cobertura  *"Fragstats", otros programas de computación que miden la conectividad  *inspección visual de la imagen de cambio de cobertura	la más alta  baja  alta
2. Penetración de nuevas maneras de acceso a las áreas anteriormente prístinas	* construcción y mejoramiento de carreteras	* Guardarecursos documentan patrones durante patrulla, y mapean caminos nuevos con GPS  * inferir de la imagen de satélite; averiguar mediante visitas de campo	alta  alta
3. Tendencias de población humana	* tamaño, estructura de la edad de la población    * fuente de inmigrantes, razones para inmigración	* municipalidades realizan censos cada dos años  * ONGs mantienen cálculos anuales para sus áreas de responsabilidad  * censos de aldeas focales cada tres años como parte de la encuesta de sostenibilidad de la forma de vida	alta  alta  alta
4. Tendencias de la industria de ganadería	* área de potrero  * cantidad de ganado	* hacer seguimiento del área de pasto por medio de las imágenes de satélite  * contar el ganado que entra a la reserva  * guardarecursos recopilan información durante patrulla  * encuesta periódica de sostenibilidad del estilo de vida	alta  baja  alta  alta
5. Sostenibilidad de estilos de vida de los residentes de la RBM	* respuestas a cuestionarios/entrevistas	* encuestas periódicas de sostenibilidad de los estilos de vida de las poblaciones foco	alta
6. Industrias de productos no forestales: sostenibilidad			
A. Aspectos de desempeño de la industria	* tamaño, valor de las cosechas, por área	* Chicle - informes de cosechas acompañando cada embarque de los campamentos; xate - informes completados con cada venta de un	alta

	<p>* calidad de las cosechas, por área</p> <p>* cosechas por unidad de esfuerzo</p> <p>* distribución de beneficios monetarios</p>	<p>xatero a un intermediario</p> <p>* chicle - pureza, % de humedad (CONAP, SUCHILMA evalúan); xate - cantidad y % de hojas rechazadas durante la selección</p> <p>* chicle - informes de cosecha (ver arriba); xate - hojas de información completadas con cada venta de xatero a intermediario</p> <p>* chicle - información reportada periódicamente; xate - solicitar reportaje a CONAP para cada venta (cantidad y precio) en cada etapa</p>	<p>alta</p> <p>alta</p> <p>baja</p>
<p>B. Poblaciones de plantas:</p> <p>Chicle</p>	<p>* demografía de población de chicozapote (distribución de tamaños de los árboles; tasa de sobrevivencia y crecimiento por tamaño; tasa de regeneración; tasa de producción de fruto)</p> <p>* respuesta a diferentes frecuencias de extracción de latex (sobrevivencia, crecimiento, producción de fruto, producción de latex)</p>	<p>*varios métodos de muestreo, basados y no basados en parcela; basados parcialmente en árboles marcados</p> <p>* estudio experimental a largo plazo como parte de la extracción normal en las concesiones comunitarias; árboles marcados</p>	<p>alta</p> <p>alta</p>
<p>Xate</p>	<p>* demografía de las principales especies de xate; densidad, tasas de floración, producción frutal, establecimiento, crecimiento y sobrevivencia</p> <p>* respuesta a diferentes intensidades y frecuencias de cosecha; los mismos indicadores que arriba</p>	<p>* métodos de muestreo basados y no basados en parcelas, utilizando parcialmente plantas marcadas</p> <p>* ensayos experimentales a varias intensidades y frecuencias de extracción</p>	<p>alta</p> <p>alta</p>
<p>7. Tala comercial</p> <p>A. Desempeño de la</p>	<p>* cantidad y fuente de</p>	<p>* inspección rigurosa de embarques de</p>	<p>alta</p>

<p>industria, cumplimiento</p>	<p>madera que sale de la reserva; por especie y tamaño</p> <p>* valor e ingreso de impuestos de la madera que sale de la reserva</p>	<p>madera en las estaciones de control; verificación de la veracidad de las "guías"</p> <p>* los concesionarios proporcionan un informe anual</p> <p>* ejercer control de calidad sobre el proceso de informe que existe</p> <p>* los concesionarios proporcionan un informe anual</p> <p>* anualmente CONAP reúne información sobre impuestos de la agencia gubernamental relevante</p>	<p>alta</p> <p>alta</p> <p>baja</p> <p>media</p> <p>alta</p>
<p>B. Poblaciones de plantas (principalmente caoba, cedro)</p>	<p>* tamaño de la población "en pie"; estructura de edad/tamaño de los árboles en la población</p> <p>* tasa de regeneración</p> <p>* tasas de crecimiento y sobrevivencia por tamaño, especialmente para clases jóvenes</p>	<p>* los concesionarios realizan estudios, utilizando métodos aprobados</p> <p>* los concesionarios mantienen un inventario forestal de diseño e intensidad especificados; actualizan anualmente con nueva información demográfica y de cosecha</p> <p>* utilizar lo anterior para modelar proféticamente el futuro de los recursos forestales de las concesiones y modificar el sistema de tala y otras prácticas de manejo</p>	<p>alta</p> <p>alta</p>
<p>8. Tráfico en loros y guacamayas</p>	<p>* magnitud del tráfico, especialmente de guacamayas</p>	<p>* registros de confiscación de CONAP</p> <p>* información sobre vigilancia en el aeropuerto de Flores</p> <p>* información de puestos de control y patrullas guardarecursos</p>	<p>alta</p>
<p>9. Caza para subsistencia</p>	<p>* cosecha por esfuerzo de unidad de caza</p> <p>* rasgos demográficos de animales cosechados</p> <p>* impresiones de los</p>	<p>* basar todo lo siguiente en trabajo detallado con grupos focales de cazadores en aldeas seleccionadas, sobre base de rotación:</p> <p>* información del cazador registrada para cada sesión de cacería; método, esfuerzo, bolsa</p> <p>* preservar e inspeccionar partes relevantes; determinar edad, sexo, condición de reproducción</p> <p>* entrevista</p>	<p>alta</p> <p>mediana</p> <p>alta</p>

	cazadores sobre tendencias de la población de las especies cinegéticas		
--	--	--	--

## Indicadores Propuestos y Métodos de Muestreo

Siguiendo la secuencia del Cuadro 2, nuestras recomendaciones son las siguientes. Donde no damos títulos separados para métodos preferidos y alternos, los métodos presentados son los más simples y de más bajo costo que pudimos prever.

### 2.1 Monitorear cambio en la cobertura vegetativa

El monitoreo del cambio en la cobertura vegetativa es la tarea más importante de monitoreo que debe realizarse en la RBM. Este monitoreo necesita documentar tanto las tasas globales y la localidad específica y tasas locales de cambio vegetativo. El aspecto más importante para monitoreo es la tasa de deforestación (remoción o alteración drástica del bosque primario). Adicionalmente, el monitoreo de la destrucción o modificación de otros tipos de vegetación natural (por ejemplo, humedales, savanas naturales) es deseable, y será más importante mientras la invasión empieza a afectar más estos hábitats. Hasta donde sea práctico, también es deseable rastrear los subsiguientes usos de la tierra y tipos de cobertura después de la limpieza inicial del bosque.

Una meta secundaria puede ser documentar tasas, localidades y grado de modificación del bosque por procesos tales como tala selectiva y corte de leña que conduce a la alteración más que a la deforestación. Sin embargo, suponemos que esto es mucho más difícil de alcanzar por medio de un sensor remoto, y lo consideramos una prioridad más baja que la tarea descrita arriba. Una tercera meta es documentar el grado y patrón de fragmentación de hábitat y analizar efectos probables sobre la conectividad biológica. Los índices de fragmentación y otras características relativas al espacio pueden investigarse por medio de imágenes satélite de cambios de cobertura mencionadas anteriormente, junto a programas de computación y SIG tales como "Fragstats" (McGarigal y Marks 1994) y la de Schumaker (1996). Por último, también se podría poner atención especialmente mientras progresa la fragmentación, a los patrones de proximidad y conectividad entre los diferentes hábitats y regiones topográficas que comprenden el paisaje total de la RBM--por decir, se podría monitorear la "integridad del paisaje".

#### *Métodos preferidos:*

El análisis de cambio de cobertura se alcanza mejor a través de las imágenes de satélite, análisis de imágenes, y SIG, con verificación a nivel de campo según se necesite, tal como se hace actualmente, principalmente el Dr. Steve Sader de la Universidad de Maine, en colaboración con la NASA y Conservación Internacional/ProPetén. Recomendamos que este análisis se repita para toda la reserva a intervalos no mayores de dos años. Los métodos para metas subsiguientes se mencionan arriba.

#### *Alternativa baja-tecnología/bajo costo:*

No hay alternativa de baja-tecnología que dé resultados comparables con los del enfoque preferido. En el caso que el enfoque preferido resulte imposible por alguna razón, la opción de preferencia secundaria sería realizar reconocimientos aéreos periódicos y fotografía, especialmente en áreas en las que se conoce o sospecha que están sujetas a altas tasas de deforestación. Si esto también fuera imposible, el único recurso sería reunir información por observación directa en el campo, por ejemplo, durante las actividades de la patrulla por los guardarecursos. Sin embargo, este último enfoque es infinitamente inferior a usar imágenes de satélite. Si el financiamiento para monitoreo es limitado, el componente de sensor remoto debería formar el programa central que recibe el financiamiento que esté disponible. Adicionalmente al enfoque de satélite, los guardarecursos deberían registrar rutinariamente información sobre actividades de deforestación durante las actividades de la patrulla, utilizando un formato de informe estandarizado (por ejemplo, Apéndice 7).

*Algunos temas específicos para monitoreo e investigación:*

1. Realizar un estudio detallado de la historia subsiguiente de sitios cuyas deforestación inicial está documentada por medio de información de satélite. Determinar con que frecuencia se vuelven a cultivar los sitios, cuantos se convierten a pastos, y cuantos se convierten en tierras degradadas como talquizal y chispal (unicultivo de *Pteridium aquilinum*).
2. Estudiar patrones de propiedad en relación con deforestación y patrones subsiguientes de uso de tierras. Cuántos propietarios son responsables de que cantidad de la deforestación? Cuales son sus motivos para desforestar? Como afecta la seguridad de la tenencia de tierra la dinámica de la deforestación?
3. Comunidades bióticas que existen en cantidad limitada en la RBM pueden merecer atención especial.

## **2.2 Monitorear la construcción y mejora de caminos**

Sader et al. (1996) han mostrado que más del 90% de la deforestación reciente dentro de la RBM ha sucedido dentro de 2 kms. de caminos; obviamente, la construcción y mejora de carreteras a áreas en otro tiempo inaccesibles facilita la invasión y deforestación de la reserva. Por esta razón, se deberían hacer esfuerzos para monitorear la construcción y mejoramiento de carreteras, incluyendo carreteras hasta donde sea posible.

*Métodos preferidos:*

El método preferido en este caso es el método de baja tecnología. La información sobre la creación de nuevos caminos y mejoras a los existentes debería reunirse rutinariamente durante las actividades de la patrulla por los guardarecursos, quienes deberían dibujar mapas de los nuevos caminos utilizando el GPS. Este método tiene una resolución más alta que la de las imágenes de satélite y permitirá una detección más rápida de nuevas actividades y por lo tanto una respuesta más oportuna de lo que sería posible por medio de análisis periódicos de imágenes de satélite. Sin embargo, las imágenes de satélite y detección de cambios también deberían usarse para inferir la existencia de caminos provenientes de patrones de deforestación. Se debería enviar a los guardarecursos a verificar la veracidad o falsedad de la existencia de caminos en las áreas sospechadas, y mapearlas.

## **2.3 Monitorear tendencias de población humana en la reserva**

Para administrar de mejor forma la reserva, CONAP indudablemente se puede beneficiar de la información sobre el número de personas que viven en la reserva, y la forma en que ellos utilizan los recursos naturales allí. La información sobre el uso de los recursos se proporciona bajo otro indicador; aquí tratamos la pregunta del número y distribución de personas. Idealmente, uno monitorea por unidad de manejo el tamaño y tasa de crecimiento de la población humana. Es difícil, sin embargo, conocer cual de los siguientes métodos es el más realista y práctico.

- a. Tamaño y estructura de edad de la población

*Métodos preferidos:*

Idealmente, se debería realizar un censo completo de la reserva cada dos años, por medio de entrevistas de puerta en puerta. Esto puede lograrse de varias formas:

1. Posiblemente el plan más práctico es que cada ONG cense la porción de la reserva sobre la cual tiene responsabilidad; en áreas donde ninguna ONG tiene responsabilidad, CONAP pondría a los guardarecursos a realizar el censo.
2. Otra alternativa es que los guardarecursos de CONAP realicen el censo apoyados por las ONGs, según sea conveniente.
3. Una tercera posibilidad sería que las municipalidades realicen el censo. Sin embargo, esto requeriría

incentivos adecuados para hacer atractiva a las municipalidades esta tarea; quizás un incentivo fiscal podría arreglarse.

4. Un cuarto enfoque sería otorgar periódicamente un pequeño contrato a una ONG con el propósito de realizar un censo en toda la reserva.

5. Sin importar los esfuerzos mencionados arriba, los guardarecursos durante las actividades de la patrulla deberían hacer cálculos frecuentes del tamaño de la población en las rutas de las patrullas, en particular notando nuevas viviendas y unidades familiares.

6. La información del censo debe reunirse en aldeas focales, durante el curso de las encuestas periódicas de la sostenibilidad de la forma de vida (ver abajo).

*Alternativas de bajo costo y tecnología, y fuentes de información alterna:*

1. Aprovechar la información reunida anualmente por SNEM, la agencia nacional para el control de la malaria, sobre la población. Sin embargo, se cree que SNEM sistemáticamente subestima la población (N. Schwartz, comunicación personal); por lo tanto, sería necesario un factor de corrección. Los estudios iniciales podrían determinar si son posibles los cálculos de la población exacta utilizando un factor de ajuste para predecir la población real con base en la información de SNEM. Si ese fuera el caso, dicho factor podría aplicarse a la información anual de SNEM para estimar la población anual dentro de la RBM. Sin embargo, nos preguntamos la conveniencia de este enfoque; su conveniencia tendría que verificarse independientemente por un par de años antes de ser considerada confiable.

2. Reunir información sobre inmigración en los puestos de control de CONAP a las entradas de la reserva. Esto no parece práctico porque los puestos de control no existen en todas las entradas a la reserva y los existentes no siempre están operando. Además, donde sí operan los puestos de control, las personas tal vez no siempre proporcionarían tal información libremente.

3. Solicitar periódicamente a INTA, FONAPAZ, ACNUR, SEGEPLAN, ONGs, Municipalidades y cualquier otra agencia que trabaje con los ocupantes de la reserva, información relacionada con el tamaño y cambio de la población en las áreas donde ellos trabajan. Utilizar esta información para actualizar y ajustar los cálculos de la población por área de manejo.

4. Cuando se efectúan los censos nacionales se deben hacer todos los esfuerzos para garantizar la veracidad de los resultados obtenidos dentro de la RBM. (Hay una fuerte creencia de que el censo más reciente subestimó las poblaciones en el norte de Petén). Estos resultados deberían ser usados posteriormente, si son apropiados, para corregir los cálculos que resultan de otras fuentes.

5. Las imágenes de satélite deberían usarse para descubrir áreas de inmigración actual, para resaltar áreas donde se necesita obtener la información del censo.

b. Fuentes y causas de inmigración a la reserva.

Es importante saber cuales regiones geográficas son las fuentes de inmigración continua hacia la RBM, así como los factores que causan que estas personas abandonen sus áreas de residencia previa para inmigrar a la RBM. Tal información permitiría la evaluación de posibles formas de tratar con tal migración a sus fuentes geográficas, y en sus causas.

*Métodos preferidos:*

Tal vez es preferible que alguna entidad que no sea CONAP asuma la responsabilidad de este monitoreo; en este caso, CONAP debería solicitar periódicamente resultados de esa agencia. Sin embargo, esta clase de información debería también reunirse como parte de las encuestas de sostenibilidad del estilo de vida descritos en otra sección de este documento. Por otra parte, CONAP puede necesitar adquirir tal información en casos específicos, en áreas de

inmigración activa como delinear las imágenes de satélite y otras fuentes.

## **2.4 Monitorear la extensión de la industria ganadera en la reserva**

### *Métodos preferidos:*

Ultimamente estamos más preocupados por el área de pasto para ganado dentro de la reserva, y la tasa de su expansión, en lugar de con el número de ganado involucrado. Por lo tanto; es importante para los esfuerzos de detección de cambios en la cobertura de satélite, calcular la extensión de pastos en la RBM y la tasa y localidad de su expansión. Esto debería ser una parte rutinaria de los esfuerzos de satélite y debería incluir verificación a nivel de campo adecuada para verificar si las áreas que se creía eran pastos están en realidad dedicadas a ganadería.

### *Alternativas de bajo costo y tecnología:*

1. Adicionalmente, o en lugar de los esfuerzos de sensor remoto, podría monitorearse el número y clase de ganado dentro de la reserva, por área y zona de manejo, así como aquellos que entran y salen de la reserva. Hasta cierto punto, esto podría lograrse a través de un censo inicial de ganado, seguido por un registro comprensivo del ganado que entra y sale de la reserva, por personal en los puestos de control en los puntos de entrada a la reserva.

a. En los puestos de entrada, los guarda recursos podrían recabar información del número y clase de ganado que entra y sale de la reserva, y probablemente también su fuente y destino.

b. Los guardarecursos deberían recabar información, por observación directa durante las actividades de la patrulla, sobre áreas de ganado, número de cabezas de ganado, y extensión del pastizal.

c. Censo periódico por medio de entrevistas en toda la reserva (ver sección sobre "monitoreo de la sostenibilidad de estilos de vida de los residentes de la RBM")

Más de un entrevistado quien criticó los primeros borradores de este plan comentó que reunir información en las estaciones de control de CONAP no es posible por las siguientes razones (1) es fácil evitar las estaciones de los guardias, (2) las personas no proporcionarían la información tan libremente al personal de CONAP, y (3) los intentos para reunir información pueden dañar al personal de CONAP o prevenir a CONAP de establecer amistad con los residentes de la reserva. Estamos de acuerdo que este enfoque probablemente no es tan útil como el enfoque de sensibilidad remota. Sin embargo, creemos que evadir reunir información en los puestos de control por tales razones no es justificable. Si la información se reuniera simplemente sobre el número de animales que entran o salen, y no se hiciera ninguna pregunta sobre la fuente o destino, esto no sería entrometedor ni amenazante. El problema más grande es quizás que las estaciones de guardia no están dotadas de personal, lo están periódicamente, y quizás no existen en todos los puntos de acceso a la reserva. En resumen, no creemos que obtener información en los puestos de guardia sea muy prometedor; el enfoque de sensibilidad remota junto con la verificación a nivel de campo, durante las patrullas, y las entrevistas sobre el estilo de vida es mucho más superior.

## **2.5 Monitorear la sostenibilidad de los estilos de vida de los residentes de la reserva**

Es importante monitorear las formas en que los residentes de la RBM se sostienen e interactúan con los recursos naturales de la reserva. Para alcanzar las metas de administración de la RBM, los residentes de la reserva y otros que usan la reserva deberían progresivamente progresar hacia actividades económicas que utilizan los recursos naturales de la reserva de una forma sostenible, garantizando un flujo fijo de beneficios humanos provenientes de la reserva en el largo plazo. Monitorear la naturaleza de las actividades económicas familiares ayudará a indicar si esta meta está siendo alcanzada.

### *Métodos preferidos:*

Estos datos se recopilan mejor por medio de encuestas periódicas realizadas de puerta en puerta en localidades focales. Se deben desarrollar, probar y refinar cuestionarios detallados. Estos deberían ser empleados en aldeas focales a lo largo de la reserva, con cada aldea re-muestreada periódicamente, quizás cada tres años. Los cuestionarios se deben diseñar de tal forma que revelen qué porcentaje del sustento de la casa proviene de diferentes fuentes, considerando no sólo los ingresos en efectivo, sino también las cosechas cultivadas para el consumo familiar y la importancia de la caza, pesca y otras actividades de extracción. También se debe obtener información sobre niveles de salud y educación de los miembros de la familia. Adicionalmente, ésta es una forma fundamental de medir la eficacia de los esfuerzos de las ONGs para promover estilos de vida más sostenibles en los residentes de la reserva. La información recabada debería incluir una amplia cobertura de las prácticas agrícolas y tendencias--clases de cultivos y número de hectáreas cosechados, duración del período de descanso de las milpas, cantidad de guamil cortado y su edad, cantidad de bosque primario cortado, uso de frijol abono, número y clase de animales domésticos, y uso de fertilizantes químicos y biocidas.

Las aldeas recomendadas para usarse como aldeas focales incluyen Uaxactún, Carmelita, San Miguel La Palotada, La Pasadita, Cruce a Dos Aguadas, Bethel, El Naranjo, 3-6 sitios entre La Libertad y El Naranjo, y 2-4 sitios a lo largo del camino de Ixlú a Melchor de Mencos. Se deberían incorporar aldeas adicionales según se considere apropiado, especialmente en áreas de inmigración intensa a la reserva. Los esfuerzos de censos deberían alternarse para que cada año se encuesten de tres a seis aldeas, repitiendo la encuesta en cada aldea cada tres años.

## **2.6 Monitorear la sostenibilidad de industrias de productos forestales no maderables**

Es importante monitorear la vitalidad y sostenibilidad de las industrias de xate y chicle; también se podrían dedicar algunos esfuerzos a la industria de la pimienta, pero esto parecería una prioridad más baja debido a su pequeña magnitud. Se necesitan dos distintas clases de monitoreo: 1) monitoreo de varios aspectos de desempeño de la industria (cosecha por unidad de esfuerzo, etc.), y 2) monitoreo de la demografía y productividad de las poblaciones relevantes de plantas. Para el chicle, xate hembra y jade recomendamos que se monitoree lo siguiente:

### *Monitorear aspectos de desempeño de las industrias--métodos preferidos:*

1. Cantidad total cosechada y cantidad cosechada por unidad de esfuerzo de búsqueda/cosecha, por área.

Hasta cierto punto, la información sobre la cosecha ya está recabada por CONAP; se deberían realizar esfuerzos para asegurar que tal información esté completa y precisa, en general y por área y unidad de manejo. Sin embargo, la información sobre cantidad cosechada no es muy revelador a menos que también se especifique la cantidad de esfuerzos de búsqueda y cosecha. Por ejemplo, las cosechas de xate podrían elevarse porque se cosechan áreas adicionales, aún cuando el retorno por unidad de esfuerzo de búsqueda decline por la degradación del recurso. Por lo tanto, es crucial documentar la cantidad de búsqueda y esfuerzos de recolección invertidos en generar una cantidad dada de cosecha. Los involucrados en cada industria de productos no maderables deben decidir la mejor forma de cuantificar los esfuerzos de búsqueda y cosecha, y recolectar tal información. Tentativamente, recomendamos lo siguiente:

- A. Chicle - Todos los embarques de chicle desde los campamentos deben ir acompañados por una declaración de: (a) cosecha total y número total de chicleros y días-chiclero involucrados en generarlo, (b)

cantidad (masa) de chicle recogido por cada chiclero, y (c) número de días invertidos en recolectar esa cantidad. Los dos últimos números deberían estar claramente indicados por cada individuo, para que se pueda calcular la cosecha de chicle por unidad de esfuerzo para cada chiclero (los nombres de los chicleros no importan, y tal vez sería mejor no indicar esto). Los embarques de chicle desde el bosque deberían especificar claramente el campamento de origen y describir los límites del área para la cual se reporta la cosecha.

B. Xate - Se debería desarrollar un formulario que deberían usar los contratistas y recolectores rurales para registrar cada compra de xate a un xatero. El formulario se completaría en el momento de cada transacción y reportaría: a) localidad donde se realiza la transacción (esto indicaría de una forma general el área de extracción) b) número de gruesas (y definición numérica de una gruesa) por especie de xate, y c) cantidad de esfuerzo de cosecha requerido (horas o porciones de un día), y d) precio de venta al xatero. Estos formularios deberían entregarse a CONAP a intervalos frecuentes (mensual o trimestralmente). Este expediente simple proporcionaría a grandes rasgos la información que actualmente hace falta sobre cosechas por área de manejo y sobre tasas de cosecha por esfuerzo de unidad y búsqueda.

C. Pimienta - Actualmente no vemos una necesidad crítica de monitorear la industria de la pimienta; sin embargo, si se encuentra esa necesidad podría emplearse el enfoque descrito arriba para el xate.

## 2. Calidad cosechada, por área y zona de manejo.

Es importante recabar información sobre la calidad, especialmente para el xate, ya que éste es un factor altamente variable que influye la presión de la cosecha. Casi la mitad de las hojas de xate cosechadas se descartan durante el proceso de selección debido a que son más pequeñas, imperfectas o están dañadas.

a. Chicle - Recabar información sobre la pureza y porcentaje de humedad; estos datos ya se reúnen rutinariamente por CONAP y/o SUCHILMA.

b. Xate, jade - Recabar información sobre el número y porcentaje de hojas rechazadas durante el proceso de selección por tamaño pequeño o condición pobre, por área y unidad de manejo.

## 3. Monitorear la distribución de beneficios monetarios dentro de las industrias y valor de impuestos a la nación.

La información sobre exportaciones y valor de impuestos a la nación es útil, permitiéndole a CONAP demostrar la contribución económica de estos usos de la reserva a la nación y balancear el uso de la tierra entre las demandas conflictivas. Más aún, la información sobre la distribución de beneficios dentro de estas industrias es importante; ya que estos factores influyen la intensidad de la presión de la cosecha sobre las poblaciones de plantas.

a. Chicle - La distribución de beneficios dentro de la industria chiclera está fijada por la ley; sin embargo, vale la pena monitorear la cantidad ganada por chiclero por temporada, así como por los contratistas y otros involucrados en la industria, como una medida de la habilidad de la industria del chicle para contribuir efectivamente hacia el sostenimiento de familias en la RBM. Por lo tanto, CONAP debería analizar y reportar estos datos cada año. SUCHILMA debería jugar un papel tan grande como sea posible en reunir esta información, para quitar parte de la carga burocrática de CONAP.

b. Xate - Los sueldos pagados a los xateros han disminuido en tanto que el costo de vida ha aumentado. Este descenso en los sueldos ha provocado la sobre-cosecha, en tanto que los xateros deben cosechar progresivamente más producto para hacer una cantidad específica de dinero. Por lo tanto, es importante monitorear el sueldo por gruesa (así como la definición de una gruesa) y el sueldo por unidad de esfuerzo de recolección (ver arriba), experimentada por los xateros. Esto debería proporcionar una indicación parcial de la viabilidad económica de la industria y permitiría la predicción de tendencias en la intensidad de la cosecha. El procedimiento de reporte descrito bajo el punto 1 arriba proporcionará la información necesaria sobre la cantidad pagada por compra por los intermediarios y la cantidad de esfuerzo de búsqueda, permitiendo los cálculos del retorno económico a los xateros por unidad de esfuerzo de búsqueda.

*Realización de metas de monitoreo* - Aparentemente hay planes en proceso que completarán por lo menos en parte las necesidades identificadas arriba. ProPetén ha progresado en el proceso de crear un mapa de todos o casi todos los campamentos xatero y chiclero existentes en la parte central de la ZUM. De esta lista, ProPetén seleccionará un subconjunto de campamentos que serán visitados para reunir información más detallada.

#### *Monitoreo de indicadores demográficos para xate, chicle y pimienta*

La información existente indica que en muchos casos los productos forestales no maderables son explotados a tasas no sostenibles (Hall y Bawa 1993), y hay evidencia que esto es verdad tanto para el xate como para el chicle en la Reserva de la Biosfera Maya (Heinzman y Reining 1990, Dugelby 1995). Adicionalmente, tales industrias pueden seguir "sostenibles" *económicamente* (i.e. el valor de la industria, ajustado por inflación, aumenta o permanece constante), aún cuando no sean sostenibles *ecológicamente* (Hall y Bawa 1993). Por ejemplo, la demanda persistente puede guiar a un valor estable o aumentando de la cosecha total, a la vez que la sobrecosecha reduce la viabilidad ecológica de los recursos de la planta. Por lo tanto, los indicadores propuestos arriba para varios aspectos de desempeño de las industrias de xate y chicle probablemente no serán adecuados para monitorear la sostenibilidad ecológica de estas industrias. Para monitorear estos últimos, es necesario examinar directamente la demografía de las poblaciones de plantas que forman la base de estas industrias. Esto es importante para evaluar la adecuación del manejo existente y regulación de estas industrias, y sugerir las mejoras que se necesitan.

#### *Métodos Preferidos:*

La única forma realmente adecuada para evaluar el impacto de la extracción sobre la demografía de las especies de chicozapote y xate es a través de un enfoque experimental. O sea, la demografía de las poblaciones explotadas debe compararse con la demografía de una o más poblaciones no explotadas (poblaciones "testigo"). Idealmente, se examinaría la respuesta del xate y chicle a un conjunto de intensidades de extracción y frecuencias. Alternativamente, se puede comparar la demografía de poblaciones sujetas a niveles actuales de extracción de "mercado", con las poblaciones testigo (no explotadas). Un problema significativo puede ser identificar una sola población no explotada que pueda servir como un verdadero testigo. Quizás lo mejor que puede lograrse es usar poblaciones que son explotadas menos del promedio, por ejemplo, poblaciones cerca del corazón del Parque Nacional Tikal u otros sitios bien protegidos. Tales estudios deben emplear plantas individuales marcadas, por lo menos parcialmente, y deberían medir tasas de establecimiento de semilleros, así como la estructura de tamaño/edad, y tasas de crecimiento y sobrevivencia por clase de tamaño/edad. Las medidas de la frecuencia de producción de fruto y semilla también pueden ser importantes, especialmente para el xate. Las características sugeridas de diseño para tales estudios se discuten por Hall y Bawa (1993). Los métodos descritos arriba, aunque no requieren una tecnología extraordinaria, requieren un diseño experimental riguroso y análisis de información por profesionales entrenados especializados en estadística y una ejecución cuidadosa en el campo. No hay una alternativa adecuada más simple.

*Realización de metas de monitoreo.*--Aparentemente hay planes en marcha que deberían cuidar por lo menos parcialmente las necesidades identificadas arriba. ProPetén está estableciendo un programa para examinar los efectos de la intensidad de las cosechas en la ecología del xate y chicle en Carmelita. Aparentemente CATIE está contemplando realizar un estudio de la producción de chicle en Uaxactún, aunque no tenemos detalles de estos planes.

## **2.7 Monitoreo de tendencias dentro de la industria forestal comercial**

Se necesitan dos tipos amplios de monitoreo dentro de la industria forestal: 1) monitoreo de varios aspectos de la industria que ayuden a indicar su sostenibilidad, y 2) monitoreo de la demografía y tasas de crecimiento de las poblaciones relevantes de plantas. Adicionalmente, se necesita urgentemente el monitoreo de cumplimiento, aunque no sea el enfoque principal de este documento.

## *Monitoreo del desempeño de la industria maderera*

### *Métodos preferidos:*

1. Monitorear la cantidad y fuente de madera que sale de la reserva.

Según conocimiento general, la cantidad de madera (principalmente caoba y cedro) cosechada en la RBM es crónicamente y substancialmente sub-reportada. Si éste es el caso, la información oficial sobre la cosecha es actualmente de poco valor para ayudar a manejar el recurso maderero. Por lo tanto, se deben hacer todos los esfuerzos para elevar la calidad de los reportes sobre madera cosechada en la RBM. El requerimiento más básico es monitorear adecuadamente la cantidad y origen geográfico de toda la madera enviada fuera de la reserva. Estos podría realizarse por medio de un reportaje completo y un riguroso monitoreo de los despachos de madera mientras salen de la reserva. Todos esos despachos deberían ser obligados a entregar una documentación adecuada del número, tamaño y fuente geográfica de árboles cortados, por especies; adicionalmente, la veracidad de estos totales reportados debería revisarse cuidadosamente contra la madera que acompaña estas "guías". Para documentar completamente la madera que sale de la reserva es necesario (1) que existan puestos de control de CONAP en cada ruta importante de acceso a la reserva, (2) que estos puestos estén siempre dotados de personal de CONAP, y (3) que la madera que pase por estos puestos de control sea inspeccionada y verificada su documentación para el reporte preciso de la madera despachada. A veces los camiones con madera salen de la reserva durante la noche. Los puestos de control deberían estar equipados 24 horas al día y aún inspeccionarse los despachos durante la noche. A los concesionarios (comerciales y cooperativas) debería solicitárseles informar, anualmente o más seguido, el número y tamaño de árboles, por especies, cosechados por región geográfica. Probablemente será necesario verificar de alguna forma, quizás por medio de verificaciones al azar no anunciadas, la veracidad de las varias clases de reportes sugeridos arriba.

2. Valor e ingresos por impuestos de madera proveniente de la reserva

Es deseable que CONAP tenga información confiable sobre la importancia económica de las varias actividades que se realizan en la RBM. Tal información aumenta la habilidad de CONAP de manejar sabiamente las demandas conflictivas de usos variados, de evaluar e informar sobre la viabilidad del paradigma de manejo uso-sostenible dentro de la RBM, y de actuar como un defensor de la existencia continuada de la RBM en una nación caracterizada por el aumento en la presión demográfica y demanda de recursos naturales.

Por estas razones, CONAP debería monitorear el valor total de mercado de la madera tomada de la reserva, así como la cantidad de impuestos pagados a los gobiernos federales, departamentales y municipales. Es cuestionable como lograr mejor esto, especialmente porque una porción substancial del mercado de madera está actualmente dirigida de una forma ilegal y clandestina. Probablemente lo mejor que se puede hacer es solicitar a cada compañía maderera, cooperativa y aserradero informar periódicamente sobre la cantidad de madera comprada, vendida, y procesada, y la cantidad pagada y recibida por la misma. Debería buscarse un mecanismo para recabar rutinariamente esa información. CONAP también debería solicitar rutinariamente a la agencia gubernamental apropiada información sobre la cantidad de impuestos pagados sobre la madera.

## *Monitoreo de las características de la población de especies de árboles comerciales*

### *Métodos preferidos:*

Se les debería solicitar a todos los concesionarios hacer lo siguiente:

- 1) mantener un inventario forestal actualizado a una intensidad específica de muestreo, proporcionando información sobre la cosecha actual y futura de especies comerciales (densidad, volumen, y distribución de tamaño).
- 2) reunir información periódicamente por medio de un protocolo estandarizado aprobado sobre las tasas de establecimiento de semillas de especies meta.

- 3) realizar un estudio constante de tasas de sobrevivencia y crecimiento de diferentes clases de tamaño/edad de especies meta, especialmente de las etapas previas a lograr el estatuto del dosel.

Después de varios años de recabar tal información, la precisión de modelos usados para predecir las futuras cosechas y producción de madera debería mejorar sustancialmente por medio del uso de información obtenida localmente. Los métodos mencionados arriba no requieren alta tecnología, pero requieren diseño experimental, análisis riguroso, y cuidadosas medidas de campo. No hay alternativa más simple.

## **2.8 Monitoreo del tráfico de loros, principalmente guacamayas rojas**

Monitorear la magnitud del tráfico, utilizando registros de confiscaciones realizadas por las autoridades de CONAP, datos de la vigilancia en el aeropuerto de Flores y cualquier otro esfuerzo de vigilancia, datos de los guardias y de la patrulla de CONAP, y observaciones de evidencia de tráfico en el campo. El monitoreo de las poblaciones de guacamayas se discute en una sección posterior.

## **2.9 Monitorear la tasa de cosecha e indicadores de la tendencia de la población de especies de animales cazados**

A final de cuenta, nuestro interés está en la sostenibilidad de las poblaciones de especies cazadas bajo los niveles observados de presión de cacería. Aquí discutimos medidas indirectas, basadas en resultados e impresiones de cazadores. En una sección posterior discutimos medios de monitorear directamente las poblaciones de especies cazadas.

### ***Métodos preferidos:***

Los métodos para estudiar las tasas de cosecha por cazadores dentro de la RBM han sido ampliamente examinados por varios trabajadores (Roling et al. 1995, Jolón 1995 y los allí citados). Recomendamos que los métodos de estos trabajadores sean utilizados en áreas seleccionadas, muestreados alternamente, para recolectar datos sobre:

1. número, tamaño, edad, sexo y condición reproductora de los animales muertos; recolectar y preservar partes relevantes de los animales para análisis.
2. éxito de los cazadores por unidad de esfuerzo (tiempo y distancia de esfuerzo de búsqueda, incluyendo especificación de métodos utilizados, por ejemplo, si se usaron perros o no); hoja estandar de registro completada diariamente por cada cazador colaborador.
3. Impresiones de los cazadores sobre tendencias de la población de especies de caza; cuestionarios periódicos.

Aldeas focales en varias partes de la reserva deberían monitorearse periódicamente. Cada aldea focal debería monitorearse durante un año completo, con intervalos de tres a cinco años. Probablemente es razonable monitorear la misma aldea listada bajo "monitoreo de sostenibilidad de estilos de vida". Aunque la caza puede jugar un papel menor en muchas aldeas en áreas de hábitat sumamente modificado que en comunidades forestales lejanas como Uaxactún, también vale la pena documentar el papel de la cacería en paisajes tan alterados. Por otra parte, el sitio donde se realiza la cacería debe documentarse cuidadosamente, ya que muchos cazadores pueden viajar distancias substanciales desde sus hogares para cazar. Métodos detallados para recolectar datos de los cazadores pueden obtenerse al consultar con George Roling, Mario Jolón, Julio Morales, Cecilia Morales, u otros que han participado en estudios de cacería en Uaxactún o algún otro lugar de la región.

## **3. UNA INTRODUCCION AL MONITOREO ECOLOGICO**

En esta sección nos enfocamos en aquel monitoreo que es puramente de naturaleza biológica o ecológica. En nuestro uso, los términos monitoreo biológico, ecológico y biótico son sinónimos. El monitoreo biológico difiere de,

o es una subdivisión del monitoreo ambiental. El *monitoreo ambiental* intenta documentar la magnitud y efectos de los factores que causan efectos negativos en el medio ambiente--generalmente contaminantes--pero tiende a ver la biota--o sea las especies de fauna y flora--mayormente como un indicador, en lugar de un valor o cantidad que merece monitoreo en sí. En contraste, el monitoreo ecológico o biológico, en tanto que intenta documentar la importancia y efectos de los factores que afectan negativamente las comunidades naturales, tiene como principal preocupación el estado de los sistemas biológicos. Esta sección discute el racional para el monitoreo ecológico, proporcionando respaldo conceptual para el resto del documento.

#### *Integridad ecológica como meta de conservación y enfoque del monitoreo*

Un objetivo establecido de la administración de CONAP de la RBM es salvaguardar los diversos ecosistemas tropicales presentes en la RBM (CONAP 1996). Es necesario clarificar la noción de lo que constituiría tal salvaguardia. Creemos que la meta apropiada es:

...mantener la biota nativa completa de la reserva (y solamente la biota nativa) dentro del rango natural de variación de la abundancia de especies, diversidad genética, patrones de interacciones entre las especies, y tasas y patrones de procesos ecológicos y de ecosistemas y paisaje, por un lapso de varios siglos.

Consideramos la meta antes mencionada equivalente a "mantener la integridad ecológica (biológica, biótica)" de la RBM. En tanto que esto podría describirse como "mantener la diversidad biológica" natural de la reserva, evitamos esa terminología por las razones detalladas posteriormente.

Hablamos en términos de monitoreo de la *integridad biológica, biótica, o ecológica* en vez de el más tradicional "diversidad biológica" por la confusión que envuelve este último término. En realidad, nuestra concepción de integridad biótica es idéntica a la definición aceptada de "diversidad biológica", la cual reconoce componentes jerárquicos del último, y el cual tiene un estándar implícito de "naturalidad" para los sistemas bióticos indígenas. Desafortunadamente, algunas personas igualan la diversidad biológica con la simple diversidad de especies. Para empeorar las cosas, el término "diversidad" en su uso tradicional en ecología no considera la identidad de especies que forman una comunidad, pero solamente el número de especies presentes y su abundancia relativa. Por lo tanto, una comunidad degradada pero rica en especies invasoras (malezas y hasta exóticas), puede tener una diversidad ecológica más alta que una comunidad primitiva que retiene todas sus especies nativas y patrones comunitarios naturales; el último por supuesto es de un interés mucho mayor para la conservación. En contraste, el concepto de *integridad biótica, biológica o ecológica* explícitamente se refiere a la composición de especies de una comunidad y el grado al cual esta se parece a un ejemplo primitivo de ese tipo de comunidad (Karr 1991, Angermeir y Karr 1994). Por estas razones, nos sentimos obligados a evitar el término "diversidad biológica" y a enfocar en cambio en la integridad biótica o ecológica (cuyos términos son considerados sinónimos). En lugar de maximizar la diversidad de especies locales, nuestra meta es mantener la integridad biológica o ecológica de la reserva.

Otro objetivo posible sería mantener "*la salud del ecosistema*" de la reserva. El concepto de "salud del ecosistema"; sin embargo, se enfoca principalmente en procesos físico-químicos y atributos tales como flujo de energía, producción primaria, ciclos de nutrientes, formación de suelos, función hidrológica, etc., sin enfocar necesariamente en la identidad de las especies que juegan papeles dentro del ecosistema. Por estas razones, un ecosistema saludable es uno que mantiene su capacidad autoregenerativa y creativa, independientemente de si muestra una alta integridad biológica (Callicott y Mumford 1997). Bajo el paradigma de "salud del ecosistema", a las especies *per se* no se les atribuye valor excepto por su papel funcional, y pueden ser intercambiables. En contraste, bajo el paradigma de integridad ecológica, lo intacto de la biota nativa es el criterio principal. Claramente, la integridad biótica es la meta más relevante para el manejo de la RBM, y un criterio apropiado para monitoreo.

Tal como se sugiere arriba, al monitorear la integridad biótica o ecológica de la RBM, estamos preocupados con la magnitud a la cual la reserva retiene todos los componentes de su biota, desde genes hasta paisajes y procesos, dentro de los rangos de valores que ocurren naturalmente. En realidad no podemos esperar alcanzar tal nivel ambicioso de monitoreo. Proponemos que ignoremos completamente el monitoreo a nivel genético; mientras no es sin importancia, la principal preocupación hoy en la RBM es la desaparición, fragmentación y degradación de comunidades bióticas enteras y poblaciones de especies. En forma similar, proponemos ignorar los procesos físico-

químicos de ecosistemas en este momento; este asunto se discute en el Apéndice 12. Además, no es práctico monitorear directamente la mayoría de los procesos ecológicos. Proponemos que centremos nuestra atención en la composición y estructura de las comunidades bióticas, por ejemplo a nivel de poblaciones de especies, y agregados de poblaciones de especies.

### *Lógica del uso de "indicadores"*

El monitoreo ecológico depende grandemente de la noción de usar "indicadores"--"especies indicador" así como otras formas de indicadores. En el sentido más general, algo que sirve como un "indicador" en *cualquier* contexto se cree que revela información sobre un todo más grande, en lugar de simplemente sobre sí mismo. El lazo entre el indicador y el valor en el cual estamos en definitiva interesados puede ser muy directo, como en el caso del indicador de la temperatura del automóvil y la temperatura del agua en el bloque del motor--o menos directo, como en el fabuloso canario y el aire en la mina de carbón; observamos que *algo* ha matado al canario, y es probable que el aire en la mina haya sido, aunque pudo haber sido algo más.

Aprovechando la terminología del campo relacionado de *evaluación del riesgo ambiental*, es útil distinguir "assessment endpoints" (cantidades o valores de interés principal o final) y "measurement endpoints" (cantidades o valores de medición--equivalente a los "indicadores")(Suter 1990). Los cantidades o valores de interés final son los valores ambientales actuales que estamos interesados en salvaguardar. En contraste, los cantidades o valores de medición (sinónimo de indicadores) son características ambientales mensurables que están relacionadas a los valores de interés final que nos preocupan. En el ejemplo anterior el funcionamiento suave de la máquina es un valor de interés final--una característica valuada--y su temperatura es una cantidad de medición o indicador de ello; la presión del aceite en el motor sería otra indicador adecuada. De igual manera, el aire puro en la mina es una característica valorada o un "valor de interés final", mientras que la salud del canario es un indicador de ello.

En algunos casos, los valores actuales que intentamos proteger, por ejemplo los "assessment endpoints" o "valores de interés principal", pueden servir como indicadores. Suter (199) da un ejemplo del azúcar de arce. Esperamos protegernos contra el descenso en la producción de azúcar y el aumento de la mortalidad de los árboles, y estos mismos parámetros pueden servir como indicadores a ser medidos. En muchos casos, sin embargo, es difícil medir el estado del valor ambiental que esperamos proteger, porque es complejo o está pobremente definido. En tales casos, generalmente usamos substitutos como indicadores. Un ejemplo podría ser la integridad ecológica de la comunidad forestal. La integridad ecológica, por definición incluye el estado de los valores de todos los componentes bióticos del sistema; por lo tanto es difícil o imposible medirla en su totalidad. Lo mejor que podemos hacer es documentar el estado de los substitutos que se cree reflejan adecuadamente el estado de la integridad ecológica de todo el sistema. En otros casos, los indicadores pueden formar parte de una cadena causal entre una amenaza o perturbación y el valor de interés final, como cuando medimos la pérdida de hábitat e inferimos efectos sobre una población de vida silvestre (Suter 1990).

### *Lógica del enfoque de especie indicador*

El uso de las especies indicador u otros indicadores bióticos está basado en la presunción que revelan algo sobre el gran género ecológico del cual forman parte. Cairns y Pratt (1993) explicaron el concepto de especie indicador de la siguiente forma:

"La idea de que ciertas especies puedan usarse para indica ciertos tipos de condiciones ambientales está bien establecida. Por ejemplo, las truchas están asociadas con una clase particular de hábitat. Los jardineros saben que las plantas tienen cierta preferencia con relación a suelo, cantidad de luz solar y temperatura. La presencia de una especie indica que el hábitat es apropiado y debido a que se conocen algunos de los requisitos ambientales para muchas especies, su presencia indica algo acerca de la naturaleza del ambiente en el que se encuentran. Por lo tanto, el concepto de que la presencia de ciertas especies indica que ciertas condiciones existen, está basada en observaciones prácticas verificables por casi cualquiera que tenga contacto con el ambiente."

Estos autores también nos advierten que hacer deducciones basadas en la *ausencia* de una especie es considerablemente más riesgoso, con lo cual estamos de acuerdo.

### *Historia del concepto de especie indicador*

El uso de las "especies indicador" o "grupos indicador" en monitoreo y evaluación de la calidad ambiental e integridad biótica tiene una historia de 80 años, marcada por un notable éxito. Con mucho el uso más notable ha sido en monitoreo de la calidad del agua e integridad biótica de las comunidades acuáticas. La historia moderna del bio-monitoreo acuático empezó con el desarrollo por Kolkwitz y Marsson (1908, 1909) del concepto de "saprobiidad" (grado de polución) en los ríos como una medida del abono de materia orgánica (alcantarillado), y resultante descenso en el oxígeno disuelto (Cairns y Pratt 1993). Sus observaciones de las correlaciones entre la intensidad de la polución y la abundancia y rareza de ciertos organismos acuáticos condujeron al desarrollo de listas de organismos indicadores para diferentes niveles de calidad de agua. El sistema "saprobien" ha sido extendido y revisado repetidamente desde entonces, particularmente por los científicos europeos (citaciones en Cairns y Pratt 1993).

Este planteamiento condujo al desarrollo de una variedad de índices de la calidad del agua, basada en los patrones de presencia y abundancia de varias especies acuáticas. Un índice de este tipo se llama el "Índice de Integridad Biótica" (IBI), lo cual incorpora datos sobre la composición, abundancia y diversidad de especies, la composición trófica, densidad poblacional, tolerancia a los disturbios antropogénicos, y la salud individual para evaluar la integridad de las comunidades lólicas (de ríos) de peces. Se ha usado este índice en más de 20 estados en los EE. UU. y Canadá, en varios países europeos, en Venezuela, y México (Angermeier y Karr 1994). Protocolos parecidos, muchos de ellos basados en los invertebrados acuáticos, han sido usado para evaluar la condición ecológica de lagos, ríos y estuarios (Atkin y Birch 1991, Rosenberg y Resh 1993, Angermeier y Karr 1994, Fore et al. 1996, Kerans y Karr 1994). Hay que notar que este enfoque no gira sobre el uso de uno o dos especies indicador, sino, gira sobre una fracción sustancial de la biota acuática--un conjunto de muchas especies. Un aspecto clave de este planteamiento es que las condiciones observadas en el sistema bajo evaluación son comparadas a las expectativas para esa región geográfica, en un sistema prístina o sin degradar, por decir, la *condición de referencia* (Karr 1991). Proponemos emular este enfoque al monitorear varios conjuntos multi-especie, de distintos grupos taxonómicos de organismos terrestres como indicadores de la integridad biótica del bosque petenera.

El concepto de las especies indicador también tiene una historia fuerte en la ecología de las plantas. Clements revisó este tema en 1990, citando 450 artículos (Grigal 1972). Grigal (1972) dice que una revisión de este tipo en 1972 habría documentado más de 8,000 artículos. Tres propiedades de la vegetación han sido usados como indicadores: la composición florística de las comunidades, la morfología de las plantas, y la composición química de los tejidos de las plantas. Clements clasificó los indicadores vegetal en cuatro tipos de uso: (1) indicadores de uso o de factores, reflejando las condiciones ambientales tal como luz, temperatura, característicos del suelo, profundidad del agua subterráneo, etc.; (2) indicadores de proceso, útil para revelar efectos de los disturbios naturales o artificiales tal como el fuego, efectos de los ganado, sequía, inundaciones, etc.; (3) indicadores de uso, sugiriendo el potencial del sitio para la agricultura o el manejo forestal; y (4) indicadores de tipo "paleic", i. e., el uso de los fósiles de plantas para hacer referencias sobre condiciones prehistóricas.

Las plantas han sido usadas extensivamente en la búsqueda de minerales, mediante análisis del contenido de los metales deseados en sus tejidos, y en el caso del uranio, mediante detección de emisiones radiológicas (Grigal 1972). El uso de las especies indicador tiene también una historia larga en el manejo de las praderas bajo de la ganadería, donde se reconocen algunas plantas (no comido por el ganado) como "aumentadores" bajo pastoreo, mientras otras se reconocen como "disminuidores" (preferido por las vacas), y otros como "invasores" en respuesta al pastoreo. Las proporciones relativas de estos tres grupos sirven para indicar la intensidad del pastoreo, sus efectos en la comunidad de zacates, y la diferencia del sitio en cuestión de las condiciones referencia de ningún o poco pastoreo (P. Roberston, pers. comm., Grigal 1972). La evaluación de los usos potenciales por medio de la vegetación ha sido ampliamente usado, por ejemplo en la planificación de desarrollo en Siberia (Grigal 1972). Aunque especies individuales de plantas, y comunidades de plantas frecuentemente han sido usado con éxito como indicadores, Grigal (1972) advierte que el fenómeno frecuente de los "ecotipos", o poblaciones de plantas adaptadas a condiciones locales, pueda hacer peligroso la extrapolación de conclusiones entre sitios. Por ejemplo, mientras la grama *Bouteloua gracilis* disminuye bajo pastoreo en Nuevo Mexico, aumento de población bajo pastoreo en Oklahoma, y en Colorado, el pastoreo pareció tener poco efecto.

Otro instante bien-conocido del monitoreo biológico basado en el concepto de especies indicador, es lo del monitoreo de la calidad del aire, usando los líquenes. Los líquenes resultan ser excelentes bioindicadores de la calidad del aire, revelando los efectos y niveles de contaminación con dióxido de sulfuro, lluvia ácida, metales, radionúclidos, y organoclorados; varios miles de artículos científicos han sido publicados sobre estos usos de líquenes (Richardson 1991). Se usan los líquenes en dos maneras. Primero, la contaminación afecta las especies más sensibles, llevando a cambios en la composición y estructura de las comunidades; de esta manera, la presencia y abundancia de ciertas especies provee un índice de la pureza del atmósfera (Nash y Wirth 1988). Segundo, se analizan los tejidos de los líquenes para determinar el contenido de las sustancias de interés, frecuentemente en sitios en distancias variadas de los puntos de origen de la contaminación; esto provee información sobre el tamaño de las zonas sujetas a la contaminación, y sobre la naturaleza química de la contaminación.

#### *Uso de indicadores fisiológicos en monitoreo*

Al nivel del individuo, la mayoría de los indicadores ambientales usadas hasta la fecha giran sobre los efectos fisiológicos del estrés, y las manifestaciones físicas de lo mismo. Por ejemplo, Hill (1995) revisa el uso de la magnitud de la "asimetría fluctuante" (fluctuating asymmetry) en los rasgos morfológicos, especialmente los que resultan de la selección sexual, como indicadores de estrés y de la calidad del medio ambiente. Las características que son sujetas a la selección sexual (mayormente los ornamentos y armamentos de los machos) indican con fidelidad la condición física del individuo durante su desarrollo, y por eso, son responsivas a los factores ambientales que causan estrés a los individuos. Por ejemplo, la contaminación radiológica del sitio del desastre de Chernobyl es correlacionado con la magnitud de asimetría en la longitud de la cola en la golondrina *Hirundo rustica* (Moller 1993). La asimetría fluctuante de varias otras características, no sujetas a la selección sexual, también ha sido usado con éxito como indicador de estrés inducido por factores en el medio ambiente (Hill 1995). Karr (1991) y Rosenberg y Resh (1993) dan otros ejemplos de indicadores ambientales basado en la condición fisiológica de los individuos. No proponemos usar indicadores de este tipo en esta etapa del desarrollo del programa, aunque este planteamiento tiene promesa. Por ejemplo, Manning (1994) midió la asimetría de la longitud de los dientes canino en los machos de las gorillas (*Gorilla g. gorilla*); tal vez se podría usar el mismo método con los jaguares en la RBM, como una indicación generalizada de estrés.

#### *Bio-indicadores versus especies "centinela"*

Como parece claro en los ejemplos antes mencionados, los organismos han sido uso en monitoreo ecológico básicamente en dos maneras--como "bio-indicadores" y como especies "centinela". Cuando las especies o grupos de especies son usadas como bio-indicadores, el enfoque es en las maneras en cual las perturbaciones o amenazas ambientales afectan sus poblaciones, comportamiento, fisiología, desarrollo, etc. En cambio, el término "centinela" generalmente es aplicado cuando una especie es usada como un "mecanismo de muestreo" que refleja, mediante la concentraciones de varios químicos contaminantes en sus tejidos, el grado de contaminación del medio ambiente. Tal vez sería mejor usar los términos "indicadores de efectos" y "indicadores de bio-acumulación" para estos dos casos (Cairns y Pratt 1993, Johnson et al. 1993). Varios organismos han sido usados como centinelas o indicadores bio-acumulativas de varios contaminantes; ejemplos incluyen los líquenes, hongos, briofitas, plantas herbáceas, árboles de hoja ancha tanto como coníferas, peces, aves, y moluscos (Furness et al. 1993).

#### *Otros usos del concepto de las especies indicador*

Ha existido bastante uso, dentro del campo de la biología de la conservación, de usar los organismos en la priorización de acciones de conservación, por ejemplo, en decidir la prioridad relativa de adquirir diferentes parcelas de terreno para incorporación en los sistemas de áreas protegidas. Un tipo de uso puede ser denominado lo de *indicadores biogeográficos*. En este uso, uno está enfocado en descubrir las áreas con altas índices de endemismo, alta riqueza de especies, composición única de especies, o para lograr representación adecuada de diferentes comunidades naturales en el sistema de reservas. Muchos grupos de organismos, desde plantas hasta insectos y aves, han sido usado de esta manera, en escalas desde local hasta mundial (e.g., Pearson y Cassola 1992, Wege y Long 1995). Otro uso ha sido lo de indicadores de ciertos grados de "naturalidad", por ejemplo, de *continuidad de condiciones de bosque maduro* ("forest continuity")--el grado hasta que el bosque ha mantenido características de bosque maduro continuamente desde tiempos antiguos. Hay una tradición fuerte de este tipo de uso en los países

Scandinávicas; especialmente se han usado a los líquenes y coleópteros que excavan en los troncos, pero también se ha usado hierbas del sotobosque y otros organismos (Bistrom y Vaisanen 1988, Vaisanen et al. 1993, Nilsson et al. 1995, Okland et al. 1996).

En este documento, cuando hablamos del valor indicador de los organismos para monitoreo en la RBM, no referimos a las funciones centinela, biogeográfica, continuidad de bosque, u otros antes mencionada. Referimos estrictamente a la habilidad de los organismos para reflejar cambios en las comunidades bióticas o condiciones ambientales sobre tiempo, incluyendo los que se deben a ciertos factores antropogénicos.

#### *Críticas del concepto de las especies indicador, y una solución: "conjuntos indicador"*

El concepto de las especie indicador ha sido criticado por algunos (e.g., Morrison 1986, Landres 1988, Temple y Wiens 1989), mayormente porque ninguna sola especie puede, sin fallar, indicar algo importante sobre la estructura ecológica mayor. Eso es porque muchos factores afectan la presencia y abundancia de una especie, y puede resultar que la especie es ausente de hábitat aceptable, concentrada en hábitat de calidad pobre, y otros resultados contra-intuitivos. Este problema se elimina al considerar no una sola especie, sino, conjuntos multi-especie de indicadores. De hecho, como indicado anteriormente, la gran mayoría del uso del concepto de especies indicador durante los 80 años recientes no ha sido en el contexto de especies indicador individuales, sino ha empleado muchas especies simultáneamente--en forma de un "conjunto indicador". El uso de estos conjuntos indicadores no gira sobre algún propiedad especial de estas especies, sino solamente sobre el hecho de que las especies tienen necesidades de hábitat predicibles; por eso, la presencia de cierta combinación de especies indica con fidelidad, algo sobre el medio ambiente donde ellos ocurren. Mientras que una sola especie pueda dar un resultado anómalo en una instancia dada, es mucho menos probable que lo hará un grupo de varias docenas de especies, simultáneamente. Por eso, dejamos a un lado todo las críticas que han sido publicado con referencia al concepto de especies indicador, porque sentimos que ellos no son relevante al enfoque empleado aquí.

#### *Monitoreo biológico no-indicador*

Hay otras razones legítimas para monitorear cierta especie, grupo taxonómico, o grupo funcional--su empleo como especies indicador no es la única razón legítimas. Falta de aprecio de esto a veces a conducido a acrimonia innecesaria. Además de las especies indicador, Noss (1990) reconoció cuatro categorías de especies que puedan merecer monitoreo: (1) especies vulnerables (raras, perseguidas, susceptible a la extinción), (2) especies clave ("keystone")(especies importante para mantener la diversidad y integridad de la comunidad, y los funciones del ecosistema), (3) especies paraguas (especies que necesitan áreas grandes, y por eso, protección de hábitat para ellos garantiza hábitat adecuado para muchas otras especies), y (4) especies bandera (especies carismáticas que pueden servir como puntos focales para reunir los esfuerzos en favor de la conservación). A esta lista, agregamos (5) especies de importancia económica. Hay que notar que algunas especies califican bajo de dos categorías o más. Proponemos monitoreo para algunas especies de importancia económica, pero no proponemos monitoreo para ningún especie mayormente por sus roles como "bandera" o "paraguas". Recomendamos monitoreo de ciertas especies vulnerables hasta el punto que sea práctico. En una sección subsecuente, exploramos en más detalle la potencial importancia del monitoreo de las especies "clave" o "keystone". Más discusión de estas categorías de especies se encuentra en el Apéndice 2.

## **4. MONITOREO DE LA INTEGRIDAD ECOLOGICA DE LAS COMUNIDADES FORESTALES NEOTROPICALES**

### *Evaluación y monitoreo de la integridad biológica/ecológica de los ecosistemas terrestres--logros hasta la fecha*

Mientras que el monitoreo de la integridad biológica de los sistemas acuáticas tiene una literatura venerable, los esfuerzos a monitorear y evaluar la integridad biológica de los ecosistemas terrestres parecen ser en su infancia. Ejemplos en la literatura ecológica en Norte America son relativamente escasos, aunque aumentando recientemente; este campo parece ser mejor desarrollado en Europa. Entre los mejores ejemplos que hemos encontrados son algunos que usaron arañas y coleópteros. El aracnólogo Czecho, Buchar (1983) categorizó la arañas en tres grupos: "relictuos de primer fila", de la "segunda fila", y "especies expansivas". Las especies expansivas eran ellas que florecen en

áreas deforestadas por el hombre. Los relictos de primer fila eran especies que ocurren mayormente en las áreas protegidas que han sido poco alterados por el hombre. Los relictos de segunda fila eran especies que ocurren en bosques de plantación pero no penetran en los ecosistemas desnudos de bosque. Un enfoque parecido fue usado para las comunidades de coleópteros; se hicieron un "índice de comunidad" que permitió la comparación de la integridad biológica de las comunidades de coleópteros en distintos sitios. Se clasificaron las especies de Staphylinidae como "antropofílica", "antropofóbica", y "antropoindiferente", más o menos en paralela con la clasificación de las arañas antes mencionada (Bohac y Fuchs 1991). Los coleópteros Carabidae han sido usado en muchos estudios como indicadores de la condición, fragmentación, etc., del hábitat (Rushton et al. 1989, Kromp 1990, Niemela et al. 1993, y citas allí). Mientras que varios programas de monitoreo de las poblaciones de aves existen, en Norte America, Europa, y otras partes, con raras excepciones estos han enfocado en el estado poblacional de las aves por si mismo, y no en función de indicadores de cambios ambientales. Sin embargo, la potencial para usar aves como indicadores ambientales es clara (e.g., Graber y Graber 1976).

En nuestra revisión de la literatura, no encontramos ningún ejemplo de un programa que ha intentado lograr un monitoreo comprensivo de la integridad ecológica de un ecosistema boscosa, mucho menos un ecosistema de bosque neotropical; aunque tal vez esfuerzos de este tipo existan, aparentemente no son común. Nos deja en la posición de inventar, en gran parte, tal sistema.

#### *Estructura de la red alimenticia de un bosque neotropical--implicaciones para el monitoreo*

Antes de seleccionar indicadores de integridad ecológica para un área protegida en bosque neotropical, vale la pena revisar lo que sabemos sobre la estructura de comunidad de los bosques neotropical. Tal vez el artículo más influyente hasta la fecha en este tema es el de Gilbert (1980). Algunas conclusiones de este artículo son las siguientes. Una "carrera de armas" química entre plantas y herbívoros ha conducido en muchos casos a que los grupos de insectos restringen sus dietas a ciertos grupos de plantas (familias y géneros) cuya compuestas secundarias protectoras estos insectos están especializadas para tolerar. Por resultado, muchos grupos de plantas (géneros y familias) están organizados en unos cadenas o redes alimenticias más o menos distintas, junto con su insectos herbívoros especializados y los insectos que son parásitos en ellos. El bosque como un ente total por eso está organizado en tal vez cientos de redes alimenticias paralelas, ligas entre si por medio de los servicios de polenización y dispersión de semillas por varias especies--mayormente insectos, aves y murciélagos--que Gilbert denomina "mobile links", o "eslabones móviles".

Aparentemente es común que ciertas especies de plantas sirven como recursos alimenticias "clave" o "keystone", siendo crítica para la sobrevivencia de especies "eslabón móvil" durante épocas de escasez de recursos (Gilbert 1980). La estructura total tiene sobrepuesto un "mosaico de hormigas" tridimensional, resultando del no-traslado de los territorios de algunas especies dominantes de hormigas, con las cuales diferentes conjuntos de hormigas subdominantes coexisten. La especificidad de anfitrión es tal que la pérdida de ciertas especies de plantas o insectos podría resultar en la pérdida de especies dependientes. En particular, la pérdida de las plantas que proveen recursos "clave" de comida, se predice, pueda causar la pérdida de las especies de "eslabón móvil", las cuales en su turno pueda conducir a la pérdida de especies de plantas que dependen de sus servicios de polenización etc., y eso pueda extender a la pérdida de insectos herbívoros que dependen de *aquellas* plantas, junto con sus insectos parasíticos. Futuyama (1973) predice cascadas de extinción de este tipo.

Implica la visión de Gilbert de la estructura de los bosques neotropicales algo crítico para el diseño de un programa de monitoreo? Tal vez nos dice lo siguiente. Primero, dado a que la comunidad total es dividida en muchas subcomunidades paralelas y ligeramente ligadas, parece poco probable que una especie o unas pocas especies puedan servir como indicadores de las características de la comunidad en total. Sin embargo, esta visión sí implica que el monitoreo de varios grupos de insectos, los cuales entre ellos interactúan con muchas especies de plantas en relaciones específicas de anfitrión, debe revelar mucho sobre la integridad de este sistema entera de plantas e insectos. Las mariposas deben servir muy bien para esto. Muchos géneros de mariposas especializan en ciertas géneros o familias de plantas (DeVries 1987). Austin et al. (1996) mencionan 535 especies de mariposas conocidos del Parque Nacional Tikal y vecindades. El monitoreo de unas 50 o más de estas especies, cuidadosamente seleccionadas según ciertas características tal como la identidad de las plantas usadas, facilidad de identificación y muestreo, etc., debe servir como un método eficaz de monitorear una porción de la comunidad de plantas (y por extensión, otros asociados de

esas plantas, especialmente insectos). Sin duda muchos diferentes grupos de insectos podrían ser usados de manera semejante, especialmente ellos que incluyen muchas especies de herbívoros especializados. Proponemos usar mariposas debido a que la investigación y monitoreo usando este grupo de insectos ya está en marcha en la RBM (Méndez et al. 1995, Austin et al. 1996, Méndez 1997).

Las conclusiones de Gilbert (1980) también sugieren que es deseable monitorear las plantas que sirven como recursos clave. Asumimos que este objetivo sería adecuadamente logrado al crear tres parcelas permanentes para estudio de las comunidades de árboles, como es sugerido aquí. Sin embargo, podría ser útil, en las áreas que ya se han vuelto altamente fragmentadas o alteradas, el monitoreo dirigido a ciertas plantas claves.

*"Especies clave" o "interactores fuertes" - que son?*

En algunos casos, ciertas especies ejercen influencia desproporcionalmente en la composición de comunidades, y en su estructura y función, algunas veces colaborando a mantener la diversidad de especies en la comunidad. Tales especies son a veces referidas como "especies claves". El término de "interactores fuertes" puede ser más apropiado, ya que el grado de influencia en la comunidad es un asunto de grado en vez de una proposición todo-o-ninguno; sin embargo, el epíteto también implica un alto grado de no redundancia funcional la cual proporciona a estas especies una influencia única dentro de las comunidades. Existe mucha ambigüedad alrededor de este concepto (Mills et al. 1993), y en general, no se sabe cuantas especies en una comunidad dada son "interactores fuertes" y/o no redundantes funcionalmente. Estamos de acuerdo hasta cierto punto con Janzen (1994) que una especie clave "es una especie que se conoce lo suficiente para reconocer las ondas que ocurren cuando ésta es removida." Con conocimiento adecuado, sin duda descubriríamos que muchas especies afectan las características de las comunidades biológicas. Sin embargo, algunas especies son más fácil a sustituir del punto de vista funcional que otras, dándolas influencia única en propiedades "clave".

Existen ejemplos convincentes de roles parecidos a especies claves que desempeñan algunos depredadores, polinizadores, dispersores de semillas, plantas alimenticias, modificadores de hábitat (por ejemplo, castores, termitas), y herbívoros (Mills, et al. 1993). Algunos ejemplos entre los bosques neotropicales son los siguientes. El Vireo Ojo Blanqueado (*Vireo griseus*), un pequeño ave cantor migrante, es el más importante dispersador de semilla del árbol Indio Desnudo (*Bursera simaruba*) en la parte noreste de la Península de Yucatán (Greenberg et al. 1995). Similarmente, una especie única de ave, *Myrmotherula fulviventris*, tiene un efecto grande en las poblaciones de artrópodos en hojas muertas colgando en el bosque panameño (Gradwohl y Greenberg 1982). Estos dos ejemplos pueden ser considerados como interactores de fuerza moderada en vez de especies claves. Ha sido demostrado que ciertas especies de hormigas dominantes ejercen efectos pronunciados en la composición, no solo de la comunidad de hormigas, pero en comunidades de otros insectos y arañas-el llamado fenómeno "mosaico de hormigas" (Holldobler y Wilson 1990, y citas incluidas en este documento). Plantas frutales tales como los higos (*Ficus* spp.) que sostienen muchas especies de aves y mamíferos en algunas épocas del año, son también considerados como especies claves (Terborgh 1986).

*Existe un rol para monitoreo de "especies clave"?*

Mientras una amenaza o perturbación ambiental puede causar muchas respuestas ecológicas, estas respuestas no son de importancia igual. La pérdida de especies claves que pueden jugar un mayor rol en la estructuración de la comunidad sería de mayor importancia que la pérdida de especies para las cuales existe una o más especies "redundantes" capaces de asumir su rol funcional. Aunque el conocimiento sobre las fuerzas de interacción de especies y sus funciones y grado de redundancia en los bosques Neotropicales es muy incompleta, se pueden hacer algunas suposiciones basadas en datos y la teoría. Los más grandes depredadores principales están dentro de los ejemplos más claros. Sus roles funcionales son poco probables de ser adaptados por otras especies, si estos desaparecen del sistema. No se espera que su ausencia o rareza conduzca a cambios en la corriente total de energía, pero puede tener efectos medibles en la ruta de la corriente de energía a través de la comunidad, y en varias interacciones de especies y dinámicas comunitarias (Estes 1996).

Cualquiera especie involucrada en interacciones muy específicas entre especies son asimismo esperadas a ser no-redundantes, i.e. sus roles no son probable que sean adaptadas por otras especies si estas desaparecen. Ejemplos

serían las muchas interacciones específicas entre plantas e insectos, principalmente como polinizadores y herbívoros. Otros ejemplos son las relaciones anfitrión-parásito entre insectos. Otros pueden incluir las relaciones vertebrados-plantas de polinización y dispersión de semillas. La pérdida de especies involucradas en interacciones muy específicas puede tener más efecto en la estructura, función, y ultimamente composición comunitaria, comparada con la pérdida de especies cuyos efectos ecológicos son menos únicos. En el otro extremo, se espera que los micro-organismos responsable para la descomposición sean más redundantes. Aunque la divergencia de nichos entre estos sin duda existe, con algunos, tal vez, siendo altamente específicos en sus roles, no se prevee una acumulación masiva de materia orgánica no descompuesta resultante de la pérdida de uno o dos especies de estos micro-organismos.

El nivel de conocimiento con que se cuenta de la ecología de bosques en la RBM es inadecuado para permitir mucho enfoque sobre especies claves como lineamientos en el manejo de la reserva o como metas especiales para monitoreo. Por lo tanto, el enfoque aquí es principalmente en métodos que proporcionarán información sobre series grandes de especies de varios grupos taxonómicos--aves, mamíferos, insectos, anfibios y árboles. El monitoreo de tales grupos diversos debe resaltar nuestra habilidad para detectar cambios sutiles no especificados en atributos comunitarios.

#### *Carnívoros principales como especies claves en los bosques Neotropicales*

A pesar de que no existe un completo conocimiento sobre la función comunitaria de los bosques tropicales, se sospecha que es importante monitorear poblaciones de ciertos mamíferos grandes, en particular, carnívoros grandes--el jaguar y el puma. Estas especies se cree que tienen efectos importantes en la estructura comunitaria, y son, se cree, propensos a la extinción debido a su necesidad de grandes áreas de hábitat y su vulnerabilidad a la cacería. Muchos biólogos consideran que la pérdida de carnívoros principales tales como el jaguar y el puma de los bosques neotropicales pueden producir una cascada de efectos ecológicos (Terborgh 1988, 1990, 1992) y alguna evidencia apoya este punto con respecto a los efectos en fauna (Loiselle y Hoppes 1983, Greene 1988, da Fonseca y Robinson 1990, Terborgh 1990, 1992, Palomares et al. 1994) y en la vegetación (Dirzo y Miranda 1990, Leigh et al. 1993, pero ver Terborgh y Wright 1994). Apoyo general y teórico para roles claves de depredadores en comunidades puede encontrarse en Hairston et al. (1960), Slobodkin et al. (1967), Estes (1996), y otras citas incluidas en este informe. Se piensa que la ausencia de jaguares y pumas puede llevar a un aumento en la abundancia de mamíferos de mediano tamaño (pecarís, cereques, tepezcuintles, armadillos, venado de cola blanca, cabro, y depredadores pequeños), los cuales en retorno afectan las tasas de regeneración de especies de árboles, tasas de depredación de nidos de aves, etc. Por las razones anteriores, se proponen métodos que permitirán el monitoreo de varias especies de mamíferos terrestres de gran a mediano tamaño, con un enfoque central en los carnívoros grandes.

#### *Limitaciones de nuestra habilidad para detectar tipos no anticipados de cambio ecológico*

Un vistazo al registro histórico indica una necesidad de un escepticismo substancial sobre nuestra habilidad de diseñar un programa de monitoreo que detecte fielmente los problemas ambientales cuya identidad no se anticipa. En muchos casos, no se ha reconocido un problema ambiental hasta que los síntomas se desarrollaron. Ejemplos incluyen la desaparición de los *Ephemeroptera* del Lago Erie como un síntoma del ataque de eutroficación, falla en la reproducción de focas en el Mar Báltico como un resultado de la bioampliación del PCB y otros químicos tóxicos, y la aparición y subsiguiente desaparición de una población de peces pequeños (dwarf sucker) en el Lago Ontario, como uno de las primeras señales de daño por la lluvia ácida (Rapport 1989). Otros ejemplos son las fallas reproductivas en los Halcones Peregrinos y otras aves de alta posición trófica como resultado de la bioampliación de DDE, y declinación de bosques en las montañas Apalaches de los EE. UU. debido a concentraciones elevadas de ozono. Si se hubiesen diseñado programas de monitoreo ecológico para estas regiones antes del ataque de tales síntomas, hubiesen incluido componentes que hubiesen revelado estos cambios en sus estados previos? Los bosques tropicales son entre los más complejos ecosistemas en la tierra; por lo tanto, el propósito de detectar cambios ecológicos sutiles dentro de estos, debido a factores no predecibles, es un reto formidable.

La abeja africanizada en la región neotropical proporciona una lección seria en las dificultades de detectar tipos desconocidos de cambio debido a factores no anticipadas. En este caso, la abeja por si misma es el "estresor" potencial, y el reto es conocer como ésta ha afectado la ecología y tal vez los objetivos de conservación en los ecosistemas neotropicales. De 26 reinas apareadas de *Apis mellifera scutellata*, miles de abejones, y algunas reinas

híbridas africanizadas/europeas y trabajadores liberados en el suroeste de Brasil en 1956, esta abeja se ha invadido toda la zona neotropical, colonizando 16 millones de kms<sup>2</sup> y consumiendo tal vez dos billones de kilogramos de polen y 20 billones de kilogramos de néctar anualmente (Roubik 1989).

Se puede suponer que la introducción de esta especie habría tenido efectos ecológicos medibles tales como la declinación de ciertas especies nativas de abeja, o por lo menos cambios en la estructura comunitaria entre las abejas nativas, y tal vez efectos en la ecología de polenización de ciertas plantas. Tales cambios pueden haber ocurrido, pero si lo hicieron, no han sido convincentemente demostrados (Roubik 1996 a,b.). Además, los efectos ecológicos de abejas de miel introducidas en América del Norte y Australia han sido dificultosos de demostrar a pesar de la cantidad de investigación que se ha realizado. A pesar de la falta de hallazgos definitivos de investigación, un número de investigadores de abejas creen que las abejas de miel en ciertas épocas o a veces tienen impactos negativos en las poblaciones de abejas nativas (Buchmann 1996, Sugden 1996, Thorp 1996). Si un gran número de estudios hechos por investigadores de abejas en los tres continentes no han sido capaces de demostrar lo que muchos expertos en abejas creen que existe, i.e. efectos negativos en la competencia de abejas de miel con abejas nativas, esto no presagia bien nuestra habilidad de detectar cambios ecológicos sutiles vía un programa generalizado de monitoreo. Aun si se hubiese estado monitoreando específicamente las poblaciones de abejas nativas previo al arribo de las abejas africanizadas en la RBM, existe una oportunidad excelente de que no se hubiese detectado cualquier efecto en sus poblaciones, aún si esto existiese.

La conclusión de los ejemplos arriba indicados es la siguiente: puede ser bastante dificultoso el detectar efectos de amenazas ambientales de identidad no anticipada en la RBM. La probabilidad de que un programa de monitoreo generalizado será lo suficientemente poderoso para detectar los efectos cuya identidad no fue prevista en el diseño del programa, parece pequeña. Esto puede templar el optimismo acerca del poder de detección del programa de monitoreo propuesto, y debe hacer un recordatorio que se debe luchar por el poder estadístico máximo.

## **5. SELECCION DE LOS INDICADORES BIOTICOS PARA LA INTEGRIDAD ECOLOGICA DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA MAYA (RBM)**

Selección de indicadores -- consideraciones básicas

Antes de proponer indicadores para el uso en la RBM, es necesario explicar la lógica usada en su selección. Al seleccionar indicadores, el programa EMAP de la EPA de los Estados Unidos (ver apéndice 1) usa la siguiente secuencia. Primero, los valores ambientales de los recursos en cuestión son identificados, y las cuestiones de análisis que resultan de estos valores, son formuladas. Las amenazas o perturbaciones de mayor probabilidad y seriedad son identificados, y modelos conceptuales son desarrollados, representando la estructura y función de los recursos, y su probable respuesta a estas amenazas. Por último, los indicadores son seleccionados para la investigación y evaluación. Se ha seguido esencialmente el mismo proceso en este programa.

Suter (1990) lista varias características deseables para valores ambientales de interés final e indicadores. Suter recomienda asegurarse que la evaluación de los valores ambientales de interés debe tener una relevancia social y biológica, definición operacional no ambigua, y ser receptivo a predicción y medida. Los indicadores deben corresponder a, o predecir, un valor de interés final, ser medibles fácilmente, apropiados a la escala de disturbio, tener dinámica temporal apropiada y baja variabilidad natural, ser diagnóstico del disturbio en mente, aplicable ampliamente, estandarizada en medida, e idealmente, estar apoyado en grupos de datos existentes. Noss (1990) proporciona la siguiente lista de propiedades deseables para especies a ser usadas como "foci" de monitoreo. Dichas especies deben ser sensitivas suficiente para proporcionar un aviso de alerta temprano, estar ampliamente distribuidas de punto de vista geográfico, capaz de proporcionar una evaluación continua sobre un rango amplio de estrés, relativamente independiente del tamaño de la muestra, fácil de medir y efectivo en costo, capaz de diferenciar entre ciclos o tendencias naturales y aquellas inducidos por estrés antropogénico, y relevante a los fenómenos ecológicamente significantes. Se puede agregar que estos deben tener una taxonomía bien conocida, ser fácil de identificar, y responder a las amenazas y perturbaciones importantes en una escala de tiempo apropiada. Un juego de criterios diferentes los proporciona Johnson et al. (1993). En la práctica, son pocos los indicadores que pueden satisfacer todos los requerimientos arriba descritos.

Kelly y Harwell (1990) discuten varios propósitos potenciales para los indicadores. Un propósito es el de revelar directamente el estado de un valor ambiental de interés de importancia intrínseca para humanos, por ejemplo, especies de importancia económica o en peligro de extinción. En este caso, el indicador es el mismo que el valor ambiental de interés, como en el ejemplo del maple. Sin embargo, a menudo es deseable detectar el cambio incipiente antes que el valor de mayor interés por si mismo es afectado. En consecuencia, una segunda clase de indicadores, los indicadores altamente sensitivos, o de "aviso de alerta temprano", son con frecuencia deseables. Tales indicadores no necesitan ser altamente confiables y pueden ser considerados como indicadores de "filtración"; es permisible que estos den indicaciones positivas falsas de vez en cuando. Asimismo, una proporción de baja señal-a-ruido puede ser aceptable. En efecto, estos "levantan una bandera roja" indicando que algo está mal--una llamada para una mirada más de cerca para determinar que es lo malo. Un grupo adicional de indicadores estos autores denominan como indicadores "sensitivos", pero se sugiere el término de indicadores "diagnósticos". Esta clase de indicadores se consideran como altamente confiables para indicar cierta clase de cambio; el énfasis no es en una respuesta rápida, sino en su confiabilidad. Tales indicadores deben tener una proporción alta de señal-a-ruido, y minimizar los positivos falsos. En vez de levantar la bandera roja, estos indicadores deben ser fieles en indicar exactamente lo que es que es anormal.

Vale la pena enfatizar la importancia de establecer la relevancia directa de indicadores a los valores ambientales de interés. Donde el indicador es una especie o un proceso de valor obvio a los humanos (ejemplo, especies de importancia económica), esta relación es evidente por si misma. Sin embargo, cuando se propone usar una especie como indicador una especie u otra entidad cuyo valor intrínseco no es reconocido ampliamente por el público (por ejemplo, escarabajos de estiercol), corresponde que se demuestre claramente la relevancia de este indicador a las especies o valores apreciados por el público.

#### *Amenazas y perturbaciones principales en la RBM*

La mayoría de los programas de monitoreo ambiental hasta la fecha han tratado principalmente con el monitoreo de fuentes, concentraciones y efectos de contaminantes y exceso de nutrientes, y el desarrollo histórico del campo de monitoreo ambiental refleja esta preocupación. En contraste, la tarea principal del monitoreo en la RBM es detectar cambios ecológicos incipientes en un área grande de bosque y humedales casi prístino--cambios que resultan principalmente de la conversión del hábitat local en agricultura y ganadería. Esta tarea ha sido escasamente enfocada en la literatura sobre monitoreo ecológico.

El principal factor que amenaza la integridad biótica de la RBM es (1) deforestación, i.e. conversión a hábitat sin bosque (principalmente pasto) o a una estado de sucesión secundaria crónicamente interrumpida. Segundo en importancia son (2) la fragmentación de bosque y (3) degradación (ejemplo, alteración del bosque a través de un aprovechamiento selectivo de madera y del corte para leña). La conversión, degradación y fragmentación de (4) otros tipos de hábitat natural, especialmente humedales, se convertirá de mayor preocupación a medida que las invasiones en las parte occidental de la reserva se den. Otros impactos anticipados en la RBM son los efectos ecológicos de (5) cacería, (6) toma de fauna para venta de mascotas, extracción de (7) madera y (8) productos forestales no-maderables, y (9) incremento de la presencia y actividad humana. Otros efectos potenciales son (10) invasión de especies exóticas, y (11) aumento del grado de aislamiento de la RBM de otras reservas cercanas. La reserva puede también ser sujeta a factores negativos globales tales como (12) cambio climático, y (13) cambios atmosféricos, incluyendo aumentos en la penetración de UV, concentraciones de CO<sub>2</sub>, y lluvia ácida. Otras amenazas potenciales incluyen (14) contaminación por insecticidas cloroorgánicos, radionúclidos, u otros químicos persistentes. Todos estos factores tienen la ventaja de que, debido a que su identidad es conocida, es posible hacer selecciones más inteligentes de cuales pueden ser los indicadores potencialmente efectivos. Presenta mayor reto la detección de (15) impactos perjudiciales en la biota debido a factores no previstos, ya sean locales, regionales o globales en naturaleza, y (15) efectos secundarios o indirectos de cualquiera de los arriba indicados. No existe duda de que otras amenazas pueden ser postuladas, pero no se pueden anticipar todos los factores que pueden eventualmente amenazar la integridad biótica de la reserva.

El cuadro 3 lista estas amenazas anticipadas, con un estimado sobre la probabilidad de ocurrencia a una magnitud importante (i.e. perjudicial) en un futuro cercano, y la prioridad se le asigna para monitorearlas, tomando en cuenta la limitación de recursos.

**Cuadro 3. Amenazas ambientales importantes en la RBM, su probabilidad percibida de alcanzar proporciones perjudiciales, y prioridad de monitoreo.**

<u>Amenazas/perturbaciones</u>	<u>Probabilidad de impactos importantes<sup>1</sup></u>	<u>Prioridad de monitoreo<sup>2</sup></u>
1) deforestación	100 %	más alta
2) fragmentación de bosque	100 %	alta
3) degradación de bosque	alta	alta
4) conversión, degrad., y fragmentación de humedales	alta	mediana
5) cacería	alta	alta
6) toma de guacamayas para mascotas	alta	alta
7) extracción de madera	alta	mediana/alta?
8) extracción de productos no maderables	baja	alta
9) niveles incrementales de presencia y activ. humana	mediana	baja
10) especies exóticas	alta	alta
11) aislamiento de la RBM de reservas vecinas	alta	baja
12) cambios climáticos	alta	mediana/alta?
13) cambios atmosféricos (e.g., UV, CO <sub>2</sub> , lluvia ácida)	alta	mediana/alta?
14) contaminación de cloroorgánicos, radionúclidos, etc.	baja	baja
15) impactos negativos de factores no previstos	alta?	alta?
16) efectos secundarios o indirectos de cualquier de los arriba indicados	alta	alta

<sup>1</sup> Probabilidad de ocurrencia, y a la vez, que los impactos sean de magnitud importante para la conservación en la RBM.

<sup>2</sup> En asignar prioridad de monitoreo, la importancia de actividades económicas relacionadas también fue considerada.

*Demandas divergentes: especies sensitivas al área versus especies sensitivas a cambios dentro del hábitat debido a los factores futuros desconocidos*

La RBM presenta un vasto paisaje en un estado casi prístino, amenazado principalmente por la deforestación y la fragmentación del bosque. Por eso, dentro de los efectos que más se desean poder detectar son los efectos tempranos de la deforestación y fragmentación. Esto implica que se debe monitorear algunas especies u otros indicadores que se sabe o se sospecha que están excepcionalmente resguardados en grandes áreas de bosque maduro. Por otro lado, también se desea monitorear especies u otros indicadores que parecen reflejar mejor la integridad ecológica global del bosque, frente clases desconocidas de cambios ambientales y efectos locales en escala "micro". Esto último implica el monitoreo de uno o más grupos que están máximamente integrados con la ecología del bosque como un todo, y que son suficientemente diversas en su ecología para tener una buena oportunidad de revelar una variedad de cambios no anticipados. Debido a las demandas diversas mencionadas anteriormente, es conveniente usar "complejos indicador" a dos escalas: a una escala "macro", que sirve para detectar cambios ecológicos al nivel de paisaje, y a una "micro", o escala "dentro del hábitat". Con la escala "micro", se pretende revelar cambios que son tanto locales o más general, y que son sutiles, y no principalmente indicativos de cambios espaciales a nivel de paisaje.

*Especies sensibles al área como indicadoras de la integridad biológica a nivel de paisaje o "macro"*

Como se indicó anteriormente, entre las prioridades más altas debe estar el monitoreo de entidades que son las más reveladores de los estados iniciales de degradación de una selva prístina. Cuáles son las entidades que califican para esta designación? Cambios en la cubierta del bosque y las indicaciones de inmigración humana califican, por supuesto, y fueron discutidas anteriormente. Más allá de estos indicadores, las más reveladores deben

ser las poblaciones y el éxito de las especies que son más seguras en grandes áreas de hábitat casi prístino, ejemplo, aquellas con densidad de población más baja y/o con las necesidades más grandes de espacio. En cierto grado, se pueden predecir requerimientos de espacio y densidad de población con base en los datos existentes y del tamaño del cuerpo y biología. Los organismos grandes son con frecuencia menos numerosos que los pequeños de taxa similar, aquellos a altas posiciones tróficas, y aquellas que requieren hábitat de ocurrencia limitada pueden con frecuencia ser menos densas comparada con las especies de hábitat variados. Según los conocimientos actuales, se considera que una lista de especies sensitivas al área en la RBM incluiría al jaguar, el puma, el jabalí, el águila harpía, la guacamaya escarlata, y posiblemente el danto; en un borrador anterior, se solicitó que se proporcionaran más especies, particularmente de insectos, para esta lista, pero ninguno fue proporcionado. Otras especies que probablemente encajan en estos descriptores en un menor grado (i.e. tienen densidades de poblaciones un poco más altas) son el venado cola blanca, el cabro, el coche de monte, el ocelote, el margay, el jaguarundi, la águila monera y otros grandes rapaces, algunos loros, el pavo ocelado, el faisán, el pavo, la cojolita, y otros, sin duda incluyendo algunos insectos, reptiles, anfibios y plantas.

En contraste, aquellos organismos que se dan en poblaciones de alta densidad (la mayoría de los organismos de cuerpo pequeño, por ejemplo, reptiles, anfibios, insectos, aves pequeñas y roedores), probablemente no requieren tanta área para el mantenimiento de poblaciones viables, mientras que aquellos que tienen éxito en vegetación joven no son amenazadas por las tendencias del uso de tierra actual. Sin embargo, para muchos organismos no se tiene conocimiento de la densidad o dispersión de su población. Típicamente los bosques tropicales contienen muchas especies en densidades muy pequeñas de población, en organismos tan distintos como son los árboles e insectos. Tales especies de baja densidad pueden requerir grandes áreas para mantener poblaciones viables, y pueden ser vulnerables a la fragmentación si necesitan hábitat maduro. Algunos insectos pueden requerir grandes áreas para su conservación; por ejemplo, las abejas de orquídeas (*Euglossinae*) pueden desplazarse sobre docenas de kms. en un solo día (Janzen 1971). Sin embargo, aun las abejas más viajero probablemente requieren mucho menos espacio para mantener poblaciones viables comparada a los mamíferos y aves arriba listadas. Los migrantes intra-trópico pueden requerir áreas grandes o una variedad de tipos de hábitat a nivel regional para su conservación; esto se aplica no solo a las aves sino potencialmente a los murciélagos e insectos. Si cualquier insecto en la RBM hace migraciones regionales como se sospecha para algunas palomillas y mariposas en Costa Rica (Janzen 1983, p. 627, 1987), entonces la pérdida de hábitat aún en áreas afuera de la RBM pueden afectar sus poblaciones. Sin embargo, poco se conoce acerca de las migraciones de insectos en el nororiente de Petén. Algunos insectos u otros pequeños organismos pueden ser bastante raros en la RBM, por cualquier razón, y por lo tanto vulnerables a etapas iniciales de deforestación; sin embargo, la falta de conocimiento de este tema hace dificultoso usar tales especies hipotéticas como indicadores. Por lo tanto, se sugiere que los mamíferos grandes y aves listadas arriba sean los mejores indicadores bióticos actuales de efectos de fragmentación inicial en la RBM.

#### *Ocurrencia simultánea de roles clave y sensibilidad al área*

Cualquier especie que tiene tanto sensibilidad de área y que se creen que juegan un papel clave en mantener la integridad de la comunidad, puede ser de importancia especial para el monitoreo. Como fue discutido anteriormente, un número de insectos y plantas se espera que desempeñen roles claves. Sin embargo, la mayoría de los insectos y plantas son probablemente lo suficientemente abundantes dentro de áreas locales de tal forma que no son altamente sensitivos a las etapas iniciales de deforestación y fragmentación. Las plantas que juegan papel clave probablemente no requieren atención especial en la reserva en gran escala, pero pueden ser un factor limitante en fragmentos de hábitat pequeños y pueden así ser de interés para monitoreo en casos especiales. En contraste, algunas aves y mamíferos grandes se cree que son ambos sensitivos al área y que juegan papeles claves-- especialmente los gatos grandes --(ver sección anterior); estos pueden ser únicos si se combinan las características de alta sensibilidad para etapas iniciales de pérdida y fragmentación de hábitat, y alta importancia para mantenimiento de diversidad biológica e integridad de comunidades naturales. Sugerimos que estas especies reciban alta prioridad para el monitoreo.

#### *Monitoreo de los efectos de amenazas o perturbaciones desconocidas, y de los cambios locales dentro del hábitat--la escala "micro"*

Se espera poder detectar los efectos, no sólo de aquellas amenazas listadas anteriormente, pero también de

amenazas que son desconocidas actualmente. Se anticipa que estos efectos no conocidos sean principalmente (1) efectos indirectos que surjan de cualquier factor considerado anteriormente, o (2) efectos de elementos dañinos regionales conocidos o desconocidos o de nivel global, principalmente, cambios en el clima, química atmosférica, o contaminantes. Ya que no podemos anticipar la naturaleza de estas amenazas, no podemos seleccionar los indicadores conocidos que sean los más sensitivos a las mismas. También se espera poder detectar los impactos en la estructura o la función ecológica del bosque que resultan no de la fragmentación, deforestación o alteración del hábitat en localidades distantes (escala "macro"), sino de aquellas que resultan de impactos locales de esta naturaleza. En tal sentido, se necesitan indicadores de integridad ecológica a nivel local, "micro", o de "dentro del hábitat".

Con el enfoque de tales factores no anticipados hipotéticos, es posible especificar indicadores que pueden revelar sus efectos? Tomando en cuenta que nuestra principal preocupación es mantener los valores naturales de la composición, estructura y función de la biota del bosque entera, será ideal usar indicadores que reflejan tales atributos de alcance comunitario. Si una especie o grupo de especies interactúan fuertemente con todos los otros miembros de la comunidad, entonces esto puede servir como un sustituto para la comunidad entera, pero eso es poco probable. El reto es seleccionar algunos subgrupos de la biota (u otro indicador) que pueda servir como un sustituto para el grado de integridad de la comunidad biótica, la cual sin duda llega a números de miles de especies.

Se propone que logremos el reto a través del monitoreo de la composición y estructura comunitaria de varios conjuntos diversos de especies múltiples, de grupos taxonómicos ampliamente divergentes y de variada historia de vida y ecología: aves, mariposas, árboles, anfibios, y mamíferos terrestres de tamaño mediano a grande. A través de este enfoque, se espera contar con una oportunidad razonable de detectar cualquier cambio influyente en la ecología del bosque. La tesis es que estos cinco grupos en conjunto servirán como un sustituto adecuado para la comunidad forestal como un todo.

Se propone que se use: (1) un segmento grande de la comunidad de aves (aprox. 90 especies), con muestreo por puntos de conteo, (2) un gran segmento de la comunidad de mariposas, con muestreo por trampas con cebo y censos visuales (Méndez 1997), (3) la comunidad de árboles, con muestreo de parcelas grandes, permanentes con árboles marcados, (4) la comunidad de anuros (ranas y sapos), con muestreo de varios métodos, y (5) la comunidad de mamíferos terrestres de tamaño mediano a grande, con muestreo por cámaras automáticas y/o estaciones detectoras para registrar huellas o rastros. Otros grupos de organismos pueden ser sustitutos, dependiendo del interés y experiencia de los que participan en monitoreo; algunas alternativas taxonómicas y grupos funcionales se sugieren en el Apéndice 11. En casos en donde el énfasis es detectar los efectos de modificación de hábitat local, se sugiere el monitoreo de grupos de aves y mariposas; los árboles y las comunidades de anuros se pueden incluir en aquellos casos en donde se desea detectar información de aspectos globales desconocidos como cambios climáticos y atmosféricos.

Se sugiere este enfoque multi-especie, y multi-taxonómica por las siguientes dos razones: 1) Al monitorear varias docenas de especies de por lo menos dos familias diferentes, se estaría monitoreando una fracción significativa de la biota. 2) Al incluir especies con biología, historia de vida, y requerimientos ecológicos muy diferentes, aumentamos la probabilidad de que algunos de ellos serán responsivos a cualquier factor o perturbación que cause cambios ecológicos importantes dentro del bosque. Como se indicó antes, y como ilustrado en Lámina 2, las mariposas tienen a menudo relaciones específicas de anfitrionas con plantas alimenticias de las larvas, llevando a un alto grado de integración de las comunidades de mariposas y plantas. En contraste, las aves son generalmente más afectadas por la estructura de la vegetación que su composición florística, y se espera que respondan principalmente a cambios gruesos en la arquitectura de la vegetación. Las mariposas, al ser sensitivas a microclimas, también responden a la estructura de la vegetación; por ende, las aves y las mariposas deben ser sensitivas a perturbaciones tal como la tala de madera, clareo de bosque y fragmentación local y otros efectos laterales. Los anfibios y los árboles se sugieren por que posiblemente pueden responder a factores como una penetración de UV, concentración de CO<sub>2</sub>, lluvia ácida y cambios de clima. La comunidad de mamíferos se propone para el muestreo porque pueden ser sensibles principalmente a la fragmentación, cacería y pueden ayudar a detectar cambios ecológicos causados por otros factores.

*Datos meta para indicadores -- demografía, densidad o índices de abundancia?*

Al contar con especies seleccionadas para usarse como indicadores, se debe considerar cuáles atributos deben

monitorearse. Las principales alternativas que se sugieren son: 1) abundancia y 2) parámetros demográficos. Estos últimos son generalmente superiores a la abundancia en indicar la condición real y las tendencias de la población. Sin embargo, el medir los parámetros poblacionales es mucho más demandante que medir algún indicador de abundancia. Por lo tanto, en la mayoría de casos, se recomienda documentar la abundancia para todos los indicadores en vez de los parámetros demográficos en esta etapa del desarrollo del programa.

#### *Evaluación de propiedades indicador de conjuntos de especies*

Antes de que se use un grupo de especies como un conjunto indicador, sus propiedades indicador deben ser documentadas. Esto requiere que se verifiquen las respuestas de las especies a características de hábitat y a las amenazas y perturbaciones de interés. Se recomienda evaluar afinidades de hábitat (y por lo tanto propiedades indicadoras con respecto a características amplias de hábitat) de ensambles de especies, por lo menos parcialmente a través del uso de una técnica multivariada tal como el Análisis de Correspondencia "Detrended" (DCA por sus siglas en inglés) o el Análisis de Componentes Principal (PCA). Un ejemplo de este enfoque está representado en el Apéndice 4, y ejemplos similares son dados por Kremen (1992) Johnson et al. (1993) y Norris y Georges (1993).

Para pájaros en la RBM, el Fondo Peregrino ha conducido las investigaciones necesarias; ahora se pueden usar la mayoría de los miembros de la comunidad de aves como un "ensamble de indicador", el cual colectivamente revela la etapa sucesional del bosque (Apéndice 4; Whitacre et al. 1992a, b, 1995). Existe la hipótesis que los patrones de abundancia de especies de aves en diferentes etapas sucesionales predicen su vulnerabilidad a la deforestación, fragmentación de bosque y degradación. Las especies que son comunes en guamil joven deben ser las menos vulnerables a tales cambios al hábitat, mientras aquellas que son restringidas a bosques altos de dosel cerrado en las colinas, deben ser las más sensibles. En forma similar, las afinidades de hábitat de un gran segmento de fauna de mariposas de la RBM ha sido demostrada a través de las investigaciones de CCB/CECON (Méndez 1997), permitiendo el uso de mariposas en una forma paralela a la de la comunidad de aves. Una vez que las afinidades de hábitat de taxa claves son conocidas, entonces diferencias en las abundancias relativas de aquellos grupos de especies pueden ser usados para inferir diferencias en condiciones ambientales a través del tiempo o espacio. Para tanto aves como mariposas, se necesitan pruebas adicionales de sus funciones indicador con respecto a los diferentes usos de la tierra, para verificar y fortalecer nuestro conocimiento actual.

#### *Comentarios finales en la selección de indicadores*

1. Objetos "por atributo" vrs. "por categoría" -- Morrison y Marcot (1995) indicaron que es mucho mejor monitorear objetos "por atributos" que "por categoría", por ejemplo, monitorear la altura del dosel en vez de categorías como "bosque maduro" o "bosque no-maduro". Esto es especialmente importante ya que las definiciones, así como nuestras percepciones de cuales factores son más importantes, pueden cambiar a través del tiempo. Los datos sobre la altura del dosel u otras características de objetivos pueden ser reconsiderados de una manera diferente, mientras que características concebidas por categoría no.

2. Desarrollo para diferentes áreas en la RBM-- Puede ser deseable diseñar indicadores y métodos de muestreo para condiciones en diferentes partes de la RBM. Por ejemplo, en los humedales de la Laguna del Tigre, indicadores especiales y métodos de muestreo únicos pueden ser apropiados.

## **6. UN PLAN DE MONITOREO ECOLOGICO PARA LA RESERVA DE LA BIOSFERA MAYA**

El Cuadro 4 presenta los componentes potenciales de un plan de monitoreo ecológico para la Reserva de la Biosfera Maya. Con el interés de contar con algo completo, se incluye todas las amenazas principales al medio ambiente que se consideran importantes para la RBM, incluyendo algunos de naturaleza regional y global que van más allá de la habilidad de influencia de los administradores de la RBM.

**CUADRO 4.** Resumen de las principales amenazas/perturbaciones ambientales de importancia en la RBM, indicadores propuestos, métodos de muestreo y prioridad de monitoreo.

Amenazas/perturbaciones	Indicadores	Métodos de Muestreo	Prioridad
<b>ESCALA GLOBAL</b>			
1. Cambio de clima * medida directa  * efectos ecológicos	* datos de clima  * fenología del bosque  * crecimiento y supervivencia de los árboles	* estaciones de climatológicos  * parcelas de bosque  * parcelas permanentes, árboles marcados	baja  mediana  alta
2. Cambios atmosféricos (lluvia ácida, aumento de CO <sub>2</sub> , penetración de UV)  * medida directa  * efectos ecológicos	* ningún propuesto  * tendencias poblacionales y demografía de los anfibios  * crecimiento y supervivencia de los árboles	* censos en sitios de crianza, transectos visuales, censos acústicos  * parcelas permanentes, árboles marcados	baja  alta  alta
3. Contaminación por insecticidas organoclorados, otros químicos persistentes, radionúclidos  * medida directa    * efectos ecológicos	* residuos en tejidos de especies en altos niveles tróficos  * Patrones de uso de pesticidas en la RBM y vecindades  * grado de delgadez de la cáscara de huevo en especies conocidos como susceptibles	* medir residuos en aves insectívoras residentes del interior del bosque  * consultas informales con agricultores, y proveedores agrícolas  * reproducción de halcones pecho-naranja y murcielaguero	baja  mediana  baja

ESCALA DE PAISAJE REGIONAL			
4. Deforestación, fragmentación del bosque			
a. magnitud, tasa, localidad	<ul style="list-style-type: none"> <li>* medidas de cambios de cobertura</li> <li>* medidas de conectividad</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* sensor remoto, SIG, métodos de detección de cambio de cobertura</li> <li>* "Fragstats", y otros programas de conectividad</li> <li>* inspección visual de imágenes de cambio de cobertura</li> </ul>	<p>más alta</p> <p>baja</p> <p>alta</p>
b. Efectos ecológicos directos	<ul style="list-style-type: none"> <li>* respuesta de especies sensitivas al área</li> <li>puma, jaguar,</li> <li>jabalí</li> <li>águila harpía</li> <li>guacamaya escarlata</li> <li>comunidad de rapaces</li> <li>comunidad de psitácidos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* cámaras automáticas, estaciones de huellas/aromas preguntar a gente local</li> <li>* guarda recursos recolectan datos en las patrullas (entrevistas, señales, vista)</li> <li>* investigación de observaciones reportadas</li> <li>* monitorear tamaño de población, ocupancia y éxito de nidos, búsqueda de áreas de anidaje</li> <li>* conteos puntuales sobre el dosel y conteos antes de la madrugada</li> </ul>	<p>más alto</p> <p>mediana</p> <p>alta</p> <p>alta</p> <p>alta</p>
c. Efectos ecológicos indirectos	<ul style="list-style-type: none"> <li>* respuesta de especies/procesos afectados por cambios en abundancia de</li> </ul>		

	<p>carnívoros altos:</p> <p>abundancia de mamíferos de mediano a gran tamaño</p> <p>demografía de árboles de pie</p> <p>tasas de depredación de nidos de aves</p>	<p>* cámaras automáticas, estaciones de huellas/aroma</p> <p>* estudios experimentales incluyendo uso de cercas</p> <p>* comparación de diferentes áreas</p>	<p>más alta</p> <p>baja/ mediana</p> <p>baja/ mediana</p>
<b>ESCALA ESPACIAL LOCAL O "ALFA" (DENTRO DEL HABITAT)</b>			
<p>5. Deforestación, fragmentación del bosque</p> <p>(efectos ecológicos)</p>	<p>* comunidad de aves</p> <p>* comunidad de mariposas</p> <p>* mamíferos terrestres de mediano a gran tamaño</p>	<p>* conteo por puntos, 5-10 minutos</p> <p>* censos visuales y trampas con cebo</p> <p>* cámaras automáticas, estaciones de aroma/huellas</p>	<p>más alta</p> <p>más alta</p> <p>más alta</p>
<p>6. Degradación del bosque (extracción selectiva, corte de leña)</p> <p>(efectos ecológicos)</p>	<p>* comunidad de aves</p> <p>* comunidad de mariposas</p> <p>* mamíferos terrestres de mediano a gran tamaño</p>	<p>* conteos por puntos, 5-10 minutos</p> <p>* censos visuales y trampas con cebo</p> <p>* cámaras automáticas, estaciones de aroma/huellas</p>	<p>más alta</p> <p>más alta</p> <p>más alta</p>
<b>AMENAZAS/PERTURBACIONES QUE NO CONFORMAN BIEN A LA JERARQUIA ESPACIAL</b>			
<p>7. Cacería de subsistencia</p> <p>(efectos ecológicos)</p>	<p>* faisán, cojolita, pavo ocelado</p> <p>* mamíferos terrestres de mediano a gran tamaño</p>	<p>* conteos puntuales, 5-10 minutos, conteos por puntos antes del amanecer</p> <p>* cámaras automáticas, estaciones de aroma/huellas</p>	<p>más alta</p> <p>más alta</p>
<p>8. Tráfico de psitácidos</p> <p>(efectos en las poblaciones)</p>	<p>* guacamaya escarlata</p>	<p>* monitorear poblaciones de concentraciones conocidas, y ocupancia y éxito de nidos buscar otras concentraciones de nidos</p>	<p>alta</p>

	* otros loros	* puntos de conteo emergentes sobre el dosel	alta
9. Efectos no predecibles de factores desconocidos que se puedan dar en el futuro	* comunidad de aves	* puntos de conteo, 5-10 minutos	más alta
	* comunidad de mariposas	* censos visuales, trampas con cebo	más alta
	* comunidad de anfibios	* censos de sitios de crianza, transectos visuales, censos acústicos	más alta
	* comunidad de árboles	* parcelas permanentes, árboles marcados	más alta
	* comunidad de mamíferos medianos-grandes	* cámaras automáticas, estaciones de aroma/huellas	más alta

### Un plan de monitoreo ecológico para la RBM--discusión de las principales amenazas, indicadores sugeridos, métodos de muestreo, y prioridades

Siguiendo con la secuencia del Cuadro 4, se proporciona a continuación el motivo principal para monitorear estas amenazas o factores, las justificaciones para el uso de los indicadores y métodos de muestreo propuestos, y la importancia relativa que se asignaría a cada esfuerzo de monitoreo. En tal sentido, se procede en secuencia espacial de global a local.

#### Escala Global

1. *Cambio de clima* - Existe una sospecha creciente de que el efecto invernadero ha empezado a causar un calentamiento global, y que esta tendencia continuará en la próximas décadas. Este u otros cambios climatológicos pueden tener impactos profundos para los esfuerzos de conservación, por ejemplo, al causar cambios en la distribución geográfica de especies de acuerdo con sus tolerancias fisiológicas o desempeño. Será una adición de gran valor a los esfuerzos de monitoreo global, si el monitoreo de la RBM contribuye a medir los efectos de cambio de clima. Sin embargo, por limitaciones de fondos, se recomienda que se fomente para que este monitoreo lo lleven a cabo otros investigadores.

Un modelo conceptual de los efectos de cambios de clima y atmosféricas en los árboles y anfibios, y métodos de monitoreo relacionado, se presenta en la Lámina 1.

#### *Métodos Preferidos:*

##### a. Medida Directa

Para documentar los cambios de clima, son útiles los datos meteorológicos de estaciones climatológicas. Las

estaciones del INSIVUMEH recolectan rutinariamente estos datos en y cerca de la RBM. Estos datos pueden revelar, por ejemplo, cambios locales en temperatura y lluvia resultante de la deforestación local o de cambios globales, y deben ser adquiridos periódicamente y agregado al base de datos de monitoreo para la RBM. Varias personas que respondieron a los borradores de este plan sugirieron la expansión de la red actual de estaciones climatológicas en la RBM. Fue comentado que INSIVUMEH probablemente proporcionaría equipo si algún otra institución podría pagar los sueldos necesarios para la gente quienes podrían operar esas estaciones. Esta idea está bien pero debe ser visto como un compromiso a largo plazo. Sería poco útil coleccionar unos cuantos años de datos de sitios adicionales en la RBM, sin continuación sobre muchos años. No existe, que sepamos, otros métodos más baratos para expandir el base de datos sobre clima y patrones meteorológicos en la RBM. Sin embargo, es posible que las plataformas de satélite pueden proveer datos de utilidad para el efecto.

## b. Efectos Ecológicos

### *Métodos Preferidos:*

Para detectar los efectos ecológicos de cambios de clima, se recomienda lo siguiente:

(1) *Monitoreo de la fenología de árboles del bosque* - Esto podría lograrse a través de un plan en el cual muchos individuos de varias especies de árboles son monitoreados durante todo el año a largo plazo. Se debe enfocarse en el muestreo de un número adecuado de individuos de cada especie focal, en vez de muestrear cada individuo dentro de cierta área. Los árboles focales deben ser restringidos a una posición topográfica y tipo de tierra, o seleccionados para que representen un rango de las condiciones disponibles, en una manera estratificada (se prefiere lo último). Las especies seleccionadas deben representar una variedad de familias y diferentes formas de vida, por ejemplo, estrategias de floración y de frutos.

(2) *Monitoreo a largo plazo del crecimiento, mortalidad y composición comunitaria de árboles del bosque* - La utilidad de estudiar la comunidad de árboles del bosque como un indicador de cambios climáticos es ilustrada por Condit et al. (1996) quienes encontraron que una tendencia de 25 años de sequedad está teniendo un "impacto obvio" en un bosque estudiado en Panama, con varias especies aparentemente destinadas a la extinción dentro de su parcela de estudio. Este esfuerzo debe emplear árboles marcados permanentemente en parcelas permanentes bastante grandes dentro de bloques grandes de bosque bien protegido, por ejemplo dentro de zonas núcleo tales como el Parque Nacional Tikal. Aunque estos estudios usan normalmente grandes parcelas, e.g., hasta de 25 has., parece bastante posible que parcelas más pequeñas pueden ser válidas para este uso, tal vez permitiendo replicar parcelas con la misma cantidad total de gastos y esfuerzo. La pregunta clave parecería ser el: qué tamaño de parcela se necesita para lograr muestras adecuadas de varias especies de árboles; las especies más raras nunca tendrán muestras grandes en una parcela de estudio de un tamaño manejable. Este estudio podría llevarse a cabo usando individuos focales de especies seleccionadas, como se sugirió anteriormente para estudios de fenología. Sin embargo, hay ventajas en marcar y monitorear todos los individuos arriba de cierto diámetro dentro una parcela definida: (1) esto permite el análisis de espacio y de la vecindad competitiva, las cuales afectan la mortalidad, el crecimiento, y la regeneración, y (2) esto permite la documentación de la composición de especies de la comunidad de árboles, que puede ser la variable de respuesta clave que permita la detección de ciertas clases de cambios ecológicos. Idealmente, hasta tres de estos estudios a largo plazo se establecerían en la RBM. Un estudio que puede parcialmente servir esta función está llevándose a cabo en Tikal por Mark Schulze, de la Pennsylvania State University. Los métodos para estos estudios se describen, y sus pros y contras se discuten, en Dallmeier (1992), Condit (1995), Scheil y May (1996) Clark y Clark (1996) Condit et al (1996), y en varios artículos previos realizados por Robin Foster y Steven Hubbel (e.g., Hubbell 1979, Hubbell y Foster 1990). Este esfuerzo es ecológicamente interesante de varios puntos de vista, y se le asigna alta prioridad.

## 2. *Cambios Atmosféricos (lluvia ácida, aumento de CO<sub>2</sub>, adelgazamiento del ozono y aumento de penetración UV)*

Las concentraciones atmosféricas de CO<sub>2</sub> son ahora 25% más alta que los niveles pre-industriales, y si las tendencias actuales continúan, se duplicaran para mediados - finales del siglo 21 (Fager et al. 1989, Cunningham y Saigo 1995). Los efectos ecológicos potenciales no se limitan a aquellos sobre calentamiento global inducido por el efecto de invernadero, sino que incluyen otros efectos directos e indirectos del enriquecimiento de CO<sub>2</sub>,

como se discute más adelante. La lluvia ácida no es, de acuerdo a lo que se sabe, un problema en Petén ahora. El adelgazamiento de la capa de ozono y los aumentos en la penetración de luz ultravioleta pueden tener efectos ecológicos en Petén ahora o en el futuro.

a. Medidas directas

No se recomiendan medidas directas a estos factores en la RBM.

b. Efectos Ecológicos

Es más relevante considerar la documentación de efectos ecológicos de estos factores en la RBM. Por lo tanto, se recomienda el monitoreo de tendencias de poblaciones de anfibios (anuras), así como sobrevivencia y tasas de crecimiento de árboles del bosque.

*(a) Monitoreo de poblaciones de anuros* - Durante años, biólogos en diferentes partes del mundo han notado que especies de ranas, y en algunos casos, salamandras, parecían ser en declinación, y para 1989 había una preocupación general acerca de este fenómeno (Heyer et al. 1994). En 1990, un taller sobre declinación de anfibios se llevó a cabo por el Consejo Nacional de Investigación de Estados Unidos, cuyos resultados verificaron que las especies de anfibios en muchas partes del mundo han declinado, y algunas tal vez se han extinguido. Mientras que algunas regiones y hábitats fueron afectadas, otras no. No existe un factor único que explique esta declinación, aunque la destrucción del hábitat y la degradación general del medio ambiente estaba implicada en muchos casos. Alguna investigación ha demostrado la susceptibilidad de huevos de ranas a ciertas formas de radiación ultravioleta, la cual está aumentando debido al adelgazamiento de la capa de ozono de la estratosfera (citas de Long et al. 1995); este descubrimiento es grave, ya que enfatiza la posibilidad de cualquier número de efectos bióticos a escala global de la pérdida de ozono.

Lo anterior sugiere que sería valioso monitorear la población de anfibios en la RBM. Dichos esfuerzos serán de especial valor en examinar la generalidad de factores de nivel global, tales como aumentos en luz UV, ya que las causas locales, por ejemplo, la modificación del hábitat, no deben ser importante dentro del gran área prístina de la RBM.

*Métodos Preferidos:* Los métodos de muestreo se discuten en el Apéndice 9. Se propone (1) censos en sitios de reproducción, y posiblemente (2) transectos visuales a través del bosque (día y noche), y (3) censos acústicos vía conteos de puntos o transectos. Se le da alta prioridad a este esfuerzo.

*(b) Sobrevivencia y crecimiento de árboles en el bosque* - La concentración de CO<sub>2</sub> es frecuentemente un factor limitante para tasas de fotosíntesis, y las plantas responden a los ambientes ricos de CO<sub>2</sub>, aumentando el crecimiento y la eficiencia en uso de agua, mientras que las concentraciones de nitrógeno en hojas puede declinar, afectando interacciones con los insectos herbívoros (Fajer et al. 1989). Todo lo arriba indicado implica que, mientras la concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico continúa en aumento, las tasas de crecimiento de las plantas pueden aumentar, con efectos desconocidos en las comunidades naturales. Tomando en cuenta que especies de plantas diferente exhiben respuestas individuales a cambios en concentraciones de CO<sub>2</sub>, se esperarían aumentos en el balance competitivo, con efectos resultantes en la composición y estructura de la comunidad. Esto hace de mucho interés el monitoreo de tasas de crecimiento y sobrevivencia de la comunidad de árboles del bosque en la RBM, pero otros factores también merecen esta atención. Se sabe poco acerca de los cambios presentes y futuros en la composición y procesos atmosféricos, y menos acerca de sus efectos ecológicos, lo que permite estar a favor de características amplias de monitoreo en la biota que puede responder despacio y sutilmente pero de manera profunda. Esto sugiere la deseabilidad de monitoreo de las comunidades de plantas, los productores primarios que sostienen casi toda la vida en la tierra.

*Métodos Preferidos:* Uso de árboles individuales marcados, en parcelas permanentes de estudio, tal

y como se describe en "cambios climáticos". Se le asigna alta prioridad.

### 3. Contaminación por insecticidas organoclorados, otros químicos persistentes, o radionúclidos

Aunque el uso de insecticidas organoclorados está decreciendo mundialmente, estos químicos son todavía bastante usados en algunos casos. Los organoclorados se han utilizado mucho en el pasado en Guatemala y en los países vecinos, especialmente en la producción de algodón en la costa del Pacífico en Guatemala, Chiapas, El Salvador, y Nicaragua. Sin embargo, los organoclorados no son, según lo que se conoce, muy usados cerca de la RBM, aunque esto puede cambiar si las prácticas de agricultura se vuelven más intensivas.

Si se decide monitorear la contaminación de pesticidas en la RBM, se recomienda analizar niveles de residuos en la vida silvestre residente interior del bosque de posición trófica alta, tales como aves insectívoras o lagartijas. Además se recomienda documentar los niveles de residuos y éxito reproductivo del Halcón Murcielaguero (*Falco ruficularis*), un ave de presa comedora de aves que es abundante y que se conoce que es susceptible a adelgazamiento de la cáscara del huevo, inducido por el DDE (Kiff et al. 1980), lo que revelaría los niveles de contaminación de DDE. Sin embargo, se sospecha que la contaminación actualmente no es una preocupación importante para la RBM. La contaminación de DDT aparentemente no ha sido problema en la RBM, por lo menos en años recientes. El Fondo Peregrino ha observado nidos del Halcón Murcielaguero desde 1989 en Tikal, sin evidencia de altas tasas de fallas reproductivas; si existiera contaminación significativa con DDE (producto de descomposición de DDT), habríamos observado problemas reproductivos en esta especie. Por lo tanto, a la fecha, no consideramos que se requiere al monitoreo de residuos químicos en la RBM. Por otro lado, recomendamos el siguiente enfoque más general:

*Métodos recomendados:* El personal de monitoreo debe preguntar a los proveedores locales de químicos agrícolas en Flores y San Benito, cada dos o tres años, las cantidades de químicos organoclorados que se venden en el área. Se debe componer una lista de nombres genéricos y marcas de insecticidas para ayudar en esto. Las ONGs especialistas en proporcionar asistencia técnica en agricultura (CARE, Centro Maya, etc.) deben informar periódicamente (tal vez cada dos años) al centro de monitoreo, sus observaciones generales sobre las clases y cantidades de insecticidas y otros químicos que se usan cerca de la RBM. Todo el personal de las ONGs y guarda recursos trabajando en el área deben reportar al centro de monitoreo cualquier observación que sugiera problemas con insecticidas y otros químicos cerca y dentro de la RBM, esto con el propósito de revelar si es necesario llevar a cabo un estudio de niveles residuales en el ambiente, o de las prácticas de uso de pesticidas dentro y cerca de la RBM.

Cualquier monitoreo de radionúclidos sería parte de un esfuerzo multinacional de una agencia con experiencia en este campo, por lo que este tema no se enfoca en este documento.

### Escala Paisaje Regional

#### 4. Deforestación y fragmentación del bosque a nivel paisaje

*a. magnitud, tasa, localidad* - Existen todas las medidas vía sensor remoto y SIG, hechas por Dr. Steve Sader de la Universidad de Maine, en colaboración con la NASA y Conservación Internacional. El medir las tasas y áreas de deforestación son la tarea de monitoreo de más alta prioridad en la RBM.

Análisis formal del grado de fragmentación y conectividad es de importancia menor que la documentación de las tasas de deforestación. El grado de fragmentación puede medirse simplemente a través de una inspección visual de las imágenes de detección de cambios de cobertura. Análisis formal puede llevarse a cabo para áreas donde parece apropiado, usando programas de computación tales como "Fragstats" y otros para cuantificar la fragmentación y conectividad. Sin embargo, antes de invertir fondos en análisis formal de fragmentación y conectividad, sugerimos que se los invierta en la obtención de datos de campo adicionales en temas como el monitoreo de anfibios y las parcelas permanentes con árboles marcados.

*b. Efectos ecológicos directos* - Tales efectos están mejor documentados al examinar la respuesta de especies sensitivas a áreas. Las siguientes especies en la RBM son consideradas dentro de este enfoque. Los métodos de muestreo se describen en los apéndices, y se listan a continuación:

1. jaguar, puma y otros carnívoros (cámaras automáticas, estaciones de olor, evidencia durante las actividades de patrulla de los guarda recursos, preguntas a gente local).
2. jabalí (evidencia durante patrullas de guarda recursos, preguntas a gente local).
3. águila harpía (preguntas a gente local; investigación de observaciones reportadas).
4. Guacamaya escarlata (monitoreo de tamaño, ocupación y éxito de nidos en concentraciones de anidamiento conocidas; buscar concentraciones adicionales)
5. comunidad de rapaces (30-35 especies) (conteos puntuales sobre el dosel y pre-amanecer)
6. comunidad de psitácidos (8 especies) (conteos puntuales sobre el dosel).

Se consideran a todos los puntos arriba indicados como de alta prioridad.

*c. Efectos ecológicos indirectos* - En una sección previa, se ha argumentado que los carnívoros grandes ejercen una fuerte influencia en la composición y patrones de abundancia relativa de especies de pequeños a grandes mamíferos (y otros) a las cuales ellos cazan. Asimismo, se argumenta que cuando las poblaciones de carnívoros grandes son alteradas por la fragmentación o contracción del hábitat, o por cacería, esto puede ocasionar cambios de población de estas especies pequeñas, las cuales pueden ocasionar otros cambios en la comunidad. Tales efectos indirectos son enfocados aquí. La Lámina 3 presenta un modelo gráfico de los efectos directos e indirectos de contracción y fragmentación de hábitat y de cacería.

Para detectar los efectos indirectos de los cambios en abundancia de carnívoros grandes, uno puede monitorear:

1. la abundancia de mamíferos de mediano a gran tamaño (cámaras automáticas, estaciones para huellas, usando cebo olfato). Alta prioridad.
2. demografía de árboles juveniles (estudios experimentales de depredación y dispersión de semillas, estudios del establecimiento de especies de árboles y sobrevivencia, incluyendo el uso de cercados). Prioridad media.
3. tasas de depredación sobre nidos de aves (comparación de áreas que difieren en abundancia de carnívoros mayores). Prioridad mediana.

Se considera que se debe utilizar el primer indicador arriba listado. Los otros dos son muy importante para investigar, y pueden proporcionar mayor información sobre la integridad biológica de la RBM que la mayoría de los otros indicadores propuestos en este documento; es discutible si estos deben recibir prioridad menor que algunos de los otros objetivos de monitoreo recomendados en este documento. Si se enfocan estos objetivos, se deben utilizar en lo más posible situaciones de "tratamiento" y "control" o "testigo", por ejemplo, sitios en donde los máximos depredadores han sido afectados por la fragmentación del bosque u otros factores, y sitios en donde sus poblaciones se cree que han sido protegidas al máximo de tales factores y de la cacería.

#### Escala Local (dentro hábitat)

#### *5. Deforestación, fragmentación del bosque - efectos ecológicos*

Los indicadores propuestos son:

*\* comunidad de aves (90 especies de aves del bosque): un conjunto indicador general para la integridad del bosque*

*Métodos preferidos:* conteos por puntos, de 5-10 minutos

El Apéndice 3 proporciona métodos detallados para monitoreo de un gran subgrupo de avifauna del bosque vía conteos por puntos. Este subgrupo amplio de la comunidad de aves servirá la función de monitoreo de escala "micro" (local, dentro del hábitat). Por ejemplo, aves insectívoras a menudo responden a efectos sutiles locales tales como aquellos causados por extracción de madera selectiva (Thiollay 1992, Johns 1991). El programa descrito en el Apéndice 3 puede extenderse dentro de un esfuerzo de monitoreo regional o a nivel del país entero, modelado después de la Encuesta de Aves Reproductivas (Breeding Bird Survey) de Estados Unidos.

Otra taxa vertebrada pueda ser substituida, por ejemplo murciélagos, roedores, anfibios o reptiles. Sin embargo, ninguno de estos grupos posee las ventajas de la comunidad de aves. Los murciélagos pueden ser útiles en este rol, porque son diversos en los bosques de Petén, tienen costumbres diversos de comida, y han mostrado ser útiles como indicadores ecológicos (Fenton et al. 1992). Sin embargo, el uso de murciélagos tiene desventajas precisas: (1) requerirán uso extensiva de redes de neblina, la cual es más intensiva de trabajo para un tamaño de muestra dada comparada con el uso de conteo por puntos, (2) requerirá inmunizaciones para la rabia y precauciones, incluyendo atención médica de seguimiento a mordeduras inevitables de murciélagos, y (3) el conocimiento requerido para la identificación de especies es limitado en la comunidad científica comparado al conocimiento de aves. Los roedores han sido usados como indicadores de hábitat en los bosques de Petén (Roling 1992), pero no son diversos en esta área; por lo que se considera que esta falta de diversidad limita su utilidad como indicadores de monitoreo. Los anfibios y reptiles tienen uso potencial, porque estos son diversos; sin embargo, es más dificultoso obtener muestreo adecuado comparado con las aves, lo que es una desventaja en su uso como centro clave del programa de monitoreo. A pesar de esto, la substitución de cualquiera de estos grupo puede ser deseable si hubiese interés especial por parte de investigadores particulares o instituciones que planean jugar un rol mayor en monitoreo. Sin embargo, la probabilidad de un rol sostenido de dichas personas o instituciones en un horizonte de muchos años debe ser considerado antes de adaptar los indicadores a intereses particulares.

*\* comunidad de mariposas: un conjunto indicador general para la integridad del bosque*

*Métodos preferidos:* El muestreo vía censos visuales y trampas con cebo aromático (ver Méndez 1997 y Apéndice 8)

Se recomienda usar la comunidad de mariposas como un indicador de la integridad del bosque, especialmente debido a que los esfuerzos de monitoreo usando este enfoque ya están llevándose a cabo en la RBM (Austin et al 1996, Méndez et al 1995, Méndez 1997). Debido a que la comunidad de mariposas descansa colectivamente en muchas especies de plantas, a menudo con un alto grado de especificidad del anfitrión de plantas alimenticias de larvas (Devries 1987), esto debe reflejar la composición florística del bosque, así como responder a cambios en clima-micro local ocasionado por alteración del hábitat o cambio de clima más dispersado. Este vínculo estrecho entre las mariposas y la composición de la comunidad de plantas hace a la comunidad de mariposas como un complejo indicador sensitivo para una variedad de cambios ambientales. Además, las mariposas parecen ser más sensitivas, en forma general, que las aves a modificaciones sutiles de hábitat local, haciéndolas de especial utilidad como indicadores de efectos locales dentro del hábitat (Méndez et al 1995). Las mariposas son taxonómicamente bien conocidas, muchas especies son fáciles de identificar, y los métodos de muestreo han sido desarrollados y probados; estos factores hacen práctico el muestro de mariposas (Sparrow et al 1994, Daily y Ehrlich 1995, Méndez et al 1995, Méndez 1997, N. Haddad, pers. comm.). Además, existe información sobre la temporada de ocurrencia y asociación de hábitat para mariposas en el noreste de Petén (Austin et al. 1996, Méndez 1997), proporcionando la información esencial de antecedentes para apoyar los esfuerzos de monitoreo.

Las técnicas del monitoreo de mariposas se discuten por Hill et al (1995) y Natuhara (1996); otras fuentes para métodos de muestro de mariposas se listan en una sección especial al final de la literatura citada.

*\* Otros grupos de insectos*

Muchos otros grupos de insectos pueden ser igualmente substitutos de las mariposas. Los requisitos primarios son que el grupo sea (1) diverso localmente, (2) clasificado fácilmente a especies, con capacitación mínima, (3) taxonómicamente bien conocidos, (4) muestreados fácil y confiablemente, (5) tipificados por dinámicas de población estables, y (6) que la biología del grupo y las relaciones ecológicas con otros organismos sea entendidas por lo menos en cierto grado. Los grupos taxonómicos a ser muestreados pueden ser determinados parcialmente por métodos de muestreo. Muchos grupos alternativos de insectos para monitoreo se sugieren en el Apéndice 11, junto con los métodos de muestreo sugeridos. Un grupo adicional que ha sido utilizado para investigación y monitoreo en la RBM son los escarabajos necrófagos/coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) (Méndez 1997).

Todos los esfuerzos de monitoreo arriba indicados son considerados de alta prioridad.

*6. Degradación del bosque (extracción selectiva, corte para leña) - efectos ecológicos*

Se propone que se usen los mismos indicadores y métodos proporcionados en la sección anterior.

*\* comunidad de aves - conteos por puntos de 5-10 minutos*

*\* comunidad de mariposas - censos visuales y trampas con cebo*

Este esfuerzo es de alta prioridad.

*7. Efectos desconocidos de factores no anticipados*

Según lo presentado en este documento, la estrategia que proponemos es monitorear la composición comunitaria y estructura de grupos taxonómicos múltiples de relación filogenética distante y biología variada. Se proponen los siguientes indicadores:

*1. comunidad de aves - conteos de puntos de 5-10 minutos*

*2. comunidad de mariposas - censos visuales, trampas con cebo*

*3. comunidad de anfibios - censos de transecto auditivos/visuales, censos en sitios de reproducción*

*4. comunidad de árboles del bosque - parcelas permanentes con árboles marcados*

*5. mamíferos de mediano a gran tamaño - cámaras automáticas, estaciones de olor con placas de huellas*

Se considera que lo arriba indicado es una parte crucial del programa de monitoreo.

## Tareas de monitoreo que no encajan bien dentro del enfoque jerárquico espacial

### 8. Cacería de Subsistencia (efectos ecológicos)

Monitoreo de aspectos de desempeño de cacería fue discutida en una sección previa. Los efectos ecológicos de cacería son los siguientes.

#### a. Efectos directos (en las poblaciones afectadas por la cacería)

##### *Métodos preferidos:*

1. *abundancia de aves de cacería (faisán cojolita, pavo ocelado):* conteos de puntos de 5-10 minutos y conteo de puntos pre-amanecer.
2. *abundancia de mamíferos (tepezcuintle, cabro, venado cola blanca, jabalí, coche de monte, armadillo, cereque, pisote, danto)* - cámaras automáticas, estaciones de olor, rastreo de huellas, observaciones de guarda recursos, entrevistas.
3. *indicadores demográficos para especies afectadas por la cacería* - tomar datos de edad, sexo y condición reproductiva de animales cazados; a través de grupos de cazadores en comunidades locales.

Estos esfuerzos se consideran como de alta prioridad.

#### b. Efectos indirectos

1. *demografía de semilleros de especies de árboles* - Existe alguna evidencia de que los cambios en abundancia de los depredadores y dispersores de semillas, tales como el cereque (*Dasyprocta punctata*) y tepezcuintle (*Agouti paca*), pueden ocasionar cambios en la regeneración de especies de árboles e cambios en la composición de la comunidad de árboles (Terborgh 1992, Leigh et al. 1993, Terborgh y Wright 1994). Por lo tanto, sería razonable buscar cambios en respuesta a la cacería, en particular a la del tepezcuintle, la cual es la especie más fuertemente cazada en la RBM (Roling 1995).

##### *Métodos preferidos:*

1. Esto requiere la comparación de sitios que se conozcan difieran en intensidad de cacería, y/o estudios experimentales de depredación y dispersión de semillas, y estudios del establecimiento y sobrevivencia de especies de árboles, incluyendo el uso de barreras. Leigh et al. (1993) da un ejemplo de métodos para un estudio retrospectivo comparando varios sitios. Tal enfoque puede ser usado, por ejemplo, a lo largo de un transecto desde la periferia del centro de una zona núcleo como el Parque Nacional Tikal, si existe la confianza que la intensidad de cacería varía en un forma monótona en tal transecto. Terborgh y Wright (1994) proporcionan un ejemplo de un enfoque experimental usando barreras para roedores y mamíferos grandes para documentar los efectos de estos dos grupos sobre semillas y el sobrevivencia de árboles juveniles. Aunque es un tema de investigación fascinante, se considera que es una tarea de baja prioridad en vista de las necesidades de monitoreo; este tipo de investigación puede promoverse entre estudiantes de licenciatura y maestría, u otros que deseen investigar en la RBM.

### 9. Efectos de tráfico de psitácidos

Aspectos de monitoreo para esta actividad fueron presentados en una sección anterior.

#### 1. Efectos del tráfico en las poblaciones

\* *Guacamaya escarlata* - monitorear el tamaño de la población, y la ocupancia y éxito de nidos en las concentraciones de nidos conocidos; buscar áreas adicionales de anidaje para incorporar en la muestra.

\* *Otros psitácidos* - conteos por puntos dosel-emergente (ver Apéndice 3).

#### 10. Otras especies que son raras, vulnerables, o están en peligro de extinción en la RBM

Las especies que llenan estas características y que no fueron propuestas para monitoreo en otras secciones son el Aguila Harpía, el Halcón de Pecho-anaranjado, el Cocodrilo de Moreletti, y el Jabirú. El monitoreo e investigación de estas especies puede promoverse y apoyarse en la medida que sea posible. Todos ellos, excepto el halcón, probablemente indican grandes áreas de hábitat no perturbado; el halcón merece monitoreo debido a su extrema rareza en la RBM y en la república. La mayoría de estas especies presentan dificultades para monitorearlas; por lo tanto no recomendamos su incorporación dentro del programa central de monitoreo, excepto a través de información recolectada por guarda recursos y otros (por observación y entrevistas) durante las patrullas y otras actividades de campo. Las anidaciones del Halcón Pecho-anaranjado puede monitorearse con esfuerzo mínimo y recomendamos que tales esfuerzos se continúen (en proceso por el Fondo Peregrino).

#### 11. Especies Exóticas

El monitoreo de invasores exóticos puede ser importante; los personal del programa de monitoreo puede evaluar casos a medida que van surgiendo, de acuerdo a la importancia de los esfuerzos de monitoreo posibles. Inicialmente, cualquier persona trabajando en la RBM o en la vecindad deben reportar al centro de monitoreo los nombres de cualquier planta o especie de animal exótica que aparezca y especialmente, que está aumentando en número en el área. Las únicas especies exóticas en la RBM que se creen tal vez haber afectado ya la integridad ecológica en la reserva son la abeja africanizada y el pez *Tilapia*. Dos nidos de guacamaya escarlata en el Perú recientemente fueron ocupadas por estas abejas (Santiago Billy, pers. comun.); si este fenómeno está contribuyendo a la declinación de las poblaciones de guacamaya en la RBM es desconocido. Un número de especies de plantas exóticas usadas ornamentalmente y en la agricultura están presentes en la RBM, pero no se conoce si existe una amenaza particular a la biota en donde están; también se dicen que el *Eucalyptus* está presente dentro y cerca de la RBM, pero no se puede decir si representa una amenaza. Se dicen que la *Tilapia* ha sido introducida en el Lago Petén Itzá pero no se sabe como esto puede alterar la comunidad biótica del lago; parece claro, sin embargo, que una diseminación adicional de esta especie en las aguas de la RBM debe ser fuertemente desalentada.

#### 12. Especies endémicas

Aunque no se ha reconocido a la RBM como un área de gran endemismo, algunas especies son endémicas a la porción basal de la Península de Yucatán, y algunas pueden ser endémicas al nororiente del Petén o de la RBM. Las especies endémicas son con frecuencia, en virtud a su rango geográfico restringido, inherentemente vulnerables a las actividades humanas. Una lista de especies endémicas que se dan en la RBM deben ser recopilada, actualizada cuando sea necesario, y una evaluación debe realizarse de acuerdo a los riesgos y la necesidad de monitorear la condición de sus poblaciones.

#### 13. Humedales

Los humedales requieren enfoques de monitoreo diseñados especialmente para ellos. En particular, es deseable examinar la calidad del agua, enfocándose en aspectos químicos, incluyendo aquellos que revelarían cualquier efecto o efectos de la industria petrolera, la cual es activa en la región de humedales de Laguna del Tigre.

## 7. CONSIDERACIONES DE DISEÑO PARA UN PROGRAMA DE MONITOREO ECOLOGICO DE LA RBM

Uno de las preguntas más difíciles relacionadas al monitoreo en la RBM es cuanto, cuando y donde monitorear, i.e. la asignación de esfuerzos de muestreo 1) geográficamente, 2) por unidad de manejo, y 3) temporalmente. Además, las diferentes facetas de monitoreo pueden necesitar ser ajustadas diferencialmente con relación a estas variables espacio-temporales. Para enfocar este dilema, es importante considerar los patrones espaciales recientes, actuales y proyectadas de cambio en la RBM (principalmente deforestación); ciertas áreas están siendo rápidamente desforestadas mientras que otras permanecen sin cambios (Sader et al. 1994)

### A. Asignación espacial para las diferentes clases de indicadores -- un enfoque jerárquico, de factor limitante

Se recomienda un enfoque jerárquico de factor limitante para monitoreo en la RBM. El primer factor limitante general para la conservación en la reserva es la existencia de una cubierta vegetativa nativa. La existencia de una cubierta forestal no es una condición suficiente para garantizar la presencia de toda la fauna y flora perteneciente al lugar, pero es una condición necesaria para muchas especies; i.e. el bosque debe estar allí antes que las especies puedan estar presentes. Existe poca razón para llevar a cabo monitoreo de sutilezas ecológicas en áreas donde la deforestación está ocurriendo rápidamente; que importa si los imbalances ecológicos pueden estarse dándose en la periferia de los frentes de deforestación, cuando pronto no habrá bosque? Para áreas de rápida deforestación, el foco debe estar en los factores relacionados directamente a la deforestación y que pueden ayudar en los esfuerzos de aminorarlo, ejemplo, factores socioeconómicos, prácticas agrícolas, tamaño y tasas de crecimiento de poblaciones humanas, fuentes de inmigrantes, etc.

*Indicadores de cambio global.*-- En el otro extremo, si cualquiera de los parámetros relacionados con cambio global son monitoreados (por ejemplo poblaciones de anfibios o crecimiento y sobrevivencia de árboles), sólo hace sentido hacer esto en los sitios más prístinos y bien protegidos. Tales sitios no serán afectados por la deforestación y las modificaciones directas por un largo tiempo suficiente para obtener resultados útiles, y estarán lo suficientemente bien aislados de las perturbaciones locales para permitir revelar los efectos de factores sutiles que operan a nivel regional o global.

*Indicadores de cambios dentro del hábitat.*-- Las consideraciones restantes son de más dificultad. Donde, por ejemplo, es apropiado monitorear comunidades de aves y mariposas? Estos indicadores fueron escogidos por su habilidad de revelar efectos sutiles de modificación de hábitat local, y con esperanza, revelar efectos de factores de identidad y naturaleza no prevista que puedan aparecer en el futuro. De nuevo, no hace mucho sentido el usar estos grupos de indicadores para revelar que la deforestación está ocurriendo; eso está mejor demostrado vía sensor remoto. Estos grupos deben ser útiles para documentar la modificación progresiva de estas partes de la reserva sujetas a modificaciones antropogénicas. Por ejemplo, estas deben ayudar a responder la pregunta de que cantidad de la biota del bosque persiste a medida que el paisaje vaya siendo progresivamente mas deforestado. Por lo tanto, las áreas actualmente sujetas a conversión y degradación del hábitat son sitios apropiados para monitoreo de estos grupos. Esto incluye áreas sujetas a expansión de agricultura y ganadería (principalmente en la zona de amortiguamiento), así como las concesiones en la zona de usos múltiples, donde las actividades incluyendo el aprovechamiento forestal dan como resultado la modificación del hábitat. En adición, para detectar en el futuro los efectos de factores que aún no podemos anticipar, especialmente de influencia regional o global, estos grupos deben ser monitoreados en sitios prístinos y bien protegidos, tales como las zonas núcleo.

*Especies sensitivas al área.* -- Como indicadores de las fases iniciales de pérdida y fragmentación de hábitat, se ha propuesto la comunidad de mamíferos de mediano y gran tamaño. Declinaciones en las poblaciones de estas especies se predicen que pueden deberse a los efectos bióticos más tempranos de deforestación y fragmentación de bosque. Se presume que la fragmentación de áreas de la periferia de la reserva tendrán poco efecto en las poblaciones de estas especies que ocupan el resto de las áreas grandes de hábitat no desequilibrado dentro de la reserva, hasta que la fragmentación empiece a aislar uno de otro a estos bloques restantes de hábitat muy grandes. Es de mucha dificultad conocer el mejor lugar para monitorear estas especies sensitivas al área, ya que no sabemos a que escala de fragmentación empezará a reducir la capacidad de mantenimiento de la reserva para estas especies. En efecto, parece importante el monitorearlas dentro de algunas zonas núcleo, ya que algunas de estas especies pueden resultar tan

sensibles que sus poblaciones pueden declinar aun dentro de zonas núcleo intactas, si la fragmentación continúa en las áreas alrededor. Por lo tanto, se recomienda el monitoreo de estas especies en tres zonas núcleo.

Sería también muy valioso monitorear estas especies en las áreas de transición entre bosque extensivo, prístino y el paisaje alterado en aumento, con el propósito de documentar la forma en que estas especies responden a los impactos en aumento paralelamente al medio continuo. En efecto, un estudio de este tipo ha sido llevado a cabo por el Fondo Peregrino, utilizando rapaces y otras aves a lo largo de un transecto desde Parque Nacional Tikal al sur, por la zona de amortiguamiento, terminando en Capulinar. Se recomienda la duplicación de este esfuerzo en unos seis otros lugares en la reserva, siempre sobre gradientes de las zonas más prístinas a los paisajes más alterados.

#### B. Asignación de esfuerzos de muestreo por unidades de manejo

*Detección de cambio dentro de las zonas núcleo* -- Creemos que el monitoreo debe llevarse a cabo en áreas núcleo, zonas de uso múltiple y la zona de amortiguamiento. Mientras es dudoso de que cualquier parte de la RBM está totalmente libre de actividades humanas, tales como la extracción de xate y la cacería, las zonas núcleo deben permanecer, en teoría, como la aproximación más cercana a los ecosistemas prístinos en la RBM. La investigación y monitoreo dentro de estas zonas, deben proporcionar los datos base que representen las características bióticas bajo condiciones naturales o muy cercanas a naturales. El monitoreo de áreas núcleo es importante por si sólo, para proteger estas áreas, y también para proporcionar los datos de control o testigo que servirán para comparar los resultados obtenidos en las zonas de uso múltiple y de amortiguamiento, en donde se espera impactos antropogénicos más grandes.

Debido a que las zonas núcleo no se espera que sean áreas de control o testigo completamente protegidas, medidas especiales deben tomarse con el propósito de evaluar el grado de cambio dentro de estas áreas supuestamente inviolables, para lo cual no hay sitios verdaderamente no afectados que sirvan de comparación. Por consiguiente, el muestreo dentro de las zonas núcleo debe ser organizado para ayudar a evaluar el grado en el cual estas áreas son impactadas por las actividades humanas. Para lograr esto, se recomienda que todo o la mayoría del muestreo dentro de áreas núcleo sea estratificado de la siguiente forma: muestreo cerca de la periferia (afuera de 2/3 de radio), muestreo en el núcleo (dentro de 1/3 de radio), y muestreo en la porción intermedia--o muestreo sobre un medio continuo del centro a la periferia. Cualquier de estos diseños deberá permitir la detección de variación monotónica del centro a la periferia de la zona núcleo, tal y como debería ser producido por cualquier factor que esté degradando el área núcleo desde la periferia.

*Muestro estratificado de la reserva completa: una imposibilidad práctica?* -- La asignación del esfuerzo de monitoreo a sitios específicos puede depender de muchos factores, tanto teóricos como prácticos. Como se indicó anteriormente, se espera monitorear tanto impactos de manejo como tendencias base (i.e. sin tener en cuenta las zonas de manejo). Para el último propósito, el monitoreo idealmente se llevará a cabo en cientos de sitios en la RBM, seleccionados al azar ya sea en la reserva como un todo, o después de llevar a cabo una estratificación por tipo de comunidad natural, lugar geográfico, o zona de manejo. Esta localización al azar de muestreo satisficaría supuestos estadísticos, facilitando la extrapolación de los resultados a la reserva como un todo, así como la comparación de unidades de manejo.

Una versión pura de este enfoque es probablemente imposible, ya que muchos puntos al azar podrían caer dentro de áreas remotas, imposible de acceso sin el uso extensivo de un helicóptero. Una versión modificada puede ser posible, restringiendo la elección al azar a sitios con cierto grado de acceso por caminos o ríos. Sin embargo, debido al verdadero tamaño enorme de la reserva, es probablemente poco realista pensar en que cualquier indicador puede ser muestrado a una intensidad bastante suficiente para obtener una caracterización adecuada de la reserva entera, excepto en el caso de la detección de cambio de cubierta vía sensor remoto. En vez de tratar de lograr esta cobertura tan amplia, es mejor probablemente en todos o la mayoría de los casos el buscar un monitoreo más adecuado enfocado en pocos sitios, esperando que estos puedan reflejar porciones similares de la reserva. Para solo uno de los indicadores propuestos que no son de sensor remoto, existe tal vez una posibilidad de caracterizar toda o gran parte de la reserva--esto es a través de conteos de puntos de 5-10 minutos para aves. Sin embargo, existe la duda si este es un objetivo recomendable.

*Zonas Núcleo como áreas testigo o de "control" sin impacto -- un supuesto riesgoso --* El uso de zonas núcleo como testigos no afectados es riesgoso debido a que estas no son necesariamente áreas no impactadas. En muchos casos, las actividades legalmente proscritas dentro de las áreas núcleo se llevan a cabo dentro de ellas. Aunque es deseable organizar muestreo en parte a largo de las líneas de zonas de manejo, cualquier estudio que necesite una área "control" legítima debe esforzarse en encontrar controles verdaderamente efectivos en vez de asumir que la zonificación oficial por sí sola puede garantizar este resultado. Además, esparcimiento o por lo menos proximidad de áreas de control y de impacto es importante, y los sitios para comparación deben ser equivalentes con respecto a sus posiciones sobre el gradiente predominante de topografía y tipo de vegetación, desde las colinas hasta los bajos.

#### C. Organización temporal del muestreo

Un punto importante de considerar es si el muestreo se llevará a cabo durante todo el año. Para hacer el inventario total de la biota de cualquier habitat o sitio, cualquier persona desearía muestrear durante el año. Esto es cierto debido a que la migración a larga y corta distancia puede ocurrir en algunas especies, así como incrementos en abundancia por temporada, y cambios en el uso de habitat y la detectabilidad de las especies. Esta necesidad de muestreo durante todo el año requiere una obligación seria en la magnitud de un programa de monitoreo, ya que muchos recursos debe asignarse para lograr la cobertura durante el año para cualquier aspecto del programa. Esto también presenta problemas logísticos formidables durante la época de lluvia, cuando el acceso a muchos sitios es dificultoso y las condiciones de trabajo muy pobres.

Sin embargo, para el propósito estricto de monitoreo para cambios ecológico, el régimen de muestreo durante toda porción del año no es necesario. Lo recomendable y necesario es adherirse a métodos estandarizados dentro de un tiempo establecido en el año, para poder derivar de esto un muestreo repetible, aunque no represente el panorama total de todo el año. Por supuesto, existe siempre el peligro que cierta clase de cambio ecológico se manifieste solamente durante una porción el año y pasaría sin detectarse si el muestreo no se realiza en ese período; el riesgo es probablemente no evitable.

La experiencia previa en la RBM ha indicado que es muy práctico conducir la mayor cantidad de muestreo durante la temporada seca. Para este tiempo, el acceso puede ser ganado en áreas que son inaccesibles durante la época lluviosa, y el clima no limita el trabajo de campo. En contraste, durante la temporada de lluvia, la lluvia con frecuencia interrumpe el muestreo de campo. Si el muestreo se restringe a la temporada seca, por ejemplo, del 1o. de febrero al 1o. de junio, esto da cuatro meses o cerca de 17 semanas de tiempo anual para muestreo. Este período restringido hace que se le de mucha importancia a la preparación adecuada previa y eficiencia máxima del uso del tiempo durante la temporada de muestreo. Cada indicador propuesto debe ser evaluado con respecto al tiempo del año cuando este es más relevante y práctico de emplearse. Debido a las muchas actividades de monitoreo que se sugieren aquí que están centradas en las actividades humanas, la medición de las cuales no necesita ser restringida a la época seca, probablemente sería posible ocupar personal de la sección de monitoreo durante todo el año para el monitoreo de campo.

#### D. Integración espacial de datos

Es deseable integrar de manera espacial, los datos de inventario y monitoreo de la RBM, a través de geo-referenciar todos aquellos datos y uso de un SIG. Se recomienda que una base de datos maestra de SIG sea mantenida por CONAP. Todos los datos que se ingresen a la base de datos maestra debe ser acompañados por referencias correctas de latitud y longitud. Usando el SIG, la información del biota y características naturales de la reserva pueden ser sobrepuestas con datos de amenazas existentes e inminentes a la reserva. Esto puede resaltar áreas de énfasis especial para el patrullaje, vigilancia, monitoreo e investigación.

#### E. Métodos estandarizados vs. métodos adaptados de acuerdo a condiciones especiales

Aunque se requiere que algunos métodos sean adaptados a las condiciones locales, el uso de métodos estandarizados, si están disponibles, aumentará el valor global del programa al permitir una comparación máxima con los esfuerzos que se den en otras partes.

#### F. Diseño de evaluaciones de impacto

Aparentemente habrá necesidad de muchas evaluaciones de impacto ambiental en la RBM, por ejemplo, en la documentación de efectos de extracción de madera. Las cosas claves que deben tenerse en mente en el diseño de estos estudios son las preocupaciones usuales de una replicación adecuada, muestro aleatorio, etc. Un diseño tradicional es el BACI ("before-after-control-impact") o diseño "tratamiento-testigo-antes-después". Varios artículos recientes han sugerido formas para mejorar el diseño de dichos estudios (i.e. Schroeter, et al. 1993, Thrush et al. 1994, Underwood 1994). Green (1979) ha hecho recomendaciones relevantes, igual que Gauch (1982) y Hurlbert (1984). Underwood (1994) establece que, mientras una área único de testigo o control (no impactada) es con frecuencia usada en tales estudios, esto no es generalmente adecuado, ya que no proporciona una verdadera replicación; en donde sea posible, sitios de testigo múltiples, de replicación verdadera deben utilizarse, y estos deben ser intercalados, si es posible, entre replications de tratamiento o impacto (Hurlbert 1984). No siempre se pueden realizar las intercalaciones, ni tampoco verdaderas replications de unidades de impacto, por ejemplo, cuando un único sitio contiguo está por aprovecharse su madera. En este caso, la inferencia estadística puede ser limitada, pero se debe de tratar de lograr una replicación (o pseudoreplicación) adecuada dentro del sitio impactado, con el propósito de poder comparar un sitio único de impacto y uno o más sitios de control.

#### G. La necesidad de muestro de base continuo

El cambio a través del tiempo así como las diferencias entre sitios pueden ser confiablemente detectada solamente si es distinguible, estadísticamente hablando, de los niveles naturales de variabilidad, tanto espacial como temporal. De tal forma, el muestreo debe ser adecuado en términos temporales así como espaciales para permitir una resolución adecuada de estas fuentes de variación. Esto, por supuesto tomará algún tiempo para cuantificar la variación temporal natural. Además, la variabilidad natural de clima y la presencia de ciclos en escalas multi-anales y multi-décadas implica que monitoreo anual de sitios múltiples de testigo (nominalmente sin impacto) será necesaria durante el tiempo que el monitoreo continúe.

#### H. Las comunidades son dinámicas - un recordatorio

Un factor que complica la caracterización de los valores de base es que el ecosistema o la comunidad en cuestión puede no estar en un estado estático, aún en la ausencia de interferencia humana (Kelly y Harwell 1990). O, un estado quieto puede existir, pero a una escala temporal o espacial excediendo lo que es fácilmente medible. Por ejemplo, la composición de la comunidad de árboles del bosque puede ser determinada por eventos raros tales como fuegos periódicos o derribos. En adición al diseño de un régimen de muestra que ayude a manejar tales fenómenos de mosaico a gran escala, se debe simplemente hacer lo mejor que se pueda y tomar en cuenta estas complicaciones. Una clase más predecible de cambio es el que se debe a la sucesión ecológica natural. Se si está monitoreando un sitio sujeto a un disturbio previo, tanto natural como antropogénico, se debe esperar ver estos resultados de la sucesión secundaria, lo que no debe ser confundido con los efectos de otros factores.

### 8. RECONOCIMIENTOS

Este documento fue enriquecido gracias a los comentarios y sugerencias en borradores previos de Nick Brokaw, Milton Cabrera, Kevin Gould, Nick Haddad, Keith Kline, Claudio Méndez, John Polisar, Howard Quigley, Georg Roling y Jack Schuster. También se agradece a los que participaron en la reunión de discusión: Ari Posner, Kevin Gould, Hans Rosel, Andrea Rossbach, Selvin Pérez, Gustavo Rodríguez Ortíz, Julio Madrid, Prospero Angel Penados, Daniel Irwin, Georg Roling, Oscar Lara, Miguel Morales, Mygdalia García, Fernando Castro, Norman Schwartz, Mike Lara, y Normandy Bonilla. Asimismo, se agradece a Robin Bjork por sus comentarios, y a las demás personas que colaboraron y que no se mencionan en esta lista. Sin embargo, el responsable directo del contenido del plan soy yo, y acepto la culpa para los defectos que quedan. En la traducción de este documento al español, Ligia Alvarez y Claudia de Pastor tradujeron toda la porción antes de la Literatura Citada, para la cual les debo una gracias enorme. Sin embargo, yo hice la revisión final y ellas no tuvieron oportunidad de aprobar mis cambios, y por eso, los problemas con el español que aún quedan, son culpa mía.

## 9. BIBLIOGRAFIA

- Aebischer, N. J., J. C. Coulson, and J. M. Colebrook. 1990. Parallel long-term trends across four marine trophic levels and weather. *Nature* 347:753-755.
- Alexander, S. A. and J. E. Barnard. 1994a. Forest health monitoring: field methods guide. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas, NV. EPA/620/R-94/027.
- Alexander, S. A. and J. E. Barnard. 1994b. Forest health monitoring: 1992 annual statistical summary. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Assessment Program, Research Triangle Park, NC. EPA/620/R-94/010.
- Angermeier, P. L., and J. R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience* 44:690-697.
- Askins, R. A., J. F. Lynch, and R. Greenberg. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Current Ornithology* 7:1-57.
- Atkin, D., and P. Birch. 1991. The application of biological monitoring to urban streams: a system designed for environmental health professionals. pp. 127-134 *in* D. W. Jeffrey and B. Madden (eds.), *Bioindicators and environmental management*. Academic Press, London.
- Austin, G. T., N. M. Haddad, C. Méndez, T. D. Sisk, D. D. Murphy, A. E. Launer, and P. R. Ehrlich. 1996. Annotated checklist of the butterflies of the Tikal National Park area of Guatemala. *Tropical Lepidoptera* 7:21-37.
- Barber, M. C. 1994. Environmental monitoring and assessment program: indicator development strategy. Environmental Monitoring and Assessment Program, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. EPA/620/R-94/022; PB94-201985.
- Barker, R. J., J. R. Sauer, and W. A. Link. 1993. Optimal allocation of point-count sampling effort. *Auk* 110:752-758.
- Barrett, R. H. 1983. Smoked aluminum track plots for determining furbearer distribution and relative abundance. *California Fish and Game* 69:188-190.
- Batty, L. 1989. Birds as monitors of marine environments. *Biologist* 36:151-154.
- Beier, P., and S. C. Cunningham. 1996. Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildl. Soc. Bull.* 24:540-546.
- Bistrom, O., and R. Vaisanen. 1988. Ancient-forest invertebrates of the Pyhan-Hakki national park in Central Finland. *Acta Zool. Fennica* 185:1-69.
- Bohac, J., and R. Fuchs. 1991. The structure of animal communities as bioindicators of landscape deterioration. pp. 165-178 *in* D. W. Jeffrey and B. Madden (eds.), *Bioindicators and environmental management*. Academic Press, London.
- Buchar, J. 1983. Die Klassifikation der Spinnenarten Bohmens als ein Hilfsmittel fur die Bioindikation der Umwelt. *Fauna bohemiae septentrionalis*, 8:119-135.
- Buchmann, S. L. 1996. Competition between honey bees and native bees in the Sonoran Desert and global bee conservation issues. pp. 125-142 *in* A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. H.

- Williams (eds.), *The conservation of bees*. Academic Press, London.
- Cairns Jr., J., and J. R. Pratt. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. pp. 10-27 in D. M. Rosenberg and V. H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Callicott, J. B., and K. Mumford. 1997. Ecological sustainability as a conservation concept. *Conservation Biology* 11:32-40.
- CCB/CECON. 1996. Programa CCB/CECON: informe de avances, Enero 1996.
- Clark, D. B., and D. A. Clark. 1996. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 80:235-244.
- Cline, S. P., S. A. Alexander, and J. E. Barnard. 1995. Environmental monitoring and assessment program forest health monitoring: quality assurance project plan for detection monitoring project. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, NV. EPA 620/R-95/002.
- Condit, R., S. P. Hubbell, and R. B. Foster. 1996. Changes in tree species abundance in a neotropical forest: impact of climate change. *J. Trop. Ecol.* 12:231-256.
- Conner, M. C., R. F. Labisky, and D. R. Progulsk, Jr. 1983. Scent-station indices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and opossums. *Wildl. Soc. Bull.* 11:146-152.
- Crawshaw, P. G., Jr., and H. B. Quigley. 1991. Jaguar spacing, activity, and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology, London* 223:357-370.
- Cunningham, W. P., and B. W. Saigo. 1995. *Environmental science: a global concern*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.
- da Fonseca, G. A. B., and J. G. Robinson. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53:265-294.
- Daily, G. C., and P. R. Ehrlich. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping. *Biodiversity and Conservation* 4:35-55.
- Dallmeier, F. (ed). 1992. Long-term monitoring of biological diversity in tropical forest areas. Methods for establishment and inventory of permanent plots. MAB Digest 11, UNESCO, Paris.
- DeSante, D. F., K. M. Burton, and O. E. Williams. 1993. The Monitoring Avian Productivity and Survivorship (MAPS) Program second (1992) annual report. *Bird Populations* 1:1-28.
- DeVries, P. J. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history*. Princeton University Press.
- Diefenbach, D. R., M. J. Conroy, R. J. Warren, W. E. James, L. A. Baker, and T. Hon. 1994. A test of the scent-station survey technique for bobcats. *J. Wildl. Manage.* 58:10-17.
- Dirzo, R., and A. Miranda. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity--a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4:444-447.
- Dugelby, B. L. 1995. Chicle latex extraction in the Maya Biosphere Reserve: behavioral, institutional, and ecological factors affecting sustainability. Ph. D. dissertation, Duke University.
- Erwin, T. L. 1982. Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *The Coleopterists*

Bulletin 36(1):74-75.

- Erwin, T. L. 1988. The tropical forest canopies: the last biotic frontier. *Bulletin of the Ecological Society of America* 64:14-19.
- Estes, J. A. 1996. Predators and ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin* 24:390-396.
- Fajer, E. D., M. D. Bowers, and F. A. Bazzaz. 1989. The effects of enriched carbon dioxide atmospheres on plant-insect herbivore interactions. *Science* 243:1198-1120.
- Fenton, M. B., L. Acharya, D. Audet, M. B. C. Hickey, C. Merriman, M. K. Obrist, D. M. Syme. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24:440-446.
- Fore, L. S., J. R. Karr, and R. W. Wisseman. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15:212-231.
- Furness, R. W., J. J. D. Greenwood, and P. J. Jarvis. 1993. Can birds be used to monitor the environment? pp. 1-42 *in* R. W. Furness and J. J. D. Greenwood, (eds.), *Birds as monitors of environmental change*. Chapman and Hall, London.
- Futuyma, D. 1973. Community structure and stability in a constant environment. *Am. Nat.* 107:443-446.
- Gauch, H. G., Jr. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gilbert, L. E. 1980. Food web organization and the conservation of neotropical diversity. pp. 11-34 *in* M. E. Soulé and B. A. Wilcox, eds. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*.
- Graber, J. W., and R. R. Graber. 1976. Environmental evaluations using birds and their habitats. *Biological notes no. 97*, Illinois Natural History Survey, Urbana, Illinois.
- Gradwohl, J., and R. Greenberg. 1982. The effect of a single species of avian predator on the arthropods of aerial leaf litter. *Ecology* 63:581-583.
- Greenberg, R., M. S. Foster, and L. Marquez-Valdelamar. 1995. The role of the White-eyed Vireo in the dispersal of *Bursera* fruit on the Yucatan Peninsula. *J. Trop. Ecology* 11:619-639.
- Greene, H. W. 1988. Species richness in tropical predators. pp. 259-280 *in* f. Almeda and C. M. Pringle (eds.), *Tropical rainforests: diversity and conservation*. California Academy of Sciences, San Francisco.
- Greenwood, J. J. D., S. R. Baillie, and H. Q. P. Crick. 1994. Long-term studies and monitoring of bird populations. pp. 343-364 *in* R. A. Leigh and A. E. Johnston (eds.), *Long-term experiments in agricultural and ecological sciences*.
- Grigal, D. F. 1972. Plant indicators in ecology. pp. 257-267 *in* W. A. Thomas, ed. *Indicators of environmental quality*. Plenum Press, New York.
- Hairston, N. G., f. E. Smith, and L. B. Slobodkin. 1960. Community structure, population control, and competition. *American Naturalist* 94:421-425.
- Hall, P., and K. Bawa. 1993. Methods to assess the impact of extraction of non-timber tropical forest products on plant populations. *Economic Botany* 47:234-247.
- Hayek, L. C. 1994. Research design for quantitative amphibian studies. pp. 21-39 *in* Heyer, W. R., M. A.

- Donnelly, R. W. McDiarmid, L. C. Hayek, and M. S. Foster. (eds.) 1994. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Heinzman, R., and C. Reining. 1990. *Sustained rural development: extractive forest reserves in the northern Petén in Guatemala*. Working Paper #37, Tropical Resources Institute, Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, CT.
- Heyer, W. R., M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L. C. Hayek, and M. S. Foster. (eds.) 1994. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Hill, G. E. 1995. Ornamental traits as indicators of environmental health. *BioScience* 45:25-31.
- Hill, J. K., K. C. Hamer, L. A. Lace, and W. M. T. Banham. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *J. Applied Ecology* 32:754-760.
- Hinds, W. T. 1984. Towards monitoring of long-term trends in terrestrial ecosystems. *Environmental Conservation* 11:11-18.
- Holldobler, B., and E. O. Wilson. 1990. *The ants*. Harvard University Press, Cambridge.
- Hubbell, S. P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203:1299-1309.
- Hubbell, S. P., and R. B. Foster. 1990. Structure, dynamics, and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. pp. 522-541 *in* A. H. Genrty, ed., *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven.
- Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-586.
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54:187-211.
- Janzen, D. H. 1971. Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. *Science* 171:203-5.
- Janzen, D. H. 1983. Insects: introduction. pp. 619-645 *in* D. H. Janzen, ed, *Costa Rican Natural History*. University of Chicago Press, Chicago.
- Janzen, D. H. 1987. Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it, and how? *Biol. J. of the Linnean Soc.* 30:343-356.
- Janzen, D. H. 1994. Wildland biodiversity management in the tropics: where are we now and where are we going? *Vida Silvestre Neotropical* 3:3-15.
- Jarvis, P. J. 1993. Environmental changes. pp. 42-85 *in* R. W. Furness and J. J. D. Greenwood, (eds.), *Birds as monitors of environmental change*. Chapman and Hall, London.
- Johns, A. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology* 7:417-437.
- Johnson, R. K., T. Wiederholm, and D. M. Rosenberg. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. pp. 40-158 *in* D. M. Rosenberg and V. H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.

- Jolón M., Mario R. 1995. Caracterización de la actividad de cacería en cinco aldeas en el norte de el Departamento de El Petén. unpublished manuscript.
- Jones, L. L. C., and M. G. Raphael. 1993. Inexpensive camera systems for detecting martens, fishers, and other animals: guidelines for use and standardization. U. S. D. A. Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report PNW-GTR-306.
- Jongman, R. H. G., C. J. F. ter Braak and O. F. R. van Tongeren (eds.). 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, Netherlands.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant, and I. J. Schlosser. 1986. Assessment of biological integrity in running water: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication, No. 5, Champaign, Illinois.
- Kawanishi, K. 1995. Camera monitoring of human impacts on rain forest wildlife in Tikal National Park, Guatemala. unpublished M.S. thesis, Frostburg State University, Frostburg, MD.
- Kelly, J. R., and M. A. Harwell. 1990. Indicators of ecosystem recovery. *Environmental Management* 14:527-545.
- Kendall, W. L., B. G. Peterjohn, and J. R. Sauer. 1996. First-time observer effects in the North American Breeding Bird Survey. *Auk* 113:823-829.
- Kerans, B. L. and J. R. Karr. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecol. Applications* 4:768-785.
- Kiff, L. F., D. B. Peakall, and D. P. Hector. 1980. Eggshell thinning and organochlorine residues in the Bat and Aplomado Falcons in Mexico. pp. 949-952 in *Proceedings XVII Congressus Internationalis Ornithologici*, Berlin, 1980.
- Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1908. Okologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26A:505-19.
- Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1909. Okologie der tierischen Saprobien. *Beitrage zur Lehre von des biologischen Gewasserbeurteilung. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 2:126-52.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2:203-217.
- Kromp, B. 1990. Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. *Biol. Fert. Soils* 9:182-187.
- Kucera, T. E., and R. H. Barrett. 1993. The Trailmaster camera system for detecting wildlife. *Wildlife Society Bull.* 21:505-508.
- Landres, P. B., J. Verner, J. W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 4:316-328.
- Leigh, Jr., E. G., S. J. Wright, and E. A. Herre. 1993. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: a test of a null hypothesis and some implications. *Evolutionary Ecology* 7:76-102.

- Linhart, S. B., and F. F. Knowlton. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin* 3:119-124.
- Link, W. A., R. J. Barker, and J. R. Sauer. 1994. Within-site variability in surveys of wildlife populations. *Ecology* 75:1097-1108.
- Link, W. A., and J. R. Sauer. 1996. Extremes in ecology: avoiding the misleading effects of sampling variation in summary analyses. *Ecology* 77:1633-1640.
- Loiselle, B. A., and W. G. Hoppes. 1983. Nest predation in insular and mainland lowland rainforest in Panama. *Condor* 85:93-95.
- Long, L. E., L. S. Saylor, and M. E. Soulé. 1995. A pH/UV-B synergism in amphibians. *Conservation Biology* 9:1301-1303.
- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1994. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, OR.
- Mace, R. D., S. C. Minta, T. L. Manley, and K. E. Aune. 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin* 22:74-83.
- Manning, J. T. 1994. Fluctuating asymmetry in gorilla canines: a sensitive indicator of environmental stress. *Proc. Royal Soc. London, series B.* 251:83-87.
- Méndez, C. A., T. D. Sisk, and N. M. Haddad. 1995. Beyond birds: multitaxonomic monitoring programs provide a broad measure of tropical biodiversity. pp. 451-456 in J. A. Bisonette and P. R. Krausman, eds. *Integrating people and wildlife for a sustainable future.* The Wildlife Society, Bethesda, MD.
- Méndez, C. A. 1997. Tesis de Licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Mills, L. S., M. E. Soulé, and D. F. Doak. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience* 43:219-224.
- Moller, A. P. 1993. Morphology and sexual selection in the barn swallow *Hirundo rustica* in Chernobyl, Ukraine. *Proc. Royal Society of London, series B.* 252:51-57.
- Morrison, M. L. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. *Current Ornithology* 3:429-51.
- Morrison, M. L., and B. G. Marcot. 1995. An evaluation of resource inventory and monitoring program used in National Forest planning. *Environmental Management* 19:147-156.
- Murie, O. J. 1975. *A field guide to animal tracks.* Houghton Mifflin Co., Boston.
- Nash, T. H., and V. Wirth. 1988. *Lichens, bryophytes and air quality.* Cramer, Berlin-Stuttgart.
- Natuhara, Y., C. Imai, M. Ishii, Y. Sakuratani, and S. Tanaka. 1996. Reliability of transect-count method for monitoring butterfly communities 1. Repeated counts in an urban park. *Jpn. J. Environ. Zool.* 8:13-22.
- Niemela, J., D. Langor, and J. R. Spence. 1993. Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. *Conservation Biology* 7:551-561.
- Nilsson, S. G., U. Arup, R. Baranowski, and S. Ekman. 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Cons. Biol.* 9:1208-1215.

- Norris, R. H., and A. Georges. 1993. Analysis and Interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. pp. 234-286 in Rosenberg, D. M., and V. H. Resh. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364.
- Okland, B., A. Bakke, S. Hagvar, and T. Kvamme. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscale study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5:75-100.
- Palomares, F., P. Gaona, P. Ferreras, and M. Delibes. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Cons. Biol.* 9:295-305.
- Pearman, P. B., A. M. Velasco, and A. Lopez. 1995. Tropical amphibian monitoring: a comparison of methods for detecting inter-site variation in species composition. *Herpetologica* 51:325-337.
- Pearson, D. L., and F. Cassola. 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Cons. Biol.* 6:376-391.
- Potter, B. G., and L. E. Jackson. 1993. Project descriptions: environmental monitoring and assessment program. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA/620/R-93/009; PB94-114915.
- Pulliam, R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132:652-661.
- Rabinowitz, A. R., and B. G. Nottingham, Jr. 1986. Ecology and behaviour of the Jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology, London (A)* 210:149-159.
- Ralph, C. J. and J. M. Scott (eds.). 1981. Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* No. 6. Cooper Ornithological Society,
- Ralph, C. J., J. R. Sauer, and S. Droege. 1995. Monitoring bird populations by point counts. U.S.D.A. Forest Service, Pacific Southwest Research Station, General Technical Report PSW-GTR-149.
- Rapport, D. J. 1989. What constitutes ecosystem health? *Perspectives in biology and medicine.* 33:120-132.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42:412-422.
- Rice, C. G., T. E. Kucer, and R. H. Barrett. 1995. Trailmaster camera system. *Wildlife Society Bulletin* 23:110-113.
- Richardson, D. H. S. 1991. Lichens as biological indicators - recent developments. pp. 263-272 in D. W. Jeffrey and B. Madden (eds.), *Bioindicators and environmental management.* Academic Press, London.
- Robinson, S. K., F. R. Thompson III., T. M. Donovan, D. R. Whitehead, J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267:1987-1990.
- Robbins, C. S., J. R. Sauer, R. Greenberg, and S. Droege. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the Neotropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 86:7658-7662.
- Rolling, G. 1992. Some notes on small mammals of the Maya Biosphere Reserve. pp. 127-138 in D. Whitacre and R. Thorstrom, (eds.), *Progress Report V, 1992: Maya Project.* The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- Rolling, G. 1995. Programa piloto de manejo de vida silvestre de ARCAS/UICN/CONAP/USAC-Escuela de

- Biología en Uaxactún, Petén, Guatemala. ARCAS, Flores, Petén, Guatemala.
- Rosenberg, D. M., and V. H. Resh. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- Roubik, D. W. 1989. Ecology and natural history of tropical bees. Cambridge University Press, New York.
- Roubik, D. W. 1996. Measuring the meaning of honey bees. pp. 163-172 *in* A. Matheson, S. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. Williams, eds. 1996. The conservation of bees. Academic Press, London.
- Roubik, D. W. 1996. African honey bees as exotic pollinators in French Guiana. pp. 173-182 *in* A. Matheson, S. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. Williams, eds. 1996. The conservation of bees. Academic Press, London.
- Roughton, R. D. 1982. A synthetic alternative to fermented egg as a canid attractant. *J. Wildl. Manage.* 46:230-234.
- Roughton, R. D., and M. W. Sweeny. 1982. Refinements in scent-station methodology for assessing trends in carnivore populations. *J. Wildl. Manage.* 46:217-229.
- Rushton, S. P., M. L. Luff, and M. D. Eyre. 1989. Effects of pasture improvement and management on the ground beetle and spider communities of upland grasslands. *J. Appl. Ecol.* 26:489-503.
- Sader, S. A. 1995. Spatial characteristics of forest clearing and vegetation regrowth as detected by Landsat Thematic Mapper imagery. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 61:1145-1151.
- Sader, S. A., T. Sever, J. C. Smoot, and M. Richards. 1994. Forest change estimates for the northern Petén region of Guatemala--1986-1990. *Human Ecology* 22:317-332.
- Sauer, J. R., and S. Droege. 1990. Survey designs and statistical methods for the estimation of avian population trends. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 90(1).
- Schaller, G. B., and P. G. Crawshaw, Jr. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 12:161-168.
- Schroeter, S. C, J. D. Dixon, J. Kastendiek, R. O. Smith, and J. R. Bence. 1993. Detecting the ecological effects of environmental impacts: a case study of kelp forest invertebrates. *Ecological Applications* 3:331-350.
- Schumaker, N. H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77:1210-1225.
- Scott, N. J., Jr. and B. D. Woodward. 1994. Surveys at breeding sites. pp. 125-129 *in* Heyer, W. R., M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L. C. Hayek, and M. S. Foster. (eds.) 1994. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington.
- SEGEPLAN. 1996. Indicadores socioeconomicos de la region VIII, Petén. Santa Elena, Petén.
- Sheil, D. 1995. A critique of permanent plot methods and analysis with examples from Budongo Forest, Uganda. *Forest Ecology and Management* 77:11-34.
- Sheil, D., and R. M. May. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology* 84:91-100.
- Silver, W. L., S. Brown, and E. E. Lugo. 1996. Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in tropical forests. *Conservation Biology* 10:17-24.
- Skalski, J. R. 1990. A design for long-term status and trends monitoring. *J. Environmental Management* 30:139-

- Slobodkin, L. B., F. E. Smith, and N. G. Hairston. 1967. Regulation in terrestrial ecosystems, and the implied balance of nature. *American Naturalist* 101:109-124.
- Sparrow, H., T. Sisk, P. Ehrlich, and D. Murphy. 1994. Techniques and guidelines for monitoring Neotropical butterflies. *Conservation Biology* 8:800-9.
- Stillman, R. A., and A. F. Brown. 1995. Minimizing effort in large-scale surveys of terrestrial birds: an example from the English uplands. *J. Avian Biology* 26:124-134.
- Stork, N. E., and M. J. Samways. Inventorying and monitoring. pp. 453-543 *in* V. H. Heywood and R. T. Watson, (eds.), *Global biodiversity assessment*. United Nations Environment Programme, Cambridge University Press, Cambridge.
- Sugden, E. A. 1996. Toward an ecological perspective of beekeeping. pp. 153-162 *in* A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. H. Williams (eds.), *The conservation of bees*. Academic Press, London.
- Suter, G. W., II. 1990. Endpoints for regional ecological risk assessments. *Environmental management* 14:9-23.
- Taylor, C. A., and M. G. Raphael. 1988. Identification of mammal tracks from soot track stations in the Pacific Northwest. *California Fish and Game*. 74:4-15.
- Temple, S. A., and J. A. Wiens. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators. *American Birds* 43:260-270.
- ter Braak, C. J. F. 1986. Unimodal models to relate species to environment. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands.
- Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. pp. 330-344 *in* M. E. Soulé, ed. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, MA.
- Terborgh, J. 1988. The big things that run the world--a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* 2:402-403.
- Terborgh, J. 1990. The role of felid predators in neotropical forests. *Vida Silvestre Neotropical* 2:3-5.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24:283-292.
- Terborgh, J., and S. J. Wright. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forests. *Ecology* 75:1829-1833.
- Thiollay, J-M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6:47-63.
- Thorp, R. W. 1996. Resource overlap among native and introduced bees in California. pp. 143-151 *in* A. Matheson, S. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. Williams, eds. 1996. *The conservation of bees*. Academic Press, London.
- Travaini, A., R. Laffitte, and M. Delibes. 1996. Determining the relative abundance of European red foxes by scent-station methodology. *Wildl. Soc. Bull.* 24:500-504.
- Uhl, C., and R. Buschbacher. 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17:265-268.

- Underwood, A. J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4:3-15.
- Vaisanen, R., O. Bistrom, and K. Heliövaara. 1993. Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests? *Biodiversity and Conservation* 2:95-113.
- Van Dyke, F. G., R. H. Brocke, and H. G. Shaw. 1986. Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *J. Wildl. Manage.* 50:102-109.
- Van Sickle, W. D., and F. G. Lindzey. 1992. Evaluation of road track surveys for cougars (*Felis concolor*). *Great Basin Naturalist* 52:232-236.
- Wege, D. C., and A. J. Long. 1995. Key areas for threatened birds in the neotropics. *Birdlife Conservation Series No. 5*, BirdLife International, Cambridge, UK.
- Watkinson, A. R., and W. J. Sutherland. 1995. Sources, sinks and pseudo-sinks. *Journal of Animal Ecology* 64:126-130.
- Whitacre, D. F. 1993. Recomendaciones para el manejo de la Reserva Biósfera Maya: consideraciones para el mantenimiento de la diversidad biológica y la integridad ecológica. The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- Whitacre, D. F. 1997. Actividades y logros del "Proyecto Maya" del Fondo Peregrino desde 1 Octubre 1995 hasta 1 Abril 1997. The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- Whitacre, D. F., L. E. Jones, and J. Sutter. 1992. Censusing raptors and other birds in tropical forest: further refinements in methodology. pp. 39-52 *in* D. F. Whitacre and R. K. Thorstrom, (eds.), Progress Report V, Maya Project. The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- Whitacre, D. F., C. Turley, A. E. Hernandez, and F. Osorio. 1992a. A comparison of raptor communities of primary tropical forest and the slash-and-burn/cattle ranching agricultural mosaic: analysis of 1989 data. pp. 31-91 *in* D. F. Whitacre and R. K. Thorstrom, (eds.), Progress Report V, Maya Project. The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- Whitacre, D. F., P. M. Harris, and I. Córdova M. 1992b. Relative abundance of raptors and selected other bird species in two natural forest types and the slash-and-burn agricultural mosaic in and near Tikal National Park, Petén, Guatemala. pp. 93-106 *in* D. F. Whitacre and R. K. Thorstrom, (eds.), Progress Report V, Maya Project. The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- Whitacre, D. F., M. D. Schulze, and N. Seavy. 1995. Habitat affinities of a Central American forest avifauna: implications for conservation in neotropical slash-and-burn farming landscapes. Technical report to the U.S. Man and the Biosphere Program, Tropical Ecosystem Directorate. The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- Wilcove, D. S., and J. W. Terborgh. 1984. Patterns of population decline in birds. *American Birds* 38:10-13.
- Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, and M. S. Foster. 1996. Measuring and monitoring biological diversity; standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- Zielinski, W. J., and T. E. Kucera. 1995. American Marten, Fisher, Lynx and Wolverine: survey methods for their detection. U.S.D.A. Forest Service, Gen. Tech. Report PSW-GTR-157.

## APENDICE 1. EL PROGRAMA "EMAP" DE LA EPA: LA AGENCIA DE PROTECCION AMBIENTAL DE LOS ESTADOS UNIDOS

La EPA (Environmental Protection Agency--Agencia de Protección Ambiental) de los Estados Unidos ha empezado uno de los esfuerzos más ambiciosos en cualquier lado, a monitorear las causas y resultados de la degradación ambiental, especialmente los que resultan de la contaminación del medio ambiente. Planificación de este programa, que se llama EMAP--Environmental Monitoring and Assessment Program, o Programa de Monitoreo y Asesoría Ambiental--fue iniciado en 1988, y su implementación empezó en 1990. Los objetivos de EMAP son de proveer una línea base nacional de datos, contra la cual se puede medir los cambios futuros en la condición de los recursos naturales, y evaluar la eficacia de las políticas ambientales. Específicamente, se esperan que este programa identificará problemas ambientales emergentes, antes que lleguen a proporciones críticas, y confirmar que los programas de EPA verdaderamente están manteniendo o mejorando la calidad del medio ambiente (Potter 1993).

Las siguientes preguntas fueron formuladas para guiar el programa EMAP:

1. Cual es la extensión actual de nuestros recursos naturales, y como están distribuidos geográficamente?
2. Cual es el estado actual de la condición ecológica de estos recursos?
3. Que proporciones de estos recursos se están degradando o mejorando, en que regiones, y en que tasa de rapidez?
4. Hay correlaciones entre estos cambios y los patrones y tendencias de las amenazas o estresores ambientales?
5. Entre los recursos que están negativamente afectadas, están ellos mejorando en respuesta a los programas de control y mitigación?

Basado en las preguntas mencionadas arriba, los siguientes objetivos de EMAP fueron definidos:

1. Estimar la cobertura geográfica y la extensión de los recursos ecológicos de la nación, con certeza estadística especificada;
2. Estimar el estado actual de, y tendencias de cambio en, indicadores seleccionados de la condición de los recursos ecológicos de la nación conforme a un base regional, con certeza estadística especificada;
3. Buscar asociaciones entre indicadores seleccionados de los estrés naturales y antropogénicos y los indicadores de la condición de los recursos ecológicos; y
4. Proveer resúmenes estadísticas anuales y evaluaciones periódicas de los recursos ecológicos de la nación.

El programa EMAP monitorea ocho categorías de recursos: ecosistemas áridos, agroecosistemas, bosques, aguas dulces, los "Great Lakes" (un conjunto de lagos muy grande), humedales, estuarios, y "paisajes."

### *"Monitoreo de la Salud de los Bosques": componente de EMAP*

El componente del programa EMAP posiblemente más relevante al monitoreo en la RBM es el componente que se llama "Monitoreo de la salud de los bosques." Este componente "fue desarrollado en respuesta a una preocupación creciente para la salud de los bosques de la nación a la luz de los posibles efectos de los contaminantes del aire, el cambio global de la clima, y una variedad de estrés debido a los insectos, las enfermedades, y otros factores" (Alexander y Barnard 1994a). Objetivos de este programa son (1) estimar con certeza especificada el estado actual, los cambios, y las tendencias en indicadores seleccionados de condición de los ecosistemas boscosos conforme con un base regional; (2) identificar asociaciones entre tendencias de los indicadores de la salud de los ecosistemas boscosos y los indicadores de los estrés naturales y antropogénicos; (3) proveer información sobre la salud de los ecosistemas boscosos de la nación en resúmenes estadísticas anuales y reportes interpretativos periódicos para uso en la toma de decisiones respecto al manejo y la formulación de políticas; (4) identificar mecanismos de la estructura y función de los ecosistemas mediante monitoreo a largo plazo de procesos ecosistema en sitios intensivos de monitoreo representando los ecosistemas boscosos mayores; (5) mejorar la eficacia y eficiencia del monitoreo de la salud de los

bosques mediante investigaciones dirigidas; y (6) integrar el monitoreo de la salud de los bosques con otros programas de EMAP.

Indicadores que se están usando a partir de 1994 son: (1) condición, crecimiento y regeneración por sitio; (2) clasificación de la condición de las copas de los árboles; (3) evaluación de daño y mortalidad catastrófica; (4) RFA (radiación fotosintéticamente activa); (5) estructura de la vegetación (incluyendo información florística); (6) plantas bioindicadores para revelar daño debido a ozono a nivel del piso del bosque; y (7) comunidades de líquenes. Esta descripción hace claro que el énfasis del programa es en la detección de los efectos de la contaminación del aire y el cambio de la clima y la atmósfera. Se menciona "insectos, enfermedades y otros estrésés" y aparentemente el daño manifiesto y la condición de las copas son entendidas como los indicadores principales de estos efectos. Aunque se colecciona información florística como un aspecto de la estructura de la vegetación y para describir la comunidad de líquenes, no hay un énfasis fuerte en la determinación de los patrones de abundancia relativa de las especies en las comunidades vegetales. Por eso, el enfoque no es en la integridad biótica en si, sino que es claramente en los efectos de la contaminación del aire. Debido a que la contaminación del aire no es una prioridad para monitoreo en la RBM, ninguno de los indicadores específicos que se están usando en el program "Salud de bosques" de EMAP parecen transferible a la RBM.

#### *Procedimientos para la selección y validación de los indicadores en el programa de EMAP*

Los siguientes comentarios son basados en Barber (1994). Antes de desarrollar indicadores, uno tiene que identificar "assessment endpoints" o "valores ambientales de interés principal", los cuales son expresiones formales de los valores del medio ambiente que se quiere proteger, en parte mediante monitoreo. EMAP usa tres categorías de valores ambientales para evaluación--estructura y función ecológica, usos destructivos, y usos no-destructivos. Cuestiones para evaluación están formuladas, por ejemplo, "Que proporción de recurso R en región X está en condición C?" La información que se usa para contestar estas preguntas son las "Indicadores de Condición" de EMAP. EMAP ha clasificado los indicadores entre indicadores de condición y indicadores de estrés. Los indicadores de condición son cualquier característico del medio ambiente del medio ambiente que provee información cuantitativa sobre el estado de los recursos ecológicos y que está ligado de manera conceptual a un valor ambiental para evaluación. Los indicadores de condición incluyen indicadores bióticos (cualquier característico del medio ambiente que estima la condición de un componente biológico del recurso) y indicadores abióticos (cualquier característico del medio ambiente que estima la condición de componentes físicos o químicos del recurso). Indicadores de estrés son aquellos característicos del ambiente que se sospecha causan un cambio en la condición de un recurso ecológico (Barber 1994). Estos indicadores de condición son equivalentes a lo que se denomina "measurement endpoints" en la literatura sobre evaluación de riesgos ecológicos (por ejemplo, Suter 1990).

EMAP emplea un procedimiento altamente estructurado para la selección de indicadores para uso sobre toda la nación. Cada grupo tópico entre EMAP usa un proceso de selección, evaluación, implementación, y revisión periódico de indicadores. Durante la selección de indicadores, los grupos entre EMAP (1) identifican los valores ambientales del recurso de interés, (2) formulan cuestiones para evaluación que están implicadas por estos valores, (3) identifican las amenazas o perturbaciones más probables, (4) desarrollan modelos conceptuales que demuestran la estructura, función y probable respuesta del recurso a estas amenazas, y (5) seleccionan indicadores para investigación y evaluación. Durante la etapa subsiguiente, la de evaluación de indicadores, los grupos de EMAP usan su juicio, datos existentes, y investigaciones piloto y proyectos demostrativos cuando necesario, para lograr lo siguiente para cada indicador propuesto: (1) evaluar logística, (2) caracterizar la variabilidad temporal y espacial, (3) desarrollar criterios sobre valores aceptables y no aceptables del indicador, (4) preparar ejemplos de resúmenes estadísticos y evaluaciones del recurso, (5) determinar la densidad de muestreo necesario para evaluar el estado del indicador a nivel regional, tanto como tendencias y asociaciones con los factores que son las amenazas o perturbaciones, con certeza estadística especificada, y (6) seleccionar indicadores claves para implementación. Los indicadores están implementados solamente después de revisión paritaria adecuada. Después de la implementación, los indicadores están periódicamente revisados mediante talleres técnicos para adecuación de función, para disponibilidad de métodos mejorados, y para evaluar la posible necesidad de cubrir asuntos nuevos que aparecen.

Las amenazas o perturbaciones que son contemplados por EMAP incluyen: (1) reducción, pérdida, y fragmentación de hábitat crítica, (2) reducción de los recursos de comida debido a programas de control de plagas u

otras causas, (3) introducción de especies exóticas, (4) calentamiento global, (5) alteraciones a la hidrología regional, (6) contaminación química del aire, suelo, o agua, (7) sedimentación y adición de nutrientes a los cuerpos de agua, y (8) sobre cosecha de la biota.

Barber (1994) enfoca la importancia, durante el proceso de selección de indicadores, de desarrollar un modelo conceptual que describa la estructura y función del recurso, y de las maneras en que ello puede ser afectado por las amenazas o perturbaciones. Tales modelos, según Barber, deben demostrar claramente las relaciones entre indicadores, los valores ambientales de interés final, y las amenazas o perturbaciones anticipadas.

#### *Criterios sobre la eficacia de los indicadores*

Cuadro A1 presenta los criterios usados por EMAP en evaluación de los indicadores potenciales. Un indicador no necesariamente cumple de manera óptima en todo aspecto, y uno puede dudar la validez o importancia de algunos de estos criterios. El proceso de evaluar a los indicadores incluye evaluación de su validez conceptual, su viabilidad, su comportamiento de punto de vista estadística, y su utilidad en la evaluación del recurso y para guiar decisiones sobre políticas y manejo. Evaluación de la viabilidad operacional involucra cuestiones tal como el definir la temporada del año en que se debe tomar muestras, todo aspecto de los métodos para tomar muestras, las necesidades de equipo, personal, identificación y conservación de muestras, y el manejo y análisis de los datos resultantes.

Evaluación de los propiedades estadísticas de los indicadores es probablemente el aspecto a lo cual más comúnmente no se hace caso adecuadamente en el diseño de los programas de monitoreo. Para evaluar estas propiedades, es necesario llevar a cabo muestreo preliminar. Es necesario caracterizar la variabilidad espacial del indicador (1) entre muestras simultáneas de diferentes localidades adentro de un solo unidad de muestreo (por decir, sitio local), (2) entre muestras no-simultáneas entre la temporada apropiada de muestreo pero en diferentes unidades de muestreo (sitios locales) en la región, y (3) entre muestras tomadas en la misma temporada pero de distintas regiones. De manera semejante, uno tiene que caracterizar la variabilidad temporal (1) entre muestras tomadas en la misma unidad de muestro (sitio) durante el mismo año y en las mismas localidades pero en diferentes épocas potenciales para muestreo, y (2) entre muestras en la misma región y temporada pero sobre varios años. Por último, es necesario verificar la respuesta del indicador a los factores de interés (las amenazas o perturbaciones), y su variabilidad, por medio de comparaciones de los resultados en sitios afectados en varias medidas por los factores de interés (es decir, validación de la función de respuesta del indicador). Basado en los resultados de estos análisis de variabilidad, uno debe determinar el tamaño de muestra y diseño de muestreo que son necesario para lograr el grado deseado de confianza en detectar un grado de diferencia pre-determinado entre sitios o de cambio sobre tiempo. En este fase de diseño, es esencial involucrar a un estadístico profesional en el proceso.

#### *Garantía de calidad adentro de EMAP*

Otro aspecto deseable del programa EMAP que merece duplicar en un programa de monitoreo para la RBM es que incorpora un programa para garantizar la calidad de los datos generados por el programa de monitoreo. Este programa de garantía de calidad es un programa altamente formalizado y estandarizado, diseñado para llevar a cabo una auditoría sobre la manera de colección de datos, y para documentar y asegurar la calidad y consistencia de los datos. Este programa (1) capacita y certifica los personal de campo en el uso de los métodos de muestreo, (2) lleva a cabo una auditoría de los personal después de la capacitación, entre tres semanas del inicio de la colección de datos, (3) periódicamente mide la ejecución de los personal durante toda la temporada de muestreo para asegurar calidad de datos, (4) colecta comentarios de los personal al final de la temporada para identificar puntos fuertes y débiles de la capacitación, equipo, y procedencias, (5) prepara reportes periódicamente y anualmente sobre mantenimiento de calidad de los datos, y (6) integra los resultados sobre calidad de datos con los bases de datos que corresponden, tal como reportes y evaluaciones, para documentar la calidad de los datos y subrayar la importancia de estas consideraciones para los resultados y conclusiones del monitoreo (Cline et al. 1995).

**Cuadro A1. Criterios para evaluación de indicadores usados por EMAP (adaptado de Barber 1994).**

<b>Criterio</b>	<b>Explicación de criterio</b>
<u>Criterios Esenciales</u>	
Capaz de interpretación sin ambigüedad a un valor ambiental o pregunta de evaluación reconocido; expresa cuantitativamente la misma información para la mayoría de las unidades de muestreo en un clase regional del recurso.	
Ecológicamente sensible	Responde a las amenazas y a los cambios en condición del recurso, sobre la mayoría de los hábitats pertinentes en un clase regional del recurso.
Estabilidad durante el período "índice"	Demuestra poco error de medición y poca variación temporal adentro de un de medición o muestreo.
Sensible a estudio sinóptica	Puede ser cuantificado de manera económica mediante estudio sinóptica o monitoreo automatizado.
Alta proporción entre señal y "ruido"	Posea fuerte señal (en comparación con la variación natural), que permite la detección de cambios ecológicamente significativos entre una temporada razonable.
Criterios de aceptabilidad y no-aceptabilidad	Posea valores críticos documentados o identificables o patrones de tendencias que identifican la aceptabilidad o no-aceptabilidad de la condición del recurso.
Impacto ambiental mínima	Muestreo produce impactos ambientales mínimos y aceptables.
<u>Criterios Deseables</u>	
Método disponible	Existe un método de medición generalmente aceptado y estandarizado que pueda ser aplicado a escala regional.
Datos históricos	Existe un base de datos históricos o un base de datos históricos puede ser generado usando fuentes de datos existentes.
Retrospectiva	Relaciona a las condiciones pasadas por medio de análisis retrospectivos.
Previsor	Provee aviso temprano de cambios generales de condiciones o procesos ecológicos.
Económica	Tiene un gasto incremental bajo relativo a la información proveída.
Información nueva	Provee información nueva; no duplica datos ya existentes.

## APENDICE 2. CATEGORIAS DE ESPECIES QUE PUEDAN MERECEER ESFUERZOS ESPECIALES DE CONSERVACION, INCLUYENDO MONITOREO

Noss (1990) menciona la siguiente cinco categorías de especies que puedan merecer esfuerzos conservacionistas especiales, incluyendo el monitoreo intensivo; hemos agregado una categoría adicional--especies que son económicamente importantes:

- (1) especies vulnerables: las que son raras, acosadas, o de otra manera vulnerable a la extinción
- (2) especies de importancia económica: especies que contribuyen a la sostenencia de la gente adentro de y cerca de la reserva
- (3) especies "keystone" o de funcionamiento clave en el ecosistema: especies sobre las cuales gira un mayor parte de la diversidad de la comunidad
- (4) especies "paraguas": especies con grande requerimientos de espacio, la cuales, si ellas tienen suficiente hábitat protegida, proveerán protección adecuada para muchas otras especies
- (5) especies "bandera" o "flagship": especies populares y carismáticas que puedan servir como puntos de reunión para los esfuerzos de conservación
- (6) indicadores ecológicos: especies usadas como vicarios para un grupo mayor de especies que tienen requerimientos ecológicos semejantes, o de otra manera indicando algo sobre las condiciones ecológicas/ambientales

Las especies indicador fueron discutidas en una sección anterior. Aquí hablamos de la posible necesidad de monitoreo de los otros cinco grupos listados anteriormente.

### 1. Especies raras, vulnerables, o en peligro de extinción

Recomendamos que se considere las siguientes especies raras, vulnerables o en peligro de extinción en la RBM, dado a los factores listados a continuación. Nota, por favor, que *no* recomendamos monitoreo de todas estas especies.

<b>Especie</b>	<b>Razones para designación</b>
Aguila Harpía	rareza extrema, probable desaparición de un mayor parte de la reserva
Guacamaya Escarlata	población pequeña, en declinación; extirpada de la mayor parte del norte de Mesoamérica; desaparición de porciones significativas de la RBM
Jaguar	baja densidad de población; necesidad de grandes áreas de hábitat silvestre; probablemente algo de presión de cacería
Puma	baja densidad de población; necesidad de grandes áreas de hábitat silvestre; probablemente algo de presión de cacería
Jabalí	probablemente baja densidad de población; necesidad de grandes áreas de hábitat silvestre; probablemente algo de presión de cacería
Danto	baja densidad de población; necesidad de grandes áreas de hábitat silvestre y de hábitat específica (humedales)
Halcón Pecho-anaranjado	rareza extrema; población posiblemente en declinación; sitios de anidamiento

especializados y raros; posiblemente afectado por el crecimiento de las poblaciones del Zopilote Común (*Coragyps atratus*).

Cocodrilo de Moreletti población reducida por cacería; necesidad de hábitat especializada (humedales)

Jabirú rareza; necesidad de hábitat específica (humedales)

Sin duda especies adicionales podrían ser listadas como vulnerables o de otra manera mereciendo atención especial con relación a su conservación en la RBM.

Como mencionado anteriormente, asumimos que el objetivo principal de monitoreo en la RBM es el de ayudar en asegurar la existencia continuada de la biota nativa entera de la reserva, adentro de rangos naturales de composición, estructura y funcionamiento. Por eso, los elementos raros o vulnerables puedan merecer monitoreo simplemente para ayudar en garantizar su presencia continua en la reserva. En tal caso, estas especies claramente no estarían usadas como especies indicador, sino recibirían monitoreo por otros razones. Por algunas especies, su rareza pueda ser basada en requisitos de hábitat especializada, mientras para otras, puede ser una consecuencia de su gran tamaño corporal, su alta posición trófica, u otros factores, y su vulnerabilidad puede deber a su explotación directa por el ser humana. Sea lo que sea la causa de su rareza o vulnerabilidad, creemos que tales especies puedan, a veces, merecer monitoreo simplemente por el motivo de ayudar en garantizar sus poblaciones, *aún cuando su presencia no indica nada en particular sobre el sistema entera*. En tal caso, estas especies recibirían monitoreo, pero *no* estarían consideradas "especies indicador". Enfatizamos esto, porque ha existido bastante malentendido sobre este punto en el pasado. En pocas palabras, el usar especies como "indicadores" no es la única razón legítima para monitorearlas. La prioridad relativa de monitorear las especies raras, vulnerables o en peligro de extinción en un ambiente de financiamiento limitado, relativa al monitoreo de los indicadores de la integridad biológica, es una cuestión distinta.

## 2. Especies de animales de importancia económica (especies de cacería)

Las especies de plantas de importancia económica fueron discutidas en una sección anterior; aquí listamos los principales especies de animales que están cazadas para su carne. Según los datos de Roling (1995) de Uaxactún, los animales sujetas a mayor presión de cacería son los siguientes (números presentados son la cantidad estimada cosechada por los cazadores de Uaxactún desde Agosto de 1992 hasta Noviembre de 1994):

Especies	Individuos cazados
Tepezcuittle ( <i>Agouti paca</i> )	891
Cabro ( <i>Mazama americana</i> )	518
Venado cola-blanca ( <i>Odocoileus virg.</i> )	209
Jabalí ( <i>Tayassu pecari</i> )	174
Armadillo ( <i>Dasypus novemcinctus</i> )	162
Coche de monte ( <i>Tayassu tajacu</i> )	84
Cereque ( <i>Dasyprocta punctata</i> )	10
Pisote ( <i>Nasua narica</i> )	8
Danto ( <i>Tapirus bairdii</i> )	1
Faisán ( <i>Crax rubra</i> )	796
Cojolita ( <i>Penelope purpurascens</i> )	108
Pavo Petenero ( <i>Agriocharis ocellata</i> )	42

## 4. Especies "paraguas"

Las especies "paraguas" son ellas que necesitan una extensión relativamente grande de hábitat para mantener poblaciones viables de ellas mismas; en consecuencia, la protección de esta cantidad de hábitat generalmente provee (en teoría) hábitat y espacios para la mayor parte de los otros miembros de la comunidad biótica. Especies propuestas

como "especies paraguas" frecuentemente son las de gran tamaño corporal, pero en el bosque tropical, donde un mayor porción de las especies tienden a ser especies de baja densidad poblacional, potencialmente una fracción elevada de la biota podría calificar por este título. Para la mayoría de los organismos del bosque neotropical, tenemos poca información sobre sus densidades o requisitos de espacios, haciendo difícil su uso como especies paraguas. En el caso presente, la área para proteger ya está definida (mientras los límites de la RBM). Aunque valdría la pena analizar si el tamaño legal de la RBM (y su zonificación actual) es capaz de lograr la protección de toda la biota nativa del área, no consideramos que se necesita definir la área para proteger específicamente en términos de especies paraguas. Por eso, no proponemos monitoreo de ninguna especie específicamente por su posible función "paraguas". Sin embargo, veremos que las mismas especies que se podría elegir para monitoreo por su función paraguas sí están sugeridas para monitoreo por otras razones.

## **5. Especies "bandera"**

El término especie "bandera" refiere a ellas que puedan servir como símbolos populares, que el público en general reconoce y aprecia, y las cuales podrían servir para unificar a la gente en la causa de la conservación. Creemos que, hasta cierto punto, y con esfuerzos hábiles de educación popular, muchas especies podrían servir en esta capacidad. Aunque no proponemos monitoreo de ninguna especie específicamente bajo este concepto, algunas de las mismas especies que merecen monitoreo por otras razones sin duda califican también como especies bandera--especialmente la Guacamaya Escarlata y tal vez el Jaguar.

### APENDICE 3. METODOS PARA MONITOREO DE LA COMUNIDAD DE AVES TERRESTRES

Aquí describimos un esquema de monitoreo de aves de dos componentes--uno que logra censo de unas 90 especies o más mientras conteos puntuales de 5-10 minutos, y otra que usa censos antes de madrugada de una hora duración y conteos sobre el dosel, 2.5 horas de duración, para tomar muestras de las comunidades de rapaces, psitácidos y aves de cacería. Es importante realizar que nuestra meta principal es el de inferir cambios en la integridad ecológica de la comunidad biótica del bosque mediante cambios en la comunidad de aves, y no el de seguir los cambios en las poblaciones de ciertas especies de aves (aunque sí somos interesados en las poblaciones en sí de las poblaciones de las especies raras, vulnerables y cazadas). Esta meta implica objetivos de muestreo fundamentalmente diferente a la que sería el caso si la meta fuera la de hacer seguimiento de las tendencias poblacionales de ciertas especies.

#### *a. Monitoreo de la abundancia contra monitoreo de los parámetros demográficos*

Es necesario hacer una selección inicial entre los estilos intensivos y extensivos de monitoreo. El planteamiento más intensivo de monitoreo de aves es ilustrado por el método de "uso de redes de neblina con esfuerzo constante" ("constant-effort mist netting"), por ejemplo, en el programa "MAPS" (Monitoreo de Productividad y Supervivencia de la Aves [DeSante et al. 1993]). Bajo este enfoque, una cantidad limitada de sitios reciben estudio intensivo. En cada sitios, se opera varios redes de neblina en las mismas posiciones cada año por varias semanas durante la época reproductiva, y se dirige los esfuerzos de captura, anillaje y recaptura en unas pocas especies las cuales provean capturadas de frecuencia adecuada. Este método provee datos sobre la supervivencia juvenil y adulta, y sobre productividad reproductiva anual. Estos parámetros poblacionales son muy útil, por ejemplo en analizar el estado y la tendencia regional de las poblaciones de las especies focales (si es que sitios adecuados a nivel regional están en operación). Sin embargo, como indicado anteriormente, nuestra meta en esta porción del programa de monitoreo no es la de hacer seguimiento de las poblaciones de ciertas especies a nivel regional, sino, es la de usar conjuntos de especies de aves para hacer inferencias sobre la integridad biológica de la comunidad boscosa entera. Por eso, estamos más interesados en caracterizar la comunidad de aves en muchos sitios, y en los mismos sitios sobre tiempo, que en el documentar los parámetros demográficos de cualquier especie.

Además, existe una fuerte concesión mutua entre el monitoreo intensivo, proveyendo datos demográficos para pocas especies en pocos sitios, y el monitoreo más extensivo, lo cual permite la colección de datos en un número mucho mayor de sitios con el mismo esfuerzo de campo, proveyendo un "retrato" de cambios temporales en la composición y estructura de la comunidad de aves en varios sitios, la cual consideramos mucho más prioritario para el caso presente. Discutimos esta tensión entre planteamientos de monitoreo intensivo y extensivo, en parte, para hacer combate con una promoción de enfoques intensivos que ha existido en varios talleres de capacitación sobre monitoreo de aves que se desarrollado en la región durante los años recientes. Claramente existen circunstancias en las cuales es apropiado el monitoreo intensivo de parámetros poblacionales de ciertas especies de aves (y lo consideramos apropiado para ciertas especies en la RBM); sin embargo, queremos ser muy claro que, para usar las aves como indicadores de la integridad ecológica de la reserva (como planteado aquí), lo consideramos más apropiado un estilo de monitoreo extensivo en vez de un monitoreo intensivo demográfico.

Aún en los esfuerzos a caracterizar la calidad del hábitat, muchos investigadores han enfatizado la necesidad de coleccionar datos sobre la reproducción y el supervivencia, en vez de simplemente información sobre la abundancia de aves en los hábitat de interés. Esto puede ser importante porque la simple cantidad de individuos presentes no necesariamente revela el estado de la especie en el hábitat o el valor del hábitat para la especie. Un hábitat de calidad inferior para la especie podría, por ejemplo, tener un gran número de individuos si es que los individuos subordinados, excluidos de mejor hábitat, está concentrados allí. O, la especie pueda ser abundante en el hábitat, pero manifestar supervivencia y/o reproducción pobre allí. Recientemente, se ha dado mayor reconocimiento a la idea de que ciertos hábitat puedan servir como sitios de "hundimiento" de poblaciones, o sea, como áreas que no producen poblaciones autosostenibles, sino reciben donaciones de individuos producidos en otras áreas. Poblaciones en tales hábitat de "hundimiento" puedan ser mantenidos mediante la inmigración de individuos producidos en mejores sitios, los cuales sirven como hábitat "fuente" o de producción de individuos en exceso.

Aunque las precauciones anteriores sobre hábitat de "hundimiento" de "fuente" sin duda son válidas, los

índices de la abundancia de especies en distintos sitios y hábitat todavía son una entidad útil para usar en las evaluaciones iniciales, y esta información es mucho más fácil de coleccionar que la información sobre las tasas reproductivas y de sobrevivencia. Por eso, sugerimos un enfoque en obtener índices de la abundancia relativa de las especies en diferentes sitios y hábitat, y, en particular, en detectar cambios en estos índices en los mismos sitios sobre tiempo.

Otra razón para evitar los métodos intensivos descritos anteriormente, es que, con recursos limitados para el monitoreo, cierta unidad de esfuerzo pueda ser alocados o intensivamente a unos pocos sitios (por ejemplo, los sitios de uso de redes neblineras de esfuerzo constante), o más extensivamente sobre una región más amplia. Wilcove y Terborgh (1984) postularon que las declinaciones de población de las aves puedan manifestarse en cualquier de las cinco maneras descritas en Cuadro A3. Inspección de Cuadro A# revela que algunas de las posibles manifestaciones de la declinación de las poblaciones de aves no necesariamente estarían detectadas por monitoreo en uno o dos sitios, o en un solo tipo (o calidad) de hábitat, y estarán más fácilmente detectadas mediante investigaciones más superficiales (aún datos de presencia/ausencia) en un gran grupo de sitios y una variedad de hábitat, incluyendo hábitat subóptimo. Esto es otra razón por la cual el monitoreo menos intensivo en muchos sitios puede ser más útil que el monitoreo muy detallado en un sitio o un par de sitios.

Además, un artículo reciente concluye que aún los datos detallados sobre sobrevivencia y reproducción generalmente no son adecuados para distinguir entre hábitat "fuente" y "de hundimiento" (Watkinson y Sutherland 1995). En este caso, esfuerzos monumentales para elucidar las tasas de reproducción y sobrevivencia en un sitio o pocos sitios serían un caso de precisión malpuesta--tales esfuerzos tal vez producirían datos de valor cuestionable en muy pocos sitios, mientras esfuerzos más superficiales, tal como conteos puntuales en una gran variedad de sitios, hubiera proveído por lo menos una idea de la abundancia de la especie (o especies) a nivel regional y en distintos hábitats.

Cuadro A3. Posibles manifestaciones de declinación de poblaciones en aves, siguiendo Wilcove y Terborgh (1984).

Respuesta Geográfica			
Respuesta Local		retractar de la periferia de la área de distribución	mantener distribución geográfica completa
	mantener densidades normales en todo hábitat	Declinación de población, Tipo I	ningún declinación de población
	retractar de hábitat de calidad marginal	Declinación de población, Tipo II	Declinación de población, Tipo IV
	densidades reducidas en hábitat marginal tanto como óptimo	Declinación de población, Tipo III	Declinación de población, Tipo V

Sin embargo, aún dentro de la esfera de los conteos puntuales, planteamientos relativamente intensivos (enfocados geográficamente) y extensivos (con mayor cobertura geográfica) son posibles. Por ejemplo, los conteos puntuales puedan ser organizados en rutas de unos 12 conteos, ellos siendo 200 m aparte sobre senderos en el bosque; una ruta es censado por cada trabajador o equipo por mañana. En contraste, se puede lograr mayor cobertura geográfica haciendo censos más breves en puntos distribuidos sobre una ruta manejada en auto, así cubriendo un mayor área por cada mañana de esfuerzo. El "North American Breeding Bird Survey" ("Ensayo de Aves de Norteamérica durante la Temporada Reproductiva") usa 50 conteos puntuales de 3 minutos duración, con 0.5 millas (0.8 km) entre ellos, sobre una ruta manejada de 25 millas; se empieza el censo media hora antes de la madrugada. Pareciera que eso--un sistema de conteos breves sobre la red de caminos--con al menos 30 conteos por mañana--podría ser apropiado en áreas donde las actividades humanas están conduciendo a una transformación rápida del paisaje--por ejemplo, en áreas de la Zona de Amortiguamiento y otras porciones de la reserva donde la inmigración está procediendo rápidamente. En cambio, el planteamiento anterior--lo de conteos de mayor duración, no

restringidos a los caminos--puede ser más apropiado para "pintar un retrato" más sensitiva de las condiciones ecológicas sutiles en las áreas que son más prístinas y donde la transformación es menos rápido--por decir, en las zonas núcleo y otras áreas donde las transformaciones antropogénicas proceden con menor rapidez.

*b. Monitoreo de una gran porción de la comunidad de aves mientras conteos puntuales en la mañana*

Proponemos un esquema de monitoreo de aves semejante a la "North American Breeding Bird Survey" ("Ensayo de Aves de Norteamérica Durante la Temporada Reproductiva"), la cual usa conteos puntuales para documentar los patrones de abundancia de una gran lista de especies de aves. Basado en nuestra experiencia llevando a cabo cientos de conteos puntuales en la RBM, creemos que tal planteamiento es altamente recomendable para la RBM, y para extensión eventual, tal vez proveyendo un programa de monitoreo de aves para la república entera.

Recomendamos:

1. Use conteos puntuales de 5-10 minutos duración.

Se debe llevar a cabo experimentación adicional para determinar la duración más eficiente para conteos puntuales en la RBM. En 1993 y 1994, usamos conteos de 10 minutos de duración en la RBM, y esos funcionaron muy bien. Sin embargo, es posible que una duración más breve podría proveer mayor eficiencia. Basado en nuestra experiencia en la RBM, no recomendamos el uso de duraciones menor que 5 minutos, aunque se usan conteos de 3 minutos en el "North American Breeding Bird Survey" ("Ensayo de Aves de Norteamérica Durante la Temporada Reproductiva"). Creemos que la mayor diversidad de aves en Petén que en los EE. UU. y Canada necesita una duración mayor, para poder registrar todas las especies vocalizando. Creemos que la duración óptima de conteos será entre 5 y 10 minutos. Varios artículos en Ralph et al. (1995) discuten la duración óptima de los conteos, la cual es, en parte, función del tiempo que se necesita para viajar entre puntos. En la ausencia de más investigación sobre este tema, recomendamos que se usa conteos de 10 minutos.

2. Use un radio de conteo de 100 m.

Nuestra razón aquí es la siguiente. No creemos poder detectar todos los individuos de todas especies que son presentes entre un radio de 100 m; sin embargo, eso no es necesario, como no proponemos calcular la densidad de especies basado en estos datos; por eso. Más bien, usamos los resultados como un índice de abundancia relativa, según las recomendaciones de Hutto et al. (1986). Individuos que se crea son afuera del radio de 100 m del punto también están registradas, pero con código que les permite estar incluidos o excluidos durante análisis. Como discutido por Hutto et al. (op. cit.) y Verner (1985), los datos de tipo "proporción" o índice de abundancia (en vez de densidad) que están producidos por este método, son adecuados para muchos usos, y este método evita la suposiciones, frecuentemente violadas, que son requeridos por los métodos que pretenden calcular la densidad actual de cada especie.

Frecuentemente en este tipo de conteo, se ha usado radios menores, por ejemplo, de 25-50 m. La desventaja de un radio tan limitado, es que implica una disminución del número de detecciones por unidad de esfuerzo en el campo. Además, según nuestras experiencias, es difícil juzgar la distancia de una vocalización en el bosque petenera. Usando un radio de 100 m, lo cual es bastante amplio, hace más fácil este tarea, como la mayoría de las detecciones están adentro de este radio. En cambio, el juzgar si un ave es adentro de 30 o 50 m del observador es más difícil. Efectivamente, usamos el radio de 100 m más que nada para determinar la distancia mínima que se necesita entre puntos vecinos--200 m--lo cual evita la duplicación de registros para los mismos individuos (con excepción de algunas especies que son fácilmente detectadas a gran distancia, y para las cuales se puede hacer ajustes durante análisis).

Otro método frecuentemente usado es el método de radio variable. En este método, uno estima la distancia a cada individuo detectado, para poder calcular un coeficiente de detectabilidad para cada especie; luego se usa este coeficiente para estimar la densidad. Creemos que las suposiciones de este método son frecuentemente violadas; además, existe un gran error en las estimaciones de distancias. Creemos que el error inevitable en las estimaciones de densidades conduce a una propagación no aceptable de error en las calculaciones de densidad, y

que este método crea una impresión inapropiada de precisión cuya veracidad puede ser muy cuestionable. En cambio, el método sencillo que proponemos es mucho más robusto y fácil de interpretar.

3. Se debe organizar los conteos puntuales en rutas de 10-30 conteos; cada ruta debe ser censado durante una sola mañana, entre horas prescritas. Sugerimos que los conteos deben empezar 30 minutos antes de la madrugada oficial y terminar no más que 2.5 horas después de la madrugada; se debe llevar a cabo experimentación antes de elegir normas finales. Es importante tomar en cuenta que el calor del día aumenta más rápidamente en las áreas abiertas, y por eso, la actividad de las aves disminuye más temprano en tales áreas que en el bosque maduro. No se debe hacer conteos después de que la actividad empieza a disminuir.

4. Los conteos deben ser separados por 200 m, por lo menos, en tipo hábitat que está clasificado usando un sistema sencillo, y descrito de una manera simple y consistente.

5. Algunas rutas puedan ser censado por automóvil, mientras otras serán viajado a pie o en lancha.

6. Capacitación intensiva de los observadores será necesario, para asegurar la consistencia y confiabilidad de los resultados.

7. Cada ruta de conteos debe ser censado un número definido de veces cada año, durante una temporada prescrita, y bajo condiciones aceptables de tiempo. Se debe posponer conteos cuando la lluvia, el viento, las chicharras, urracas, o monos aullador impidan las condiciones para escuchar; muchas veces las condiciones se ponen aceptables después de unos pocos minutos, pero de vez en cuando, será necesario hacer el censo en otro día.

8. Asesoramiento sobre análisis estadística de los datos es disponible en Ralph y Scott (1981), Ralph et al. (1995), Sauer y Droege (1990), Hutto et al. (1986), y en muchos artículos recientes en revistas ornitológicas.

9. Este planteamiento puede ser usado en cualquiera porción de la reserva y áreas circundantes y en una variedad de hábitats, tal vez con algunas modificaciones para diferentes hábitats.

10. Las fechas durante las cuales se debe llevar a cabo los censos deben ser definidas y estandarizadas entre años. Es importante reconocer que las especies de aves difieren en su frecuencia de vocalizar, y por eso, en detectabilidad, según la marcha de las temporadas del año, aún durante la época seca que recomendamos para los conteos puntuales. Estos patrones de cambio inter-estacional necesitan ser cuantificados y sus implicaciones para los análisis contempladas.

11. Una consideración importante es: cual es mejor, conducir múltiples conteos de cada punto durante de cada año de muestreo, o poner una cantidad similar de esfuerzo en censar puntos adicionales, una vez por punto. Esta decisión está discutida por Barker et al. (1994), Link et al. (1994), y en varios artículos en Ralph et al. (1995). El tomar muestras más frecuentemente que tres veces por cada unidad de comparación (por ejemplo, por año), raramente es recomendable. En general, recomendamos que se hace censos de cada punto una vez o dos veces por año.

12. Este método provee datos en, al menos, las 90 especies listadas en Apéndice 4; en toda probabilidad, proveería datos en más de 100 especies.

*c. Monitoreo de psitácidos, rapaces, y palomas desde conteos puntuales emergentes sobre el dosel y mediante conteos auditivos de una hora antes de la madrugada*

1. Métodos detallados para estos censos están presentados por Whitacre et al. (1992).

2. El conteo emergente sobre el dosel es un conteo puntual que empieza media hora después de la madrugada oficial. Hemos usados duraciones desde 2.5 hasta 4 horas. Recomendamos consultación con D. Whitacre antes de elegir una duración final para estos conteos.

3. El método requiere una vista clara de 120 grados de ancho sobre el dosel, extendiendo hasta un radio de un km desde el punto de observación.

4. En las áreas abiertas o sobre las orillas de ríos, se puede conducir estos conteos desde el suelo o de una lancha; en áreas de bosque continuo, es necesario censar del dosel de un árbol emergente, de la cima de una peña, o de un templo maya.

5. Se registra datos para cada intervalo de cinco minutos; se registra el número de individuos distintos detectados por cada especie durante de cada intervalo de 5 minutos. Hay varios modos posibles de analizar los datos resultantes. Uno podría, por ejemplo, analizar el número de intervalos de 5 minutos durante de los cuales la especie fue detectada. Sin embargo, hemos usado mayormente el siguiente método; para cada especies, se usa el total mayor de individuos detectados durante de cualquier de los intervalos de 5 minutos. Este número se usa para representar los resultados del censo para tal especie.

6. Los detalles de los métodos y ejemplares de los formularios de campo usado puedan serán proveídos por el autor al nada más solicitarlos.

7. Se lleva a cabo un conteo auditivo antes de la madrugada, en el mismo sitio del conteo emergente, y en la misma fecha. Este conteo se hace desde la tierra. Hemos llevado a cabo este conteo de una hora, empezando una hora antes de la hora oficial de madrugada, y terminando a la salida del sol. Igual que en el censo emergente, se apunta los datos para cada intervalo de 5 minutos--el número de individuos distintos de cada especie detectados durante del intervalo. Los datos resultantes del conteo auditivo y el conteo emergente pueden ser combinados para análisis; para las especies detectadas por los dos métodos, hay que decidir cual técnica rinde mejores datos, y usar los resultados de aquel método en todos los análisis.

Aunque hemos usado conteos de una hora duración, se podría considerar la idea de hacer más conteos, más breves, durante de este misma hora terminando a madrugada, por ejemplo, cuatro conteos de 10 minutos, tal vez con 200 m entre conteos. Sin embargo, existe un problema con esta alternativa, y eso es que los patrones temporales de vocalización cambian rápidamente a esta hora, mientras la luz del día se va incrementando, y logrando intensidad crítica para estimular actividad vocal de cada especie en su turno. Por eso, los conteos hechos una hora antes de la madrugada no son comparables a los que son hechos 30 o 45 minutos más tarde. Por eso, probablemente es mejor continuar usando el intervalo de una hora que hemos usado hasta este punto. Valdría la pena analizar nuestros datos existentes para ver cuanta información sería sacrificada al usar un conteo más breve, tal vez empezando 30 minutos antes de la madrugada. De todos modos, por la razón mencionada, no sería posible lograr más de un conteo por mañana, y por eso, tal vez es mejor continuar con conteos de una hora, ya que esto tendría a capturar el máximo de información por punto censado; otra vez, un análisis formal por un estadístico profesional, de los datos existentes del Fondo Peregrino, valdría la pena.

#### *d. Replicabilidad de los censos de aves sobre los años*

Existe un reto formidable para cualquier esfuerzo de monitoreo, lo cual, por su definición se llevaría a cabo sobre muchos años, y eso es el garantizar la veracidad y comparabilidad de datos sobre los años. Uno tiene que no solamente prevenir arrastre de métodos sobre tiempo, sino también garantizar que la calidad y consistencia de los datos es alto y constante sobre la duración del monitoreo, lo cual pueda llegar a ser décadas o siglos! Aquí consideramos específicamente los retos de este tipo que son presentados por el muestreo de aves, pero consideraciones similares deben ser contempladas en todo el programa de monitoreo.

En tomar muestras de las poblaciones de aves, es necesario garantizar la replicabilidad y documentación de la habilidad de detección y identificación de las aves (más que todo mediante sus vocalizaciones), y la conformidad de los protocolos de censo. Un requisito clave es el de llevar a cabo capacitación adecuada sobre los métodos y la detección y identificación, antes de empezar censos "verdaderos". Esto requiere práctica con una gran colección de grabaciones de aves y práctica de campo, junto con individuos experimentados que puedan servir como entrenadores. Sin embargo, capacitación sola no es adecuada; uno también necesita crear un récord permanente, lo cual, para cada

individuo llevando a cabo conteos, documenta su capacidad de detectar e identificar aves; se debe hacer esto, al mínimo, al principio, mediados, y al final de cada temporada de campo. Recomendamos lo siguiente:

1. Periódicamente hacer grabaciones durante los censos, para embodegar como un récord permanente. Se debe hacer estas varias veces durante cada temporada de campo para cada observador, y en la variedad completa de hábitats con que se trata. Se debe comparar las grabaciones a los resultados escritos para cada censo grabado, y basado en esto, evaluar la necesidad de capacitación adicional. Otra alternativa sería la de grabar las vocalizaciones de aves en todos los censos. Tentativamente, no recomendamos esto porque: (a) esto requiere una personal adicional para participar en cada censo, o impediría la capacidad del observador a censar con precisión, y (b) resultaría en un gran número de grabaciones que tendrían que ser archivadas, y (c) el comparar tantas grabaciones con los resultados de los censos implicarían un esfuerzo monumental. Además, (d) en caso de una discrepancia entre los resultados escritos y las grabaciones, no necesariamente sería el récord escrito que sería equivocada, porque la grabación no necesariamente podría capturar todas las vocalizaciones que eran detectadas por el observador. Finalmente, (e) el analizar y apuntar todas las vocalizaciones una grabación implicaría el mismo reto que en el campo, y existe la posibilidad de error en apuntar las especies detectadas en la grabación también. Sin embargo, el tener algunos ejemplos archivados, como especificado anteriormente, sin duda representaría un importante forma de seguro que permitiría eliminar al menos algunas dudas sobre resultados en años anteriores.

2. Periódicamente probar los censadores, acompañándoles con una persona de alta experiencia que podría servir como un punto de referencia de alta precisión; las dos personas harían el mismo censo simultáneamente pero sin consultación; comparar resultados después, archivar un récord permanente de los resultados, y conducir capacitación como necesario para eliminar o minimizar discrepancias. Censos de práctica y pruebas deben ser llevado a cabo extensivamente antes del inicio de cada temporada de censo; todos resultados deben ser evaluados y permanentemente archivados.

3. Al iniciar los esfuerzos de censar, hacer una lista de las especies incluidas en los censos, las cuales los censadores son capaces de identificar. La lista no tiene que incluir todas las especies de aves que ocurren en la área, pero idealmente debe incluir la gran mayoría. También, hacer una lista de las diferentes formas de vocalización reconocidas por cada especie.

Es difícil poner demasiada énfasis en la importancia de capacitación y experiencia adecuada en la detección y la identificación de las especies. Muchos estudios han revelado diferencias entre observadores en los resultados de censos, debido parcialmente en diferencias en sus niveles de experiencia. Recientemente, Kendall et al. (1996) demostraron que los resultados del "North American Breeding Bird Survey" difieren, dependiendo en si se incluye o omite los datos de los primeros censos de los individuos en cada punto. En sus primeros censos, los observadores registraron menos individuos de muchas especies. Aunque se puede omitir tales censos iniciales durante la etapa de análisis de datos, es más eficiente asegurar que los participantes reciban experiencia y capacitación adecuada antes del inicio de la toma de datos. También existen diferencias entre observadores en su habilidad de oír las vocalizaciones de ciertas especies, especialmente las que son de frecuencia muy alta o muy baja.

*d. Análisis de datos.* --Algunos métodos potenciales de análisis de datos son mencionados en Apéndice 16.

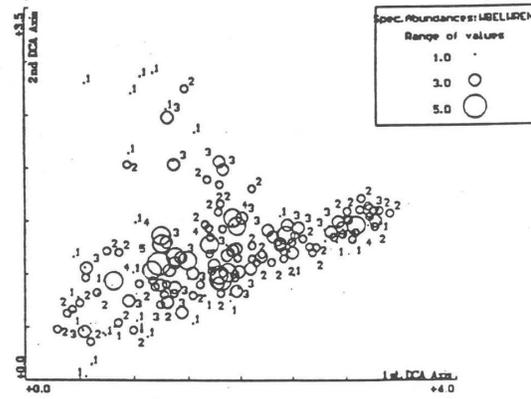
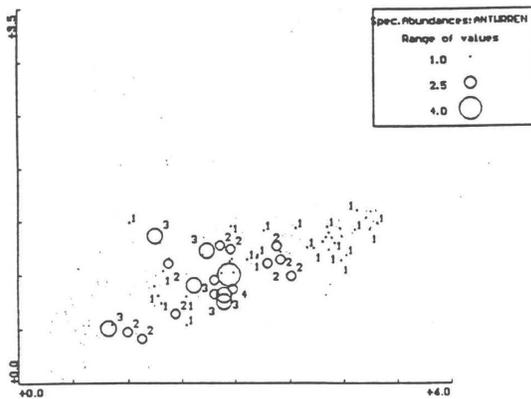
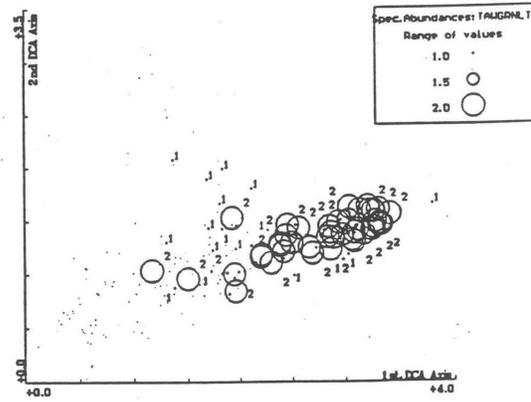
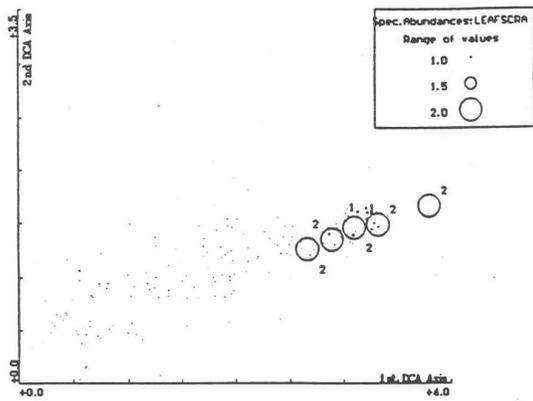
#### **APENDICE 4. PROPIEDADES INDICADOR DE LA COMUNIDAD DE AVES TERRESTRES DE PARQUE NACIONAL TIKAL**

Aquí se presenta diagramas de ordenación para ocho especies de aves representando ocho patrones de afinidad de hábitat que reconocemos entre 90 especies sujetas a ordenación.

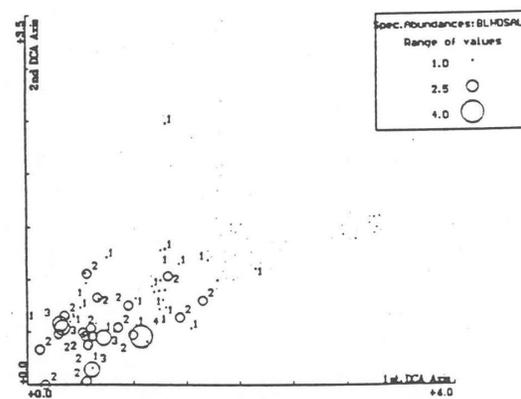
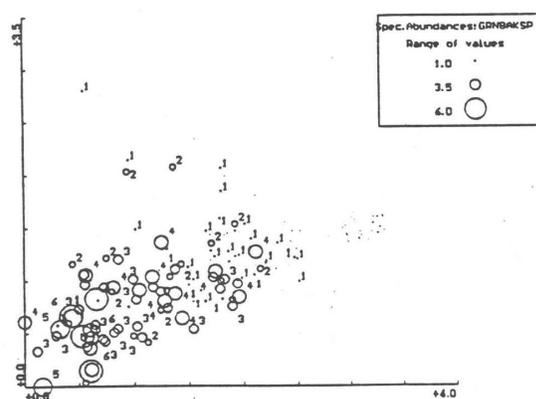
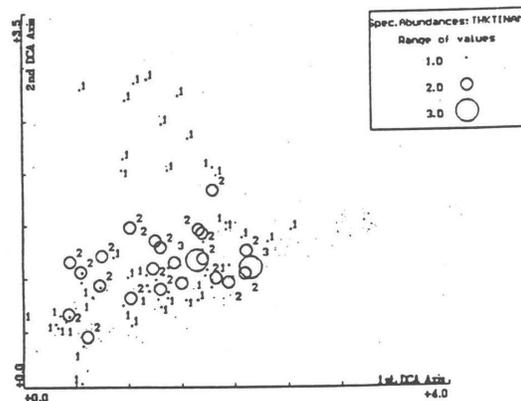
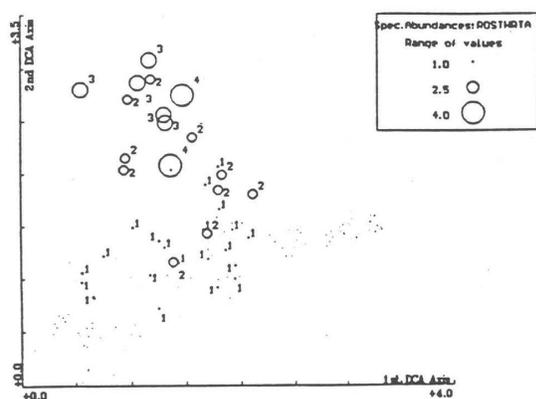
Los ocho paneles muestran la misma ordenación de sitios, usando DCA (Análisis de Correspondencia "Detrended", o "Detrended Correspondence Análisis). El arreglo de los puntos es lo mismo en cada panel; estos son los arreglos de las muestras (promedio de dos censos) en el "espacio de ordenación". La ocurrencia (y abundancia, los círculos grandes indicando individuos múltiples) de cada especie en cada muestra en cada panel correspondiendo a una especie. El eje ambiental predominante es de bosque alto de dosel cerrado en sitios bien-drenados a la derecha hasta guamil joven (de tres años) a la izquierda por abajo, con bosque de los "bajos" más arriba a la izquierda.

La tercera página de este apéndice presenta una lista, para 90 especies de aves, de su asignación tentativa a cada de estos ocho "tipos de respuesta al hábitat". Diferencias más finas entre especies pueden ser detectadas al inspeccionar los "centroids" de especies (no presentados aquí), y al inspeccionar el panel para cada especie, equivalente a los paneles presentados aquí.

Los resultados presentados aquí están basados en Whitacre et al. (1995).



Diagramas de ordenación para especies representando cuatro de los ocho patrones de afinidad de hábitat tentativamente reconocidos entre 90 especies estudiadas. *Leafscra* = Scaly-throated Leafscra ( *Sclerurus guatemalensis* ), representando los "obligados de bosque alto, maduro, bien-drenado"; *Tawngrnlt* = Tawny-crowned Greenlet ( *Hylophilus ochraceiceps* ), representando las "especies asociadas con bosque alto, maduro"; *Antwren* = Dot-winged Antwren ( *Microrhopias quixensis* ), representando las "especies de bosque intermedio"; *Wbelwren* = White-bellied Wren ( *Uropsila leucogastra* ), representando las "generalistas de bosque". Los ejes son el primer y el segundo eje de Análisis de Correspondencia "Detrended", llevado a cabo en datos para 60 especies de aves que tuvieron efectos de hábitat significativos en pruebas de Kruskal-Wallis comparando 11 hábitats. Arreglo de los puntos es lo mismo en cada panel, representando la similitud entre sitios de muestreo con respecto a la variación entre las comunidades de aves; tamaño del punto o del círculo indica la cantidad de la especie detectada en cada sitio.



Diagramas de ordenación para especies representando cuatro de los ocho patrones de afinidad de hábitat tentativamente reconocidos entre 90 especies estudiadas. *Rosthrta* = Rose-throated Tanager (*Piranga roseogularis*), representando las "especialistas de los bajos"; *Thktinam* = Thicket Tinamou (*Crypturellus cinnamomeus*), representando las "especies de guamil/bajo"; *Grnbaksp* = *Green-backed Sparrow* (*Arremonops chloronotus*), representando las "especies de guamil"; *Blhdsalt* = Black-headed Saltator (*Saltator atriceps*), representando las "especies de guamil joven". Ejes son el primer y segundo ejes de "Detrended Correspondence Análisis", igual que en el panel anterior. Interpretación del tamaño de los puntos o círculos es igual que en el panel anterior.

Miembros tentativos de ocho "tipos de respuesta al hábitat" que fueron reconocidos entre 90 especies de aves estudiadas en y cerca de Tikal, Petén, Guatemala.

**Grupo Uno**

"Obligados de bosque maduro"  
(21 especies)

Lanio aurantius  
Sclerurus guatemalensis  
Mionectes oleagineus  
Tinamus major  
Trogon collaris  
Vireolanius pulchellus  
Leptopogon amaurocephalus  
Pipra mentalis  
Dysithamnus mentalis  
Crax rubra  
Crypturellus boucardi  
Rhytipterna holerythra  
Hylomanes momotula  
Euphonia gouldi  
Dendrocincla anabatina  
Basileuterus culicivorus  
Trogon massena  
Campephilus guatemalensis  
Columba nigrirostris  
Micrastur ruficollis  
Geotrygon montana

**Grupo Dos**

"Especies de bosque maduro"  
(14 especies)

Ramphastos sulfuratus  
Amazona farinosa  
Hylphilus ochraceiceps  
Schiffornis turdinus  
Platyrrhynchus cancrinus  
Henicorhina leucosticta  
Contopus virens  
Habia rubica  
Xiphorhynchus flavigaster  
Hylophilus decurtatus  
Sittasomus griseicapillus  
Celeus castaneus  
Dendrocincla homochroa  
Caryothraustes poliogaster

**Grupo Tres**

"Especies de bosque intermedio"  
(2 de 90 especies)  
Microrhophias quixensis  
Polioptila plumbe

**Grupo Cuatro**

"Generalistas de bosque"  
(25 especies)

Psarocolius montezuma  
Tolmomyias sulphurescens  
Amazona autumnalis  
Thryothorus maculipectus  
Oncostoma cinereigulare  
Rhampocenus melanurus  
Uropsila leucogastra  
Leptotila plumbeiceps  
Melanerpes aurifrons  
Cyanocorax morio  
Columba speciosa  
Momotus momota  
Trogon violacea  
Pteroglossus torquatus  
Ornithion semiflavum  
Trogon melanocephalus  
Attila spadiceus  
Habia fuscicauda  
Euphonia hirundinacea  
Amazona candida  
Myiopagis viridicarpa  
Cyanocorax parellina  
Piaya cayana  
Formicarius analis  
Myiarchus tuberculifer

**Grupo Cinco**

"Especialistas de los bajos"  
(4 especies)

Piranga roseogularis  
Granatellus sallaei  
Myiarchus yucatanicus  
Vireo pallens

**Grupo Seis**

"Especies de guamil/bajo"  
(3 especies)

Crypturellus cinnamomeus  
Claravis pretiosa  
Thryothorus ludovicianus

**Grupo Siete**

"Especies de guamil"  
(10 especies)

Cyanocorax yncas  
Crypturellus soui  
Dumetella carolinensis  
Cyanocorax cyanooides  
Myiodynastes luteiventris  
Amazona tzacatl  
Arremonops chloronotus  
Turdus grayi  
Vireo flavoviridis  
Dives dives

**Grupo Ocho**

"Esp. de guamil joven"  
(9 especies)

Leptotila verreauxi  
Saltator coerulescens  
Columba flavirostris  
Ortalis vetula  
Myiarchus tyrannulus  
Saltator atriceps  
Amblycercus holosericeus  
Thamnophilus doliatus  
Sporophila torqueola

## APENDICE 5. Unas posibles rutas de censo para aves en la RBM.

La intención de este apéndice es de dar una idea de posibles maneras de distribuir la toma de muestras de la comunidad de aves (y otros posibles indicadores).

### 1. Area de Yaxhá: desde Ixlú a Melchor, y hacia el norte.

rutas de automóvil - 2 rutas o más sobre la carretera principal; una ruta o más al N de Melchor en caminos secundarios.

rutas a pie - rutas entre Yaxhá y Nakum censadas por el Fondo Peregrino en 1995.

### 2. Area de Tikal: desde Ixlú hasta Uaxactún.

rutas de automóvil - 1 a 3 rutas sobre la carretera principal entre Ixlú y Tikal; 1 ruta en Tikal desde la entrada sur del parque hasta el área central, otra ruta desde el área central hasta la frontera norte del parque.

rutas a pie - 1 rutas desde la pista de El Caoba, NE sobre el camino a Río Azul; varias otras rutas posible en la vecindad de El Caoba; adentro de Tikal, muchas rutas posibles sobre brechas y senderos bien-distribuidos sobre todo el parque; al norte de Tikal, rutas posibles sobre varios trokopases; al O de Uaxactún, sobre el camino hacia Zotz. Se podría usar 214 puntos de conteo puntual usados por el Fondo Peregrino en 1994, desde Ixlú hasta Uaxactún.

### 3. Area de Dos Lagunas/Río Azul.

rutas de automóvil - varias rutas posibles sobre los caminos principales.

rutas a pie - muchas rutas posibles sobre los caminos principales y trokopases.

### 4. Area de San Miguel/Carmelita: desde San José hasta Carmelita; porción río-arriba del Río San Pedro.

rutas de automóvil - varias rutas posibles sobre la carretera entre San José y Carmelita; una ruta sobre el camino desde Cruce a Dos Aguadas hacia Zotz; otra sobre el mismo camino, desde Zotz hacia Uaxactún.

rutas a pie - muchas rutas posibles sobre trokopases embocando en la carretera principal entre San José y Carmelita; rutas adentro del Biotopo Zotz y sobre el camino de Zotz hacia Uaxactún; una ruta o más en cada una los siguientes sitios: El Perú, Peñon de Buena Vista, Estación Biológica Las Guacamayas.

rutas sobre agua - una ruta o más sobre una porción el Río San Pedro; posiblemente una ruta o más sobre el Río Chocop y/o sus tributarios.

### 5. Area de Laguna Perdida: caminos al este y norte de Laguna Perdida, desde Laguna Gloria hacia el Río Tamarís, desde aquí al oeste hacia La Reina, desde Laguna La Gloria al oeste sobre el camino principal, y al norte hasta Arroyo Peje Lagarto.

rutas de automóvil - muchas rutas posibles sobre caminos principales y secundarios en toda la área; ruta sobre el oleoducto?

rutas a pie - muchas rutas posibles sobre trokopases; sobre el oleoducto?

### 6. Porción oeste de la Zona de Amortiguamiento: desde el cruce del camino a Arroyo Peje Lagarto con la carretera principal, al oeste y norte hasta los límites del Parque Nacional Sierra del Lacandón y el Río San Pedro.

rutas de automóvil - varias rutas posibles sobre camino principales y secundarios.

rutas a pie - varias posibles sobre caminos secundarios, trokopases y senderos.

7. Parque Nacional Sierra del Lacandón: adentro de los límites del parque, desde la carretera a Naranjo hasta el Río Usumacinta.

rutas de automóvil - una ruta posible sobre el camino a Bethel; otras?

rutas a pie - mayormente rutas a pie, sobre senderos y trokopases en las márgenes sur y este del parque.

rutas sobre agua - una ruta o más sobre el Río Usumacinta, río-abajo de Bethel.

8. Parque Nacional Laguna del Tigre: adentro de los límites del parque.

rutas de automóvil - 1-3 rutas posibles sobre los caminos petroleros.

rutas a pie - varias posibles sobre caminos petroleros y senderos.

rutas sobre agua - una ruta sobre el Río Escondido, censado por el Fondo Peregrino en 1991; río-arriba desde Naranjo sobre el Río San Pedro; otros?

## APENDICE 6. METODOS PARA MONITOREO DE MAMIFEROS MEDIANOS Y GRANDES

Nuestra meta en el monitoreo de mamíferos debe ser el de monitorear posibles cambios sobre tiempo en la comunidad de mamíferos en ciertos sitios. Debemos enfocar en la detección de cambios en índices de abundancia de especies y en la composición y estructura (patrones de abundancia relativa de especies) en la comunidad de los mamíferos grandes y de tamaño mediano. Se debe usar cuestionarios con la gente local y tomar datos durante de giras de inspección por parte de los guarda-recursos, y además, recomendamos que se usa uno de los tres siguientes métodos. Aunque estos tres métodos están listados aquí en orden de preferencia descendiendo, cualquier de los tres podría servir si desarrollado cuidadosamente.

Después de que se escribió esta sección, recibimos una verdadera biblia de métodos para la detección de carnívoros (Zielinski y Kucera 1995), la cual debe ser estudiada cuidadosamente, porque ella pueda alterar algunas de las conclusiones ofrecidas aquí; en particular, esa publicación revisa sistemas adicionales de cámaras automáticas, y ofrece gran detalle sobre el uso de "placa para huellas".

### Densidad poblacional y rango hogareño de jaguares

Antes de describir los posibles métodos para tomar muestras, es útil revisar la información existente sobre la densidad poblacional y el tamaño de los rangos hogareños del jaguar. Aunque los métodos propuestos aquí se dirigen al monitoreo de varias especies de mamíferos terrestres, de tamaño mediano a grande, una énfasis en el jaguar y la puma probablemente es deseable, por razones mencionadas anteriormente. En enfocar aquí en el jaguar, esto no quiere decir que lo consideramos más prioritario el monitoreo de jaguares que el de pumas. Sin embargo, no conocemos ningún estudio detallado de la puma en bosque tropical; en cambio, más información está disponible para el jaguar.

Schaller y Crawshaw (1980) descubrieron que los jaguares hembra en Brasil usaron una área de por los menos 25-38 km cuadradas, mientras los machos usaron una área de más de doble este tamaño. Como es típico para las especies solitarias de gatos, estos autores descubrieron que los rangos hogareños de las hembras adultas demostraron bastante traslape, mientras que los rangos más grandes de los machos contenían los rangos de varias hembras, pero probablemente eran casi mutuamente exclusivas entre machos adultos, siempre con algo de traspaso entre vecinos y de individuos que vagaron. La densidad poblacional en este estudio brasileño era de un jaguar por cada 22.5-25 km<sup>2</sup>, pero tal vez llegando a ser un jaguar por 12.5 km<sup>2</sup> en el hábitat más frecuentado en una área. Algunos jaguares en Brasil tenían rangos hogareños hasta 16 km de ancho. Una puma estudiada con radio-telemetría en el mismo sitio usaba una área de 32 km<sup>2</sup> durante un período de dos meses; aunque esto es poca información, sugiere, tal vez, las pumas usaron un área en el mismo orden de magnitud de los jaguares.

En Belice, los jaguares macho mantuvieron rangos hogareños de 28-40 km<sup>2</sup> que traslaparon, mientras que las hembras utilizaron áreas de por lo menos 10 km<sup>2</sup>, adentro de los rangos de machos individuales (Rabinowitz y Nottingham 1986). Los machos frecuentemente se mantenían en áreas pequeñas de 2.5 km<sup>2</sup> por ratos de hasta dos semanas, luego desplazándose durante una noche a otra porción de su rango hogareño. Una puma, al menos, uso una área adentro de los rangos de varios jaguares machos. Hubo evidencia de que los jaguares y pumas se evitaron uno al otro, y de que los individuos de jaguares de manera semejante se evitar uno al otro. También hubo evidencia del mantenimiento de territorios por medios pasivos (marcaje con olores). En otro estudio en Brasil, Crawshaw y Quigley (1991) encontraron que seis jaguares (dos machos y cuatro hembras) tenían rangos hogareños de 142 km<sup>2</sup> de tamaño al promedio. Rango hogareño promedio durante la temporada seca fue 54.3 km<sup>2</sup> y en la temporada lluviosa, fue 12.8 km<sup>2</sup>. El traslape promedio entre rangos hogareño de cuatro hembras fue 42%.

Para resumir, los jaguares en un estudio Brasileño tuvieron rangos hogareño de doble el tamaño de los jaguares en Belice, mientras que en otro estudio Brasileño, los rangos hogareño eran tres veces más grande que el primer estudio Brasileño, y seis veces más grande que en Belize. Existen varias posibles explicaciones para estas diferencias de área usada. Primero, los jaguares en el área de Brasil estudiada son más o menos doble el tamaño de los jaguares en Belice, y probablemente requieren más comida (Crawshaw y Quigley 1991). Segundo, en Belize, los jaguares comían mayormente presa pequeña tal como armadillos, la cual era abundante y distribuida de manera más o menos uniformemente sobre el paisaje, permitiendo el uso de un rango más pequeño para cazar. Finalmente, y

probablemente produciendo una porción sustancial de la diferencia observada entre sitios, los sitios brasileños--en los humedales del Pantanal--tenían áreas enormes que eran inundadas por temporadas. La densidad de la presa tanto como los jaguares y pumas probablemente era limitada por la cantidad de tierra no-inundada disponible durante la temporada lluviosa.

Jaguares con radios-transmisor en el primer estudio brasileño (Schaller y Crawshaw 1980) demostraron tres tipos generales de movimiento: (1) a veces quedaron con el cuerpo de una presa matado, por una época de 2-3 días, (2) a veces vagaron de un lado a otro entre uno o dos km<sup>2</sup> por dos días o más, y (3) a veces cruzaron un mayor parte de su rango hogareño durante de pocos días, con movimientos bastante directos. Las distancias lineales entre localizaciones en días consecutivos varían desde 500 m o menos hasta 4 km, indicando un grado de movilidad similar a lo de tigres hembra, leopardos, y puma. Sin embargo, esta medida muchas veces puede subestimar la distancia actualmente viajada; en el caso de un movimiento de 4 km de un día al otro, el gato actualmente cubrió 11 km por lo menos, a veces volviéndose atrás sobre la misma ruta ya caminada.

### *Métodos propuestos para monitorear los mamíferos de tamaño mediano a grande*

#### **1. Cámara actuada por luz infrarojo, marca "Trail Timer"**

Este es el método que más recomendamos. El equipo y el método están explicados por Kawanishi (1995); este tesis de maestría no-publicado es disponible por Dr. Howard Quigley de Hornocker Wildlife Institute, University of Idaho, P.O. Box 3246, Moscow, ID 83843. La cámara "Trail Timer" se puede obtener de: Trail Timer, P.O. Box 19722, St. Paul, Minnesota 55119; (FAX = 612-439-7299).

Esta unidad cuesta \$175, y consiste de un sensor infrarojo conectado por un cable electrónica a un bastidor para la cámara, que mecánicamente actúa una cámara automática sencilla con su "flash" interna. Un cronómetro interno permite que la fecha y la hora de hasta cinco eventos de disparo sean grabadas (para \$65 más, un mecanismo es disponible que permite grabar los datos de hasta 500 eventos de detección y disparo). El sensor incorpora una demora de un minuto después de un disparo, para evitar que el mismo animal sea repetidamente detectado y su foto tomado repetidamente durante de un solo movimiento cerca de la cámara. Kawanishi (1995) recomendó el uso de rollos de alta velocidad (por ejemplo 400 ASA), los cuales puedan ser blanco y negro y por eso más o menos económico.

Kawanishi (1995) uso esta unidad en Tikal con buen éxito, para hacer un ensayo de las poblaciones de mamíferos grandes y medianos. Ella fijó la unidad en un árbol, orientada sobre un sendero poco-usado en el bosque, de manera que mamíferos que pasaban (u otros animales de tamaño sustancial) interrumpieran el rayo detector infrarojo, disparando la cámara. Ella no uso ningún cebo, y esto es una gran ventaja de este sistema; al no usar ningún cebo, uno puede obtener una muestra sin mayor sesgo de los animales entre cierto rango de tamaños que usan el sendero en cuestión.

Algunas otras cámaras que son disponible por vía comercial y que son actuadas por mecanismos infrarojo, han experimentado más problemas en el campo de lo que experimentó Kawanishi con el "Trail Timer". Por ejemplo, el sistema "Trailmaster", mientras costando mucho más (\$540), en un estudio experimentó un tasa elevada de eventos de disparo equivocado, que no resultaron en fotos de animales (Rice et al. 1995). Aunque tal vez es posible minimizar estos problemas mediante capacitación, experimentación y práctica (Rice et al. 1995), Kawanishi (1995) tuvo resultados mucho mayores con la unidad más barata--el Trail Timer--y sin experimentación o capacitación. Por eso, sugerimos que la ventaja del Trail Timer sobre otras sistemas comerciales disponibles en esta fecha pueda ser decisiva. El alto éxito gozado por Kawanishi (1995) probablemente se debe en parte al hecho de que ella posicionaba las cámaras de manera que el rayo infrarojo fue interrumpido por un árbol grande en el 4.6 m límite de habilidad de la cámara para sacar fotos (determinado por el brillo de su "flash" y la velocidad [ASA] de los rollos empleados). Debido a que el detector infrarojo es eficaz hasta una distancia de 20 m, el no truncar el rayo de esta manera pudiera haber resultado en eventos de detección y disparo sin resultar en fotos útiles. Kawanishi (1995) también ofrece otras sugerencias para la preparación de los sitios para detección usando este sistema de cámara y detector.

Algunas ventajas de este sistema mencionadas por Kawanishi (1995) incluyen:

1. Confiabilidad y baja frecuencia de eventos de disparo equivocados.
2. Gasto moderado.
3. Perturbación de la fauna silvestre es mínima.
4. Las baterías y un rollo de 36 exposiciones sería adecuada por aproximadamente un mes de operación sin intervención; esto permitiría el uso de muchas cámaras por un solo investigador.
5. Es capaz de detectar cualquier especie en el rango apropiado de tamaños, por día o por noche.
6. Provee evidencia irrefutable de la presencia y identificación de las especies detectadas.
7. No tiene los sesgos asociados con el uso de cebos y la variabilidad asociada con capacidad de observadores.
8. Puede ser rigurosamente estandarizado sobre un área geográfica amplia, sobre tiempo, y entre estudios y investigadores.
9. Usando cronómetro interno, permite la documentación de la hora el día y la periodicidad de actividad.
10. Si el reconocimiento de individuos es posible, y con intensidad adecuada de muestreo, podría facilitar estimación de la densidad poblacional.

Las desventajas principales del sistema son: (1) vandalismo, y (2) costo inicial moderadamente alto. Sin embargo, en realidad, el costo sobre la duración de un proyecto pueda ser bajo comparado con alternativas que utilizan más mano de obra, especialmente tomando en cuenta la alta calidad de los datos colectados por este método. Esto deja el vandalismo siendo la desventaja principal. Se puede anticipar problemas de vandalismo, especialmente en las áreas más visitadas por la gente, por ejemplo, las áreas más frecuentadas por los cazadores, xateros, chicleros y huecheros. Hasta cierto punto, se puede tal vez minimizar estos problemas. Cuando tomando datos en las áreas verdaderamente remotas, anticipamos una baja frecuencia de estos problemas. Cuando trabajando cerca de las aldeas, tal vez se puede minimizar estos problemas al explicar a la gente local de antemano el proyecto y su valor, y mostrarles el equipo que se va a usar, pidiendo su colaboración en dejarlo sin perturbar.

Sin embargo, habrá algo de vandalismo y pérdida de cámaras y de datos. Por eso, una estimación realista de los gastos debe tomar en cuenta la adquisición de nuevas cámaras, debido a robo y pérdida, y debido a daño y desgaste ocasionado por uso normal. Además, para mantener los datos resultantes similar a los anticipados por el diseño del estudio, se debe chequear las cámaras algo frecuentemente, por ejemplo, cada semana. Esto permitiría que se vuelva a poner rápidamente cámaras que son robadas, dañados o molestados, sin mayor pérdida de datos. en cambio, si se chequea la cámaras solamente cada mes, se podría pedir el mes entero de datos en cada cámara que se encuentre dañada o perdida.

#### Eficacia de muestreo

Durante los tres meses (Marzo-Mayo) en Tikal, Kawanishi (1995) obtuvo 80 fotos identificables de fauna silvestre, mediante 574.5 noches-cámara. Ella definió una noche-cámara como una noche con dos cámaras funcionando sobre un transecto de 500 m; por eso, también se podría interpretar esto como 1149 noches-cámara, aunque, sin duda, dos cámaras entre 500 m no representan doble la muestra proveído por una cámara. Esto implica 13.9 % éxito o algo cerca (7.0 % éxito si se considera 1149 noches-cámara). Estos 80 fotos representaron 18 especies de mamíferos y cuatro especies de aves. Los Carnívora eran bien representados en los fotos, con seis detecciones de ocelote, seis de margay, cinco de puma y uno de jaguar. Cuando se compare estas tasas de detección para los félidos con la única detección de tepezcuintle y las seis de cereque que resultaron del mismo esfuerzo, aparece que este método tomo muestras mas efectivamente de la comunidad de félidos que para estos roedores grandes. Kawanishi (1995) menciona que es conocido que los félidos usan senderos antropogénicos y de otras orígenes en su cacería y para viajar, y especula que las especies que forman su presa tal vez evitan tales sendero debido a su uso por los félidos. De todos modos, las especies difieren fuertemente en la magnitud de sus movimientos, y por eso, la tasa de detección (por cámara) de una especie no es directamente comparable con la de otra especie.

Aunque este método parece manifestar un sesgo a favor de los félidos, no lo consideramos un problema, como proponemos un enfoque en precisamente este grupo de mamíferos. Y, mientras que este método tal vez no toma muestras de la comunidad entera de mamíferos de tamaño mediano-grande de una manera libre de sesgos, sin

embargo, si empleado con intensidad y repetición adecuada, debe revelar cualquier cambio sustancial en la composición o estructura de la comunidad de mamíferos mediano-grande. Además, como mencionado por Kawanishi (1995), el uso de cámaras sobre los senderos puede ser suplementado por el uso de cámaras en otros contextos que implican diferentes sesgos y por eso una vista complementaria de la comunidad de mamíferos. Ella sugiere el uso de cámaras en sitios donde los mamíferos vienen a buscar sal, en aguadas, sobre las márgenes del bosque, y sobre las cumbres de las colinas.

### Característicos de los datos resultantes

Los datos serán en forma de la cantidad de fotos por cada especie, por noche-cámara, o sea, detecciones por especie por noche-cámara. Datos de este tipo pueden ser analizados usando una variedad de pruebas estadísticas comunes.

### Diseño experimental

Las preguntas principales en el diseño del muestro giran sobre la determinación del número óptimo de cámaras para usar, la distancia entre ellas, y el intervalo sobre el cual se deja las cámaras puestas. Valores deseables de estas variables puedan girar sobre factores tal como costo, disponibilidad de recursos humanos, transporte, etc. Aquí, primero sugerimos unos criterios que se debe seguir bajo cualquier diseño, y luego sugerimos unos diseños potenciales.

Una meta principal es generar la cantidad máxima que se pueda, de datos independientes, par maximizar el poder estadística. Por eso, el espacio entre cámaras debe ser suficiente para lograr que la probabilidad de tomar fotos del mismo individuo en dos cámaras es poca. Debido a que las especies (y los sexos) de los mamíferos difieren dramáticamente en sus desplazamientos y el área usada, obviamente la distancia entre cámaras que se necesita para lograr independencia entre cámaras es variable entre especies (y sexos). Con excepción del jabalí y tal vez el danto, las especies que usan más espacio sin duda son la puma y el jaguar, con movimientos más moderados y densidad poblacional más elevada sin duda siendo característica de los félidos mas pequeños y la mayoría de los otros mamíferos medianos. Por eso, se debe escoger la distancia para usar entre cámaras para minimizar la probabilidad de tomar muestras del mismo individuo de puma o jaguar, y esta distancia debe ser adecuada para los demás mamíferos.

Debido a que los rangos hogareño de los jaguares puedan ser hasta 16 km de diámetro (y de tamaño desconocido en Petén), para tener confianza que las cámaras adyacentes son independientes, tendrían que ser por lo menos 16 km entre ellas! Obviamente, esto sería poco práctico, y produciría muy pocos datos por unidad de esfuerzo gastado. Además, no es necesario que una unidad de muestro independiente consiste de una sola localidad de cámara. Al contrario, se podría poner varias cámaras en una área relativamente restringida, y considerar cada grupo de cámaras como la unidad básica de muestreo (o sea,  $n = 1$ ). De hecho, este diseño ha sido ampliamente usado para el monitoreo de las poblaciones de carnívoros por el U.S. Fish and Wildlife Survey (Agencia de Fauna Silvestre y Pesca de los EE. UU.), basado en transectos con varios sitios para detección de huellas, en vez de cámaras (Linhart and Knowlton 1975, Roughton and Sweeny 1982). Inicialmente, el USFWS usó transectos de 50 estaciones, con 0.3 millas entre ellas, y operadas durante de cuatro días consecutivas. Debido a que algunos carnívoros individuales a vez visitaron más de una estación, y también visitaron estaciones en más de una noche de las cuatro noches, ni las estaciones ni las noches eran verdaderamente independientes, y por eso, fue necesario considerar en esfuerzo total--50 estaciones por cuatro noches--como una unidad independiente de muestreo, o por decir,  $n = 1$ . Debido a la muy baja eficiencia de este formato, el diseño de muestreo fue alterado a 10 estaciones por transecto, operado por una sola noche, permitiendo al mismo trabajador generar varias veces más datos por día de esfuerzo (Roughton and Sweeny 1982).

Como un compromiso, para lograr muestras independientes o casi independientes, y todavía poder arreglar varias unidades de muestro en una área relativamente pequeña, proponemos lo siguiente:

1. Dejar al menos 2 km entre cámaras. (Se podría aumentar este mínimo a 3 km).
2. Arreglar cámaras sobre senderos naturales y antropogénicos (pero poco usados), sin cebo.

3. Dejar cada cámara por un intervalo de una semana. El calendario de trabajo luego sería similar a esto; de Lunes a Viernes de la primera semana, un trabajador (o un equipo de dos) pondría X cámaras por día (basada en experimentación para ver cuantas cámaras es práctica--tal vez 5-7 al promedio). La siguiente semana, coleccionar las cámaras puestas en el día correspondiente hace una semana; en estos días, llevar a cabo otro muestreo, o poner las mismas cámaras de nuevo en otros sitios.

4. Asumiendo un promedio de al menos 5 cámaras están puestas por día, esto permitiría que se toma muestras de 25 sitios cada semana o cada dos semanas, para 50 hasta 100 semanas-cámara o 350-700 noches-cámara cada mes. Esto requiere 25 cámaras en operación, a un costo de \$175 cada una, o unos \$4,375 de gasto inicial, sin incluir el costo para poner de nuevo cámaras perdidas o dañadas, y e costo de baterías, rollos y su revelación. Será necesario la compra periódica de cámaras y mecanismos infrarojo de vez en cuando, tal vez cada dos o tres años.

5. Recomendamos que se lleve a cabo experimentación para ver que parte del año es más productivo de resultados. Si esto no indica un mayor ventaja de algún otra temporada, sugerimos que se hace el muestreo durante de la temporada seca, más o menos desde 1 Febrero hasta 1 Junio, un período de cuatro meses.

6. Un período de cuatro meses de muestreo podría generar unos 200-400 semanas-cámara de muestreo, o unos 1400-2800 noches-cámara.

7. Extrapolando de la tasa de éxito de 13.9 % de Kawanishi (1995), (o 7 %, dependiendo en la definición de una noche-cámara), podemos anticipar entre 100 y 400 fotos de animales.

8. Basado en los resultados de Kawanishi (1995), podemos anticipar que cada 100 fotos podría incluir una media docena de ocelote, una cantidad similar de margay y puma, y tal vez un foto de jaguar; con suerte, una temporada de campo (4 meses) podría proveer cuatro veces esta cantidad de fotos. Aunque se podría considerar esto una cantidad formidable de esfuerzo par lograr 1-4 fotos de jaguar, en realidad, en su total, esto es una cantidad muy significativa sobre la comunidad de félidos. Además, hay que tomar en cuenta que habría varios fotos de otras especies que proveería algo de información sobre la comunidad total de mamíferos mediano-grande.

9. Si posible, se podría lograr dos o tres veces esta cantidad de muestreo por año, al usar más personal, equipo, y cámaras, siempre trabajando adentro de la misma época, de Febrero-Junio.

10. El extender el período de muestreo para incluir otra temporada del año no permitiría cobertura de áreas adicionales, a menos que se demuestre que las tasas de detección no varían de manera importante entre temporadas.

11. Sin embargo, un período de muestreo extendido podría ser útil para llevar a cabo muestreo repetido a los mismos sitios. Aunque la prioridad más alta pueda ser de tomar muestras en un varios sitios, también hay ventajas de lograr un muestreo más intensivo de unos pocos sitios (tal vez tres sitios). Para un esfuerzo de este tipo, la repetición de muestreo de las mismas estaciones (o estaciones diferentes) entre un sitio de estudio, durante varias temporadas del año, sería deseable, para lograr un entendimiento más profundo sobre la comunidad de mamíferos allí.

#### Otros comentarios

Potencialmente, se podría usar este método para estimar la densidad de las especies de interés (por ejemplo jaguar y puma) mientras métodos de captura y recaptura (visual). Sin embargo, esto giraría sobre (1) habilidad de reconocer individuos en los fotos (tal vez posible para félidos puntuados, pero poco probable par otras especies), o (2) captura y marcaje de individuos. La captura y marcaje de jaguar, puma, u otros animales grandes sin duda está fuera del alcance de un programa de monitoreo, a menos que se haga una prioridad muy alta y se consiga financiamiento muy substancial y se involucre expertos en este área de estudio. Adicionalmente, tal objetivo implicaría muestreo

muy intensivo en la(s) área(s) de interés, y no proveería información sobre múltiples áreas de la reserva. En conclusión, es muy poco probable que la estimación de densidad, basado en animales marcadas, es una meta razonable para este componente del programa de monitoreo, a menos que sea entre las prioridades más altas del programa, y a menos que se consiga financiamiento verdaderamente sustancial. Un ejemplo de un planteamiento para estimar densidades basado en el uso de cámaras automáticas es proveído por Mace et al. (1994), y discusión adicional sobre el uso de cámaras automáticas para el monitoreo de mamíferos aparece en Wilson et al. (1996).

## **2. Cámaras actuadas por cable fijada en cebo.**

Un método menos costoso (en términos del costo de equipo, pero no necesariamente tomando en cuenta la mano de obra), es el uso de cámaras baratas con su flash interno, modificado para ser actuado por una línea amarrada en algún cebo. La ventaja de este método es que el costo inicial de cámaras (\$20) es mucho menos que el costo de las cámaras Trail Timer (\$175). La mayor desventaja es que este método por fuerza emplea cebo, y por eso, es selectivamente atractivo a las diferentes especies de mamíferos, y por eso los datos resultantes tienen sesgos fuertes. Otra desventaja es que es necesario modificar las cámaras; sin embargo, eso no es tan difícil, porque las modificaciones son descritas en detalle por Jones y Raphael (1993) y Zielinski y Kucera (1995).

## **3. Sitios para huellas, usando olores para atraer mamíferos**

Como mencionado anteriormente, el USFWS lleva a cabo un muestreo anual de la abundancia de los carnívoros, enfocando en los coyotes (Linhart y Knowlton 1975). La misma técnica es empleado de manera rutinaria para tomar muestras de las poblaciones de "bobcats" (*Lynx rufus*) en algunos estados (Diefenbach et al. 1994) y ha sido usado para otros carnívoros también (por ejemplo, Conner et al. 1983, Travaini et al. 1996). El método del USFWS emplea líneas de 50 (antes) o 10 (ahora) estaciones con atrayentes de olor, con 0.3 millas entre estaciones. En cada estación, se prepara un círculo de 1 m diámetro, como superficie sobre la cual se puede detectar e identificar las huellas de los mamíferos que visiten. Se ha llevado a cabo una gran cantidad de experimentación para refinar este método, y especialmente, para elegir un olor estandarizado para usar para atraer las especies de interés (Roughton and Sweeny 1982, Roughton 1982).

Este método probablemente funcionaría para tomar muestras de las poblaciones de félidos en la RBM, pero tiene varias desventajas en comparación con el método de las cámaras Trail Timer. Una desventaja principal es que este método gira sobre el uso de olores para atraer los animales; sin usar olores, la frecuencia de huellas sin duda sería demasiado baja para ser práctica. El uso de olores crea sesgos en los datos resultantes; aunque este método pueda ser bueno para monitorear las poblaciones de los félidos y otros carnívoros, sería menos útil para lo demás de la comunidad de mamíferos. Otra desventaja sería el alto nivel de competencia que se requiere para identificar las huellas de todas las especies de mamíferos en Petén. Este problema es superable, pero impondría una fuerte necesidad de estudio, práctica, y mantenimiento de datos; el mantener consistencia sobre los años, a través de cambios de personal, sería mucho más problemático que en el caso de los métodos que usan cámaras.

### Métodos

Si se usa este planteamiento, recomendamos los siguientes métodos, basado en gran parte en Roughton y Sweeny (1982) y Diefenbach et al. (1994), aunque se debe estudiar Zielinski y Kucera (1995) antes de escoger métodos.

1. Cada estación para detección de huellas es un círculo de 1 m diámetro donde se alisa el suelo y aplica una capa delgada de cal seca pasada por tela metálica para crear una superficie uniforme y ideal para la preservación y identificación de huellas. Diefenbach et al. (1994) fuertemente aconsejan que no se use arena de cualquier tipo como un medio para capturar huellas. Si el cal (comercial o de campo) no funciona bien, o si hay dificultades con la identificación de huellas con este método, recomendamos que se use placas ahumadas de aluminio, como descrito por Barrett (1983) y Zielinski y Kucera (1995).

2. Las estaciones deben ser establecidos en intervalos de 500 m sobre senderos y trokopases poco-usados.

3. Una cantidad estandarizada de estaciones deben ser establecidas en cada transecto; sugerimos cinco estaciones por cada transecto; la primera estación debe ser 250 m del punto de entrada (en la mayoría de casos, el camino principal); por eso, la longitud total de los transectos será 2.25 km.
4. Cada unidad de muestreo ( $n = 1$ ) debe ser de dos transectos, para un total de 10 estaciones de detección.
5. Todas las estaciones adentro de una unidad de muestreo deben ser por lo menos 500 m entre si, o sea, los dos transectos de una unidad de muestreo pueden ser paralelos, con 500 m entre si, o uno de ellos puede ser una extensión del otro, para un solo transecto de 10 estaciones. Este planteamiento es legítima porque los dos transectos no se considera réplica, sino, el total de 10 estaciones es considerado una réplica, o  $n = 1$ .
6. Se opera cada estación por una noche en cada evento de muestreo.
7. Una unidad de muestreo, o un dato, consiste del número de estaciones, desde el total de 10, donde la especie en cuestión está detectada durante una noche de operación, expresado como porcentaje de las 10 estaciones; por eso, este cantidad puede tener los valores 0, 10, 20, etc. Si cualquiera de las 10 estaciones no es operable, se ajusta el divisor de la fracción de manera correspondiente.
8. Se usa un cebo olfato estandarizado en la misma manera en todas las estaciones, sin alteraciones entre años. Es crítico que no se altera el cebo entre año, porque al hacer esto, se acabaría la capacidad de detectar cambios en las poblaciones de mamíferos sobre los años. Además, es importante mantener las mismas características del cebo, tanto como la cantidad y manera de su presentación. (Vea sección a continuación sobre cantidad y manera de presentación).
9. Unidades independientes de muestreo (grupos de dos transectos, con total de 10 estaciones) deben ser por lo menos 3 km entre si; donde posible, se debe dejar 5 km o más entre transectos, para maximizar su independencia.
10. Se necesitar llevar a cabo experimentación para ver cuantas unidades de muestreo puedan ser establecidos por un trabajador en un día; sospechamos que, al promedio un trabajador puede establecer 5-7 unidades, o 50-70 estaciones por día (Roughton y Sweeny 1982). Roughton y Sweeny (1982) sugieren que, en días subsiguientes, cada trabajador chequea las estaciones establecidas el día anterior, y también establece cinco o más unidades nuevas; siguiendo este patrón, al terminar el quinto día, cada trabajador habrá tomado datos en 20 o más unidades de muestreo. Recomendamos que dos trabajadores trabajen independientemente en una área (suponiendo que ellos puedan quedar en contacto por radio, para consideraciones de seguridad), entre ellos observando 40 o más unidades de muestreo (una noche cada una), durante cada semana de 5 días hábiles. De esta manera, durante una temporada seca de cuatro meses, un equipo de dos personas podría acumular hasta 640 datos, cada uno de ellos correspondiente a 10 estaciones de detección operadas por una noche. Posiblemente, será deseable trabajar en grupos de dos para seguridad, consistencia de métodos, y para prevenir el aburrimiento; en este caso, la cantidad de datos colectados por persona sería cerca de la mitad indicada anteriormente.
11. Es necesario que los trabajadores reciban capacitación, práctica, y evaluación con respecto al empleo de la metodología elegida, y la identificación de las huellas. Sería importante que se junte de antemano varios recursos para asistir en la identificación de huellas, empezando con Murie (1975), Schaller y Crawshaw (1980), Taylor y Raphael (1988), y Zielinski y Kucera (1995). Se debe consultar con expertos para asesoramiento en la identificación de huellas, y se debe hacer una serie de fotos, dibujos, y formas enyesadas de huellas como recurso de referencia permanente, usando los zoológicos locales y facilidades de rescate de la fauna. Junto con esta biblioteca de recursos, se debe componer una clave para identificación, siguiendo el ejemplo de Taylor y Raphael (1988) y Zielinski y Kucera (1995).
12. Se debe usar un formulario formal para coleccionar los resultados en el campo, y esto debe facilitar el manejo de los casos de confusión parcial, tal como "félido pequeño", "jaguar o puma", "no identificado", "ungulado no identificado", "jabalí o coche de monte", etc.
13. Se debe hacer un récord permanente de cada evento de detección (una huella o más de cada evento), por medio de

calcar su forma con marcador permanente (por ejemplo, "Sharpie") en una hoja de plástico o mylar transparente, con la fecha, localidad, observador, y otros datos relevantes, también apuntados en la misma hoja; estas hojas deben ser engrapadas a los formularios correspondientes, y archivados permanentemente en cartapacios.

14. Una vez establecidas, se debe tomar muestras sobre los mismos transectos cada vez que se toma muestras de nuevo. Hay que decidir si se use las mismas estaciones adentro de los transectos; tentativamente, sugerimos que se usa casi las mismas estaciones, pero variando la localidad exacta unos 20-30 m, para evitar que los animales se acostumbren. En ningún caso se debe repetir el uso de cebo olfato en los mismos sitios sobre intervalos breves (unas semanas), porque esto podría provocar que los animales se acostumbren y disminuyen su respuesta a los cebos.

15. La cantidad de transectos para usar en cada área de estudio, y el número óptimo de repeticiones de cada transecto por año, se debe determinar con la ayuda de un estadístico profesional, basado en datos existentes o en datos del primer año de muestreo.

#### Tipo y presentación de cebo olfatos

Una de las decisiones más críticas que se necesita hacer, es la identidad del cebo olfato para usar. Sugerimos que se haga experimentación inicial con varios cebos posibles, para ver cual es más eficaz. Se debe hacer esta experimentación, y analizar los datos resultantes, de manera estadísticamente rigurosa; sugerimos que se usa el diseño experimental presentado por Roughton y Bowden (1979). Consideraciones claves son que un cebo debe ser: (1) invariable en su composición química de un año a otro, (2) fácilmente disponible, (3) económico, y (4) atractivo de manera consistente para las especies claves, especialmente el jaguar y puma.

Sugerimos que se ponga énfasis primario en evaluar la eficacia del "Olor de Acido Graso" ("Fatty Acid Scent, o FAS"; vea fórmula a continuación), lo cual ha sido ampliamente usado como cebo para cánidos y félidos (*Lynx rufus*) en los Estados Unidos, y que es atractivo para una variedad de carnívoros. Este cebo debe ser invariable en características sobre el tiempo, lo cual es una consideración clave. Como alternativo, un cebo comercial (esto u otro) pueda ser usado, pero solamente con conocimiento de la fórmula química, para poder formularlo en caso de que se ponga indisponible mediante canales comerciales. También recomendamos que se experimente con potenciales cebos que son disponibles localmente, suponiendo que un alto grado de consistencia en sus calidades pueda ser asegurada. En particular, sugerimos que se experimente con la sangre bovino y porcino (no para usar de manera intercambiable), de rastros locales; sería necesario mantener esto en una temperatura constante y baja, por un tiempo limitado, para mantener la consistencia de sus características. Se supone que la dificultad de mantenerla refrigerada mientras trabajando en las áreas remotas de la reserva (como Dos Lagunas y Río Azul) presenta una fuerte desventaja del uso de cebos perecederos de este tipo, y subraya lo atractivo de usar una formula que se pueda sintetizar, tal como el FAS.

La fórmula de FAS proveído por Roughton (1982) es:

Porcentaje (por volumen) de los ácidos grasos en "Fatty Acid Scent (FAS)":

Acido <sup>1</sup>	Porcentaje
Acetic	1.48
Propionic	4.42
Isobutyric	1.60
Butyric	26.70
Isovaleric (3-methyl-butanoic)	1.79
Valeric	8.14
Isocaproic (4-methyl-valeric)	2.12
Caproic (hexanoic)	30.27
Heptanoic	12.71
Caprylic (octanoic)	10.80

<sup>1</sup> Algunos abastecedores químicos usan la nomenclatura alternativa indicada en paréntesis.

El método de presentación del cebo debe ser consistente. Si se usa FAS, recomendamos que se use el método descrito por Roughton y Sweeny (1982). Ellos recomiendan que se haga discos de yeso, 25 mm en diámetro y 5 mm de grueso. Estos se sumergen por una hora en el FAS. Se pone un disco en el centro de cada estación de detección de huellas. Se debe estandarizar rigurosamente la forma y el tamaño de los discos, como un disco más grande o más pequeño absorbería más o menos FAS, afectando la duración y/o la fuerza atractivo. Sugerimos que se usa algo fácilmente disponible como forma en fabricar los discos de yeso, por ejemplo una capa de plástico. Alternativamente, se podría aplicar un volumen estandarizado de FAS, usando una jeringa, sobre el suelo o en un tronco rama muerte. Zielinski y Kucera (1995) discuten cebos alternativos. También se debe investigar las condiciones deseables y el tiempo de conservación del FAS y sus componentes.

### Discusión

Un espacio de 3 km entre transectos no es verdaderamente independiente del punto de vista de puma y jaguar. Sin embargo, como varios individuos frecuentemente manifiestan traslape en su uso de espacio, potencialmente puede ser varios individuos disponibles para detección en un punto en espacio, de manera que una detección en una porción de un rango hogareño no excluye la posibilidad de una detección simultánea en otra porción del mismo rango hogareño. La probabilidad de que el mismo individuo visite más de un transecto en una sola noche debe ser relativamente baja. Estas consideraciones probablemente indican que uno podría obtener datos relativamente independientes en transectos 3 km entre si. Sin embargo, cuando posible, se debe usar transectos que son 5 km o más de distancia entre se, generando un mayor grado de independencia entre transectos.

Roughton y Sweeny (1982) ofrecen la advertencia de que la eficacia de este método puede variar entre sitios y hábitats. Por eso, este método no es altamente apropiado para comparar sitios; al contrario, es más apropiado para detectar cambios en un solo sitio sobre tiempo, lo cual es nuestra meta principal en el monitoreo. Roughton y Sweeny (1982) también hacen recomendaciones sobre pruebas estadísticas para usar en el análisis de datos; sugieren que su usa pruebas de "randomization" ("bootstrapping") cuando posible, y pruebas no-paramétricas cuando el anterior no es posible.

Diefenbach et al. (1994) evaluaron este método para el "gato montés" (*Lynx rufus*), comparando resultados a poblaciones conocidos de gatos reintroducidos en una isla. Ellos concluyeron que un solo ensayo anual tuvo poca habilidad de estimar poblaciones. Ellos recomendaron que se use cuatro ensayos replicados por año; este grado de replicación dió una probabilidad de 80 % de detectar solamente cambios grandes (25 % o más) de densidad poblacional. Estos autores ofrecieron varias otras recomendaciones que son relevantes al muestreo de carnívoros en la RBM.

#### **4. Ensayos basado en huellas, sin usar cebo**

Otro método que se ha usado con éxito para monitorear cambios en las poblaciones de puma es lo de buscar huellas en el polvo de los caminos de terracería y la arena de los arroyos. Dos estudios (Van Dyke et al. 1986, Van Sickle y Lindzey 1992) compararon la frecuencia de detección de huellas, con las densidades actuales (y movimientos) de pumas, establecidos por medio de radio-telemetría. Ellos encontraron que una cantidad razonable de la variación en frecuencia de huellas cruzando los caminos fue atribuible al número de rangos hogareño de pumas cruzados por los caminos. Sin embargo, fue problemático que los caminos cruzaron los rangos hogareños de las pumas de una manera variable y no al azar; por esto, este método no pudo ser usado para comparar la abundancia de pumas en diferentes áreas, debido a que los caminos probablemente proveían muestras diferentes de las poblaciones de pumas en las áreas diferentes. Sin embargo, donde hay una distribución adecuada de camino con respecto a los rangos hogareños de pumas, este método podría ser útil, especialmente para detectar cambios relativamente grandes en las poblaciones de pumas sobre tiempo. Otro estudio (Beier y Cunningham 1996) sujetó los datos resultantes de las búsquedas en arroyos (rutas preferidas de viaje de puma) a las simulaciones por computadora, para explorar el poder de este método para detectar cambios en las poblaciones de puma; este estudio también verificó la factibilidad del método.

Desafortunadamente, las condiciones en la RBM probablemente no son adecuadas para usar este método.

Durante el verano, se podría usar este método si existiera una abundancia adecuada de senderos polvorientos o caminos poco-usados; sin embargo, no creemos que este es el caso. Durante el invierno, se podría usar este método sobre los caminos o senderos lodosos, pero hay varios problemas. Primero, condiciones de lodo apropiado son desigual y muy variable en su distribución y abundancia desde un sendero o camino a otro; esto limita la posibilidad de usar el método de una manera consistente y estandarizada. Segundo, las lluvias ocurren frecuentemente y con intervalos esporádicos, y por eso el tiempo de deposición de huellas en cualquier caso es breve y desconocido, introduciendo una variabilidad grande y desconocida en los datos resultantes. Y por último, este método, como algunos de los otros mencionados anteriormente, requiere mucha capacitación y experiencia en identificación de huellas.

Sugerimos que se use este método, pero de una manera limitada. Los guarda-recursos, durante sus actividades de patrulla, deben anotar huellas de ciertas especies designadas, y tomar datos con un formulario formal (vea Apéndice 7). Esto sería como una actividad complementaria, y no sería en vez de las cámaras automáticas u otros métodos discutidos anteriormente.

## **5. Importancia potencial de monitorear félidos grandes y otra fauna cerca de los cuerpos de agua**

Una asociación entre el jaguar y los cuerpos de agua ha sido mencionado frecuentemente en la literatura, y eso fue verificado en Brasil por Crawshaw y Quigley (1991). Muchas porciones de la RBM tienen poca agua en comparación con los dos sitios brasileños y el sitio beliceño donde las densidades de jaguar han sido formalmente estudiadas. No se sabe si esta carencia de agua afecta las densidades de jaguar en la RBM, pero esta observación sugiere dos cosas. Primero, es posible que las áreas más importantes para la conservación de jaguar en la RBM puedan ser las vecindades de los cuerpos de agua (incluyendo a las aguadas pequeñas), y segundo, una técnica eficaz para monitorear las tendencias poblacionales de estos félidos pueda ser la de tomar muestras en la vecindad de los cuerpos de agua (H. Quigley, pers. commun.). Si se emplea tal estrategia de monitoreo, pueda ser posible el contar con el uso de lodo, y evitar la necesidad de métodos más complicados y costosos. Sin duda, el mismo método podría ser útil también para otras especies que beben con frecuencia. Alternativamente, tal vez sería ventajosa siempre el uso de cámaras automáticas, pero empleándolas en las cercanías de los cuerpos de agua.

## **6. Otros métodos**

### 1. Conteos visuales diurnos y nocturnos sobre transectos

Kawanishi (1995) presentó datos preliminares de H. Quigley y M. González que resultaron de conteos diurnos de mamíferos sobre transectos en Tikal. Basado en estos resultados, parece que este método fue eficaz para tomar muestras de monos aullador y araña, pero relativamente inútil para la mayoría de las otras especies de mamíferos medianos y grandes. Basado en experiencia, también dudamos que los conteos nocturnos sobre transectos serían eficaces en comparación con el uso de cámaras nocturnas o atracción a cebos para detectar huellas; por eso también rechazamos los conteos visuales nocturnos como un método general. Sin embargo, los transectos visuales nocturnos o diurnos podrían ser útiles para ciertos casos.

### 2. Búsqueda con perros

Si se quiere una estimación bastante precisa de la densidad de población, será necesario enfocar, probablemente en una sola especie. En este caso, sería necesario adaptar los métodos a la especie de interés, y ellos podrían ser bastante especializados. Por ejemplo, si se quiere estimaciones buenas de la densidad de tepezcuilte o armadillo, se podría usar un perro par detectar madrigueras ocupadas en una área definida, facilitando la estimación de animales por hectárea; sin usar radio-telemetría en un estudio profundo (y costoso), esto probablemente es la mejor forma de estimar la densidad de estas especies. Para especies que no ocupan madrigueras en el suelo, el uso de perros sería menos práctico.

**APENDICE 7. FORMULARIO ILUSTRATIVO PARA OBSERVACIONES DE LOS GUARDA-RECURSOS DURANTE PATRULLA Y VIGILANCIA**

Las siguientes dos hojas constituyen este apéndice.

**Formulario de reporte de observaciones de patrulla**

Reporte diario para \_\_\_\_\_ Completado por \_\_\_\_\_  
(día) (mes) (fecha) (año) (nombre)

Personas participando en actividades reportadas aquí \_\_\_\_\_

Actividad durante la cual observaciones/entrevistas fueron hechos: \_\_\_\_\_

Sitios/ruta de patrulla/observación: desde \_\_\_\_\_

hasta \_\_\_\_\_, vía (ruta) \_\_\_\_\_

Salió \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ Llegó a \_\_\_\_\_ a las \_\_\_\_\_  
(punto de partido) (hora) (destinación) (hora)

Modo de viaje \_\_\_\_\_ # de personas viajando \_\_\_\_\_; # observando \_\_\_\_\_

Condiciones de observación: ruido hecho por el grupo \_\_\_\_\_

condiciones para huellas \_\_\_\_\_ indicar lodo o polvo? \_\_\_\_\_ Tiempo: lloviendo? \_\_\_\_\_  
(bueno/malo)

mojado? \_\_\_\_\_ asoleado? \_\_\_\_\_ nuboso? \_\_\_\_\_ viento? \_\_\_\_\_.

**OBSERVACIONES**

Especie                      Número de individuos u observaciones de seña; tipos de seña observada; localidades

jaguar \_\_\_\_\_

puma \_\_\_\_\_

tigrillo \_\_\_\_\_

jaguarundi \_\_\_\_\_

gato de monte \_\_\_\_\_

perico ligero \_\_\_\_\_

danto \_\_\_\_\_

venado \_\_\_\_\_

cabro \_\_\_\_\_

tepesquintle \_\_\_\_\_

cereque \_\_\_\_\_

armadillo \_\_\_\_\_

oso hormiguero \_\_\_\_\_

pisote \_\_\_\_\_

jabalí \_\_\_\_\_

coche de monte \_\_\_\_\_

faisán \_\_\_\_\_

cojolita \_\_\_\_\_

pavo petenero \_\_\_\_\_

jabirú \_\_\_\_\_

guacamaya \_\_\_\_\_

cocodrilo \_\_\_\_\_

otras especies de interés: \_\_\_\_\_

Tumba de bosque primario \_\_\_\_\_

Tumba de guamil \_\_\_\_\_

Construcción o mejoramiento de caminos \_\_\_\_\_

Quemas agrícolas \_\_\_\_\_

Fuego escapado \_\_\_\_\_

Incendios forestales \_\_\_\_\_

Cambios de presencia/población/actividad humana \_\_\_\_\_

Otras notas:

Personas entrevistadas (nombres, localidades, tópicos platicados):

## APENDICE 8 - FUENTES DE INFORMACION SOBRE METODOS PARA EL MONITOREO DE MARIPOSAS

El recurso principal sobre el uso de mariposas como indicadores en la RBM, y métodos para su muestreo, debe ser Méndez (1997), junto con consultación con Claudio Méndez, Nicholas Haddad, y sus colegas. Además, la siguiente literatura pueda ser útil.

- Austin, G. T., N. M. Haddad, C. Méndez, T. D. Sisk, D. D. Murphy, A. E. Launer, and P. R. Ehrlich. 1996. Annotated checklist of the butterflies of the Tikal National Park area of Guatemala. *Tropical Lepidoptera* 7:21-37.
- Brown, K. S. 1991. conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: N. M. Collins and J. A. Thomas (eds), *The conservation of insects and their habitats*. 350-404. Academic Press, London.
- Daily, G. C., and P. R. Ehrlich. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping. *Biodiversity and Conservation* 4:35-55.
- DeVries, P. J. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history*. Princeton University Press.
- Gadagkar, R., K. Chandrashekara, and P. Nair. 1990. Insect species diversity in the tropics: sampling methods and a case study. *J. Bombay Nat. Hist. Society* 87:337-353. (used a variety of cheap sampling methods)
- Gaston, k. J. and B. H. McArdle. 1993. All else is not equal: temporal population variability and insect conservation. In: Gaston, K. J., t. R. New, and M. J. Samways (eds), *Perspectives on insect conservation*. Intercept, Andover, U.K.
- Hill, J. K., K. C. Hamer, L. A. Lace, and W. M. T. Banham. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *J. Applied Ecology* 32:754-760.
- Méndez, C. A. 1997. Licenciatura thesis, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Méndez, C. A., T. D. Sisk, and N. M. Haddad. 1995. Beyond birds: multitaxonomic monitoring programs provide a broad measure of tropical biodiversity. pp. 451-456 *in* J. A. Bisonette and P. R. Krausman, eds. *Integrating people and wildlife for a sustainable future*. The Wildlife Society, Bethesda, MD.
- Natuhara, Y., C. Imai, M. Ishii, Y. Sakuratani, and S. Tanaka. 1996. Reliability of transect-count method for monitoring butterfly communities 1. Repeated counts in an urban park. *Jpn. J. Environ. Zool.* 8:13-22.
- Pollard, E. 1977. A method for assessing changes in abundance of butterflies. *Biological Conservation* 12:115-131.
- Pollard, E. 1991. Monitoring butterfly numbers. Pp. 87-111 *in* F. B. Goldsmith (ed.), *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall, London.
- Pollard, E. and T. J. Yates. 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. Chapman and Hall, London.
- Sparrow, H., T. Sisk, P. Ehrlich, and D. Murphy. 1994. Techniques and guidelines for monitoring Neotropical butterflies. *Conservation Biology* 8:800-9.
- Spellerberg, I. F. 1991. *Monitoring ecological change*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Stork, N. E. 1994. Inventories of biodiversity: more than a question of numbers. pp. 81-100 *in* P. L. Forey, C. J. Humphries, and R. I. Vane-Wright (eds), *Systematic and conservation evaluation*. The Systematics Association Special Volume No. 50. Oxford Science Publications.

- Stork, N. E. 1995. Measuring and inventorying arthropod diversity in temperate and tropical forests. In: T. Boyle (ed), Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Williams, K. S. 1993. Use of terrestrial arthropods to evaluate restored riparian woodlands. *Restoration Ecology* 1:107-116.

## APENDICE 9. METODOS DE MUESTREO PARA LOS ANFIBIOS

Antes de elegir métodos de muestreo para anfibios, se debe consultar con especialistas de anfibios, y posiblemente experimentar con varios métodos de campo. Métodos potenciales están discutidos en Heyer et al. (1994) y Pearman et al. (1995). Aquí hemos considerado los méritos de 10 métodos de muestreo descritos en capítulo 6 de Heyer et al. (1994), y unos pocos métodos adicionales descritos en capítulo 7 de la misma publicación. De estos métodos, sugerimos que tal vez más útil y práctico para uso en la RBM es el llevar a cabo conteos periódicos de los adultos de los anura (ranas y sapos) presentes en los cuerpos de agua que sirven como sitios de reproducción. Otros métodos de utilidad potencial son conteos visuales sobre transectos o en parcelas de bosque, conteos puntuales o sobre transectos basado en reconocimiento de vocalizaciones, y muestreo de cuerpos de agua "artificiales" (puestos por el investigador). Sin embargo, creemos que estos métodos alternativos tienen desventajas para uso en la RBM. Los conteos sobre transectos giran fuertemente sobre la habilidad del investigador para detectar los anfibios, los cuales son sumamente difíciles a ver (en gran parte las ranas arbóreas, Hylidae) entre la vegetación densa y compleja; por eso, este método pareciera muy vulnerable a sesgo debido a diferencias entre observadores. El muestreo basado en buscar entre la hojarasca en parcelas de estudio probablemente implicaría un esfuerzo muy grande para cada unidad de información detectada--o sea, se anticipa tasas de encuentro muy bajas--también, una gran porción de la fauna de anfibios en la RBM está compuesta de ranas arbóreas, y este método no sería muy apto para tomar muestras de este grupo. El uso de contenedores puestos en el bosque como sitios artificiales de reproducción posiblemente podría atraer muchos anfibios en los bosques secos de Petén, pero implica el costo adicional de comprar estos contenedores y la dificultad de excavar hoyos en el suelo duro, rocoso, y muchas veces poco profundo, para hacer estos estanques nivel con la superficie del suelo, y otras desventajas; en pocas palabras, no vemos ninguna ventaja mayor de los estanque artificiales sobre la toma de muestras en los sitios de reproducción actuales, que sean natural o antropogénico de origen. Con experiencia adecuada, y al juntar recursos adecuados para la identificación de vocalizaciones, puede ser práctico el uso de conteos auditivos puntuales o sobre transectos; esto podría ser en vez de, o complementario a, los conteos en los sitios de reproducción. Otros métodos discutidos por Heyer et al. (1994) tienen aún más desventajas, creemos, en comparación con los conteos en los sitios de reproducción. Por eso, los demás de nuestros comentarios enfocan en la toma de muestras en los cuerpos de agua existentes que sirven como sitios de reproducción.

Scott y Woodward (1994) proveen una discusión amplia de los métodos para, y las complicaciones de, el conteo de anfibios en los sitios de reproducción. Probablemente la complicación más grande de este método es el hecho de que la actividad reproductiva (y la presencia de los adultos) en estos sitios es notorio por su variabilidad de un año a otro en muchas poblaciones de anfibios, y un estanque individual frecuentemente no está usado en todos los años algunas especies. Aparentemente, tanta variabilidad es común aún en poblaciones saludables de anfibios, haciéndolo difícil el detectar cambios en las poblaciones de anfibios sobre tiempo entre la gran cantidad de "ruido" natural en estos datos. A pesar de este problema, creemos que este método puede ser útil en la RBM para las especies que reproducen en las aguadas o charcas.

Basado en parte en Scott y Woodward (1994), recomendamos lo siguiente:

1. Elegir entre tres y cinco áreas de estudio en la RBM; estas necesitan ser áreas que son accesibles durante el invierno.
2. Selección de charcas para estudio:
  - a. En cada área de estudio, basado en visitas durante el invierno, seleccionar 5-10 charcas donde se observa actividad reproductiva de ranas. Idealmente, estos serían seleccionados de manera que al menos 3-5 charcas serían comparables en términos no solamente de las condiciones de la charca, sino, del hábitat circundante, o sea, el hábitat desde lo cual la charca atrae los anfibios. Por eso, estos 3-5 charcas serían consideradas como replicaciones espaciales para ese tipo de hábitat, entre este área de estudio.
  - b. Adentro de cada área de estudio, son posible dos planteamientos para escoger charcas para estudiar. Primero, se podría hacer lo posible para elegir charcas situadas en hábitat circundante de una variedad de condiciones, desde bosque prístino hasta hábitat alterada (por ejemplo, guamíl y porteros, o áreas de aprovechamiento forestal); para esto, sería necesario tomar muestras de una mayor cantidad de charcas, con un

muy mínimo de 3-5 charcas de cada condición de hábitat (mientras 10-20 charcas por tipo de hábitat probablemente serían necesario para alto poder estadístico). Sin embargo, el razón principal para llevar a cabo el monitoreo de anfibios en la RBM, creemos, no es para investigar los efectos de los patrones del uso de la tierra, sino que, es para investigar los efectos de los factores globales/atmosféricos, basado en la supuesta sensibilidad de los anfibios a esos factores. Y, para detectar los efectos de esos factores globales, debemos tomar muestras de los anfibios en sitios que no son afectados por los efectos locales, tal como los patrones del uso de la tierra; debemos tomar muestras de anfibios en los sitios más prístinos posible, por ejemplo, adentro de las zonas núcleo u otras áreas prístinas o casi prístinas.

3. Desarrollar un formulario de datos estandarizado y un protocolo para censar las charcas. El protocolo general tal vez necesitará ajustes para las charcas individuales. En las charcas pequeñas, se debe conducir una búsqueda sobre toda la charca y sus márgenes, mientras que en charcas más grandes, será necesario censar cierta porción definida de la charca, y siempre la misma porción; en este caso, es muy importante la habilidad de censar la misma porción en años subsiguientes--por eso, posiblemente será necesario tomar fotos polaroid, y hacer una mapa y un descripción escrita detallada para indicar cual porción es censada.
4. Para facilitar la búsqueda de adultos reproductivos, se debe dividir la superficie, la orilla, y las porciones terrestres atrás de la orilla, en áreas bien definidas, probablemente usando cinta y/o pita para dividir el área entre cuadrantes. Los cuadrantes deben ser suficientemente pequeño para poder lograr una búsqueda completa de cada una.
5. Se debe llevar a cabo censos de prueba a varias horas del día y noche, para determinar patrones de presencia y actividad de las diferentes especies. Si posible, se debe seleccionar un solo período, probablemente en la noche, que es adecuado para tomar muestras de todas las especies.
6. Será necesario censar cada sitio por lo menos tres veces durante cada temporada de reproducción. Se debe llevar a cabo muestreo para determinar la duración de la temporada reproductiva, la variabilidad de las fechas de actividad reproductiva desde un año a otro, el grado de asociación de actividad reproductiva con el inicio del invierno y con subsiguientes patrones de lluvia y de nivel de agua, y para evaluar cuantas veces y en que época es necesario censar cada charca para poder caracterizar adecuadamente su uso por los anfibios en un cierto año.

#### Factores que complican la situación

La desventaja mayor de contar ranas y sapos en sus sitios de reproducción es que los conteos de adultos presentes en cualquier momento no necesariamente revelan el total de individuos que usan el sitio durante temporada completa de reproducción. Sin duda, los adultos llegan a, quedan en, y salen de un sitio con tasas desconocidas, y por eso, no se va a saber el total de individuos que usan el sitio, sin hacer esfuerzos para determinar este total, por ejemplo, usando métodos de marcar y recapturar. Por eso, menos que exista (por suerte) una relación constante entre el total de ranas presentes en una fecha y el total que usan el sitio aquel año, los simples totales de ranas detectados en unas poca visitas tal vez no tendrán ninguna relación con el total de ranas que usan el sitio en el año entero. Debido a estas complicaciones, recomendamos una consultación profunda con especialistas en anfibios antes de seleccionar métodos para el monitoreo de anfibios; puede ser importante el llevar a cabo estudios de marcar y recaptura para estimar poblaciones o tasas de cambio de los individuos presentes de un día a otro. O, tal vez hay otro método que funcionará mejor que esto, por ejemplo los transectos visuales nocturnos por el bosque (Pearman et al. 1995).

## APENDICE 10. OTROS POSIBLES BASES DE DATOS PARA MANTENER

### 1. Estaciones para fotos

Un método para documentar los cambios de varios tipos (de hábitat, prácticas agrícolas, de erosión, de viviendas humanas, etc.), es el de tomar fotos repetidamente sobre tiempo en el mismo sitio. Se ha usado este método, por ejemplo, para documentar los cambios de vegetación el suroeste árido de los EE. UU. Se debe evaluar la deseabilidad de este método para documentar ciertos tipos de cambio. Tal vez valdría la pena que IDAEH considere esto como un posible método para monitorear los impactos del turismo en las estructuras arqueológicas.

### 2. Frecuencia de incendios forestales

La frecuencia de los incendios forestales pueda ser un indicador valioso para medir. La frecuencia de los incendios sin duda es función de varios factores incluyendo (1) frecuencia del escape de fuego antropogénico, (2) sequía del tiempo, (3) historia de aprovechamiento para madera y leña, (4) frecuencia de árboles tumbados por el viento, y otros factores. La importancia potencial de este variable como un enfoque de monitoreo está demostrado por las observaciones de Uhl y Buschbacher (1985). Estos autores descubrieron que los bosques selectivamente aprovechados en Amazonia eran más vulnerable a los incendios que bosques intactos. Además, ellos atribuyeron un incendio catastrófico en los bosques tropicales húmedos de Borneo a una combinación de sequía y una historia de aprovechamiento forestal. Ellos dicen que "la potencial de que los incendios causen destrucción de gran escala de los bosques lluviosos de las zonas cálidas todavía es poca apreciada, pero los acontecimientos recientes tocan un alarma."

Dr. Uhl continúa a seguir este tema de investigación en Amazonia (M. Schulze, pers. commun.), donde él sospecha de que la extracción selectiva de madera prepara el terreno para incendios catastróficos en el bosque remanente. En los bosques secos del norte de Petén, cualquier factor que conduce a sequía adicional del bosque (por ejemplo, aprovechamiento selectivo, fragmentación del bosque) tal vez preparara el terreno para incendios igual que en Amazonia o tal vez más.

Se debe mantener un base de datos sobre la frecuencia de incendios forestales, indicando su tamaño y localidad. El variable de interés final sería la susceptibilidad del bosque al fuego, mientras que el indicador medido podría ser la frecuencia de incendios de tal tamaño, por año, en los diferentes unidades o áreas de la reserva. Los datos sobre incendios deben ser colectados de manera rutina por los guarda-recursos durante sus giras de patrulla, y metidos en el base de datos después de cada gira al campo.

### 3. Frecuencia de las irrupciones de insectos

La susceptibilidad a varios factores que causan estrés ha sido propuesta como una medida útil para caracterizar la condición de los ecosistemas (Rapport 1989). Una medida potencial de este tipo es la susceptibilidad del bosque a las irrupciones de ciertos insectos herbívoros, indicado por su frecuencia de ocurrencia. Aunque los bosques tropicales frecuentemente están caracterizados como "estable" de los puntos de vista climático y biológico, en realidad frecuentemente son sujetos a una variabilidad sustancial de clima y tiempo, y también están sujetos a las irrupciones de insectos defoliador. Evidencia reciente de esta susceptibilidad viene de la RBM. En 1995, dos irrupciones notables de insectos desarrollaron en Parque Nacional Tikal, y al menos uno de ellos se extendió también a otras áreas de la RBM. Las larvas grandes localmente conocidos como "gallinas ciega" de un coleóptero de la familia Scarabaeidae, aparentemente la especie *Enema endemion* (E. Cano, B. Ratcliffe, pers. commun.), apareció en números enormes a principios de las lluvias. Estas larvas consumieron casi toda la hojarasca sobre grandes áreas del bosque, y sus actividades de excavación llevaron toneladas de suelo a la superficie. Aunque es posible observar gallina ciega en todos o casi todos los años, las cantidades observadas en 1995, y el magnitud de excavación de suelo y consumo de hojarasca, eran sin paralela en la memoria de la mayoría de los peteneros con quienes hablamos. A la misma vez, se desarrolló una defoliación casi completa, del árbol *Pouteria reticulata*, "Zapotillo hoja-fina" en el Parque Nacional Tikal, causada por una o más especies de insectos, probablemente lepidópteros. Este árbol es entre las especies más abundantes de árboles en esta porción de la RBM, y por eso su defoliación temporariamente alteró el régimen de luz en el bosque. Otras especies de árboles también sufrieron un grado notable de defoliación.

Sospechamos que la irrupción de *Enema* fue relacionada a varios meses de sequía; en algunos casos, se han

relacionado las irrupciones de insectos a los patrones del tiempo, incluyendo la sequía. Las irrupciones de insectos puedan desarrollar parcialmente en respuesta a la resistencia reducida de sus plantas nutritivas. La sequía es solamente uno de varios factores que puedan conducir a resistencia reducida. Proponemos que el coleccionar datos sobre las irrupciones de insectos pueda ser una manera útil para monitorear cambios en la ecología de los bosques de la RBM. Se debe mantener un base de datos dedicado a preservar información notable sobre las poblaciones de los insectos u otros organismos en la RBM. Aún información casual, de forma anecdótica, debe ser reportada, y luego averiguada, donde posible, mientras investigación más profunda. En cualquier caso de irrupciones de insectos, es sumamente importante que se conserve varias especímenes en alcohol para identificación. Estos deben ser depositados con el jefe del programa de monitoreo, quien debe arreglar su identificación por expertos, y su deposición en museos apropiados.

#### 4. Bases de datos sobre avistamientos y otra evidencia de félidos (jaguar, puma, ocelote, margay, y jaguarundi)

Nuestro enfoque aquí es particularmente en el jaguar y puma, por razones mencionadas anteriormente. Además de los programas de muestreo formal, anteriormente descritos, se debe coleccionar información en estas especies usando una variedad de métodos menos exigentes. Sugerimos los siguientes esfuerzos a coleccionar datos, con un base de datos dedicado a cada método:

a.) Se debe registrar todos los reportes de avistamientos de jaguares y pumas que sea posible. Se debe pedir que todo personal de organizaciones gubernamentales y de los ONGs, que trabajan en la reserva, hacen reportes de todo avistamiento de estas especies que ellos hacen personalmente, y también los avistamientos de otros cuando posible. Reportes de este tipo deben incluir: 1) nombre de la persona haciendo el avistamiento, 2) dirección de la persona, 3) fecha y 4) hora del avistamiento, 5) localidad general del avistamiento, y 6) localidad más específica del avistamiento, cuando posible. Aunque estos datos solamente servirían para indicar que la especie ocurre en tal lugar (sin indicar su abundancia), aún esta información general puede ser útil.

b.) Los reportes de avistamientos son de mucho más valor si acompañados por una medida del esfuerzo de muestreo gastado. Por ejemplo, el hecho de que se vió un jaguar provee más información si sabemos que se vió solamente un jaguar en 20 días de andar a pie de oscuro a oscuro en una área remota de la reserva, en vez de ver un jaguar durante una sola gira de dos horas a Tikal. No es realista pedir que todo el mundo que trabaje en la reserva toma una cuenta de todos sus movimientos para calcular su "esfuerzo de muestreo"; sin embargo, es práctico y justificable el requerir que toda la personal de CONAP y tal vez algunas otras instituciones, que trabajen en la reserva, lo hagan. Las actividades de patrulla y vigilancia de los guarda-recursos de CONAP deben ser en gran parte actividades de monitoreo, y datos sobre la cantidad de esfuerzo de muestreo y observaciones de ciertos datos de importancia deben ser anotados religiosamente por ellos. Para lograr esto, los guarda-recursos tienen que apuntar no solamente avistamientos y otra evidencia, sino también "esfuerzo de muestreo", muy cuidadosamente, usando formularios formales, tal como Apéndice 7. Al contrario, el enviar guarda-recursos en giras de vigilancia y patrulla, sin que ellos toman buenos datos escritos sobre varios fenómenos, sería una pérdida de recursos imperdonable.

#### 5. Bases de datos para otras especies y fenómenos

Se debe mantener otras bases de datos, para coleccionar información de manera oportunista sobre las siguientes especies y fenómenos:

a. avistamientos sospechados de Aguila Harpía - Esta aguila aparentemente es muy rara en la reserva. Los conteos puntuales descritos anteriormente satisfacen solamente por parte las necesidades de monitoreo con relación a esta especie. Además, cualquier avistamiento sospechado debe ser investigado por personal experimentado, y evidencia física (moderna tanto como histórica) coleccionada cuando posible.

b. avistamientos y anidación de Guacamaya Escarlata - Las tendencias poblacionales de la Guacamaya Escarlata pueden ser monitoreadas en parte mientras los conteos sobre el dosel mencionados anteriormente, pero también se necesita esfuerzos adicionales. Probablemente el esfuerzo más importante sería el continuar los

esfuerzos de monitoreo ya en marcha en El Perú; es importante monitorear el número de guacamayas usando el área, la cantidad y éxito de sus intentos de anidar, y las causas del fracaso de los nidos. Cualquier otra área conocida de anidación también debe ser monitoreada. Además, valdría la pena continuar buscando otras áreas de uso y anidación de guacamayas, enfocando en la mitad poniente de la reserva.

c. avistamientos/evidencia de Jabalí (*Tayassu pecari*) - Los jabalís, debido a sus movimientos extensivos en grandes manadas, será muy difícil de monitorear mediante métodos "normales". Recomendamos que se junta información sobre esta especie mientras las observaciones de los guarda-recursos durante patrullas y otras actividades.

d. avistamientos y anidación de Jabirú

e. avistamientos, ocupación, y éxito reproductivo del Halcón Pecho-Naranja (*Falco deiroleucus*).

f. otros eventos o observaciones que parecen de importancia biológica

g. un base de datos listando las especies exóticas que se cree ocurren en o cerca de la RBM

## APENDICE 11. OTRA TAXA PARA USO POTENCIAL COMO INDICADORES DE LA INTEGRIDAD BIOLÓGICA "ADENTRO DE HABITAT" EN LA RBM

### a. Grupos taxonómicos:

*Murciélagos* - Los murciélagos son muy diversos ecológicamente y en número de especies, y han sido usados con éxito como indicadores de la alteración de los bosques (Fenton et al. 1992). Ellos serían más práctico para este uso si fuera posible tomar muestras de ellos usando instrumentos de detección acústica ("bat detectors") que existen y que permiten la identificación de murciélagos libres, sin capturarlos. Esto sería de valor máximo si fuera posible identificar no solamente familias y géneros, sino también especies. La alternativa es el uso redes neblinera, lo cual implica mucho más mano de obra para conseguir muestras, y complicaciones incluyendo precauciones para la rabia.

*Roedores* - Los roedores han sido usados como indicadores ecológicos en la RBM (Roling 1992). Los roedores son prácticos en el sentido de que se puede tomar muestras de sus poblaciones por medio de trampeo vivo. Una limitación, sin embargo, es que la riqueza de especies en la RBM es bastante limitado, y por eso, no recomendamos que ellos sean de alta prioridad para monitoreo.

*Reptiles del piso del bosque* - Se puede tomar muestras de estos reptiles por medio de buscar entre la hojarasca en parcelas de unos metros cuadrados. Sin embargo, se espera tasas de encuentro bastante bajas, y creemos que el rendimiento de información por unidad de esfuerzo sería relativamente baja en comparación con los otros enfoques de monitoreo promovidos aquí.

*Grillas, esperanzas (Orthoptera)* - Este grupo diverso podría ser bastante práctico para monitoreo si fuera posible enumerarlos y identificarlos mediante los ruidos que hacen. Valdría la pena evaluar la practicalidad de esto, mediante discusión con expertos con este grupo. Un problema potencial es que los ruidos de alta frecuencia de algunas especies no serán igual de facilidad de oír por parte de todos los individuos, como la capacidad de oírlas probablemente disminuye con la edad del observador. También es posible tomar muestras de este grupo usando luz ultravioleta.

*Palomillas de la familia Sphingidae* - Posiblemente existen migraciones entre áreas en escala local/regional; se necesita investigaciones sobre esto. Responden a luz ultravioleta.

*Coleópteros coprófagos/necrófagos* - Han sido demostrado a ser sensible a la deforestación y fragmentación del bosque. Se puede tomar muestras mediante trampas sencillas de tipo "pitfall", usando cebos de heces o de carne o pescado. Ya en uso para monitoreo en la RBM (CCB/CECON 1996; E. Cano y C. Méndez, pers. commun.).

*Coleópteros de la familia Carabidae* - Es bien conocido que varias especies de Carabidae son sensibles a la alteración y fragmentación del hábitat in la zona templada boreal, donde más han recibido investigación. Muchas especies neotropical son arbóreas; posiblemente útil como indicadores; que sería mejor método para tomar muestras?

*Coleópteros de la familia Cerambycidae* - Las poblaciones de estas especies barrenadores tal vez puedan reflejar la abundancia de árboles muertos o en mala condición, y por eso tal vez serían útil para monitoreo. Muchas especies son distintivas de apariencia, facilitando su identificación por técnicos con algo de capacitación.

*Coleópteros de la familia Passalidae* - Este grupo ha sido útil como indicadores biogeográficos en Guatemala, y como indicadores del tipo de bosque (J. Schuster, pers. commun.).

*Abejas de la subfamilia Euglossinae* - Son sensibles a la área de hábitat; son polinizadores importantes; pueden ser censados visualmente o con trampas, usando ésteres (*cineole*, *methyl salicylate*, *skatole*, etc.) como cebos olfatos.

*Otras abejas?*

*Hormigas* - Son diversos; son determinantes importantes de las características de las comunidades de invertebrados. Métodos prácticos de muestreo existen, tal como las trampas de "pitfall", la colección y cernido de hojarasca, y uso del "embudo Burlese" para la hojarasca.

*Coleópteros de la familia Chrysomelidae* - Son herbívoros diversos; son distintivos en forma, color y patrón, con morfo-especies frecuentemente fácilmente distinguibles.

*"Leaf-hoppers/plant-hoppers" (Homoptera)* - Diversos chupadores de plantas; muchas especies son distintivas de apariencia; los morfo-especies frecuentemente son distinguibles para un técnico con algo de capacitación. Podrían ser colectadas mediante "beating" follaje (dándole con un palo), uso de trampas "ventana" o trampas "Malaise" (J. Schuster, pers. commun.).

*Palomillas* - Diversas pero difícil a identificar. Responden a luz ultravioleta.

*Cucarachas* - Tienen alta biomasa en hojarasca; que tan diversas son? Se puede tomar muestras tal vez por medio de coleccionar hojarasca y sujetarla a "embudo Burlese" o a cernido.

## **B. Grupos definidos por métodos de muestreo:**

*artrópodos de la hojarasca* (insectos, arañas, acarina, pseudoscorpiones, etc.) - es conocido que este grupo tiende a ser sensible a las diferencias de humedad, y por eso deben responder a la apertura del dosel por la extracción forestal, etc. Métodos de muestreo incluyen el uso de trampas "pit-fall", la colecta y cernido de hojarasca, y el uso del "embudo Burlese".

*Especies que responden a luz ultravioleta* - Varios grupos de insectos responden, por ejemplo, las palomillas y los ortópteros.

*Los insectos que son atraídos por las flores* - Se podría llevar a cabo censos visuales o usando trampas, en una especie o más de flores, para documentar el grupo de insectos atraídos por ella.

*Especies colectadas en trampas "ventana"* (una trampa con un vidrio en posición vertical sobre un contenedor de líquido preservativo; los insectos voladores chocan con el vidrio y se caen en el líquido. Es eficaz para una variedad de insectos volador, especialmente los grandes.

*Especies colectadas por trampa "Malaise"* - Esta trampa es parecida a una tienda de campaña abierta a un lado, con mecanismo de colección en un lado de su cumbre; es eficaz para capturar una gran variedad de insectos volador. Según J. Schuster, hay disponible una versión pequeña de costo aproximado de \$25 U.S., y que es fácil de poner, quitar, y transportar.

*Especies colectadas por medio de "sweeping" la vegetación con una red, o "beating" la vegetación sobre un tela de colecta horizontal* - Es factible para coleccionar insectos en la vegetación, especialmente los pequeños, y los que son poco alerta y ágil.

*Fumigación del dosel del bosque usando una insecticida de acción rápida, con el árbol sellado entre una columna de naylo, y con una tela sobre el piso para coleccionar los insectos matados* - Para intentar un ensayo de la total de especies de insectos en la RBM o en cierta área o sub-hábitat, este método sería entre los recomendados.

*Insectos atraídos a luz existente* - Un programa mínima de monitoreo podría usar el censos y colecta de manera sistemática de insectos atraídos a las luces ya existentes en la RBM, en áreas que tienen pocas luces, por ejemplo la lámpara alta sobre el centro de visitantes en Parque Nacional Tikal.

## **APENDICE 12. OTROS POSIBLES TOPICOS DE MONITOREO**

### **1. Monitoreo de cumplimiento**

Una categoría distintiva de monitoreo es los que se dirija hacia el asegurar cumplimiento con las normas que gobiernan las actividades tal como aprovechamiento forestal a nivel comercial. Se puede denominar esto "monitoreo de cumplimiento", y no lo consideramos aquí, más que mencionar que CONAP debe establecer normas describiendo procedencias de monitoreo para llevar a cabo antes de, durante, y después del aprovechamiento forest, para asegurar y documentar la cumplimiento con las normas aplicables. Recomendaciones detalladas sobre este tema fueron proveídos por Whitacre (1993) en un reporte a CONAP.

### **2. Monitoreo de la conectividad con las otras reservas y áreas de hábitat bien-conservadas**

Aunque la RBM es muy grande, sin embargo es importante, par éxito a largo plazo a nivel global y regional, que la reserva mantenga sus confluencia de hábitat con las otras áreas donde el hábitat aún quede en buen estado. Por eso, sería ideal si los análisis de cambio de cobertura vegetal recomendados aquí podrían también dirigir atención a los cambios en la conectividad entre la RBM y otras reservas y áreas de hábitat, tal vez de una manera menos frecuente y menos formal que el análisis de cobertura.

### **3. Monitoreo de los procesos de los ecosistemas (flujos biogeoquímicos y de energía)**

Por el término "procesos de los ecosistemas" queremos decir las interacciones entre elementos bióticos y no-bióticos, tal como la captura y el flujo de la energía del sol, y los flujos y el ciclaje de los nutritivos y gases atmosféricos. Un artículo reciente examina este tema con respecto a los bosques tropicales (Silver et al. 1996). Sin duda, valdría la pena el facilitar investigaciones sobre los procesos biogeoquímicos por parte de científicos en un base colaborativo. Sin embargo, no creemos que este forma un parte esencial del programa de monitoreo, en comparación con temas localmente de mayor importancia inmediata. Asumimos que existe suficiente redundancia y resiliencia en la biota con respecto a la captura de energía, y la captura, retención, y transferencia de nutritivos, para evitar un colapso eminente en los procesos básicos de los ecosistemas en los bosques tropicales del planeta. Esto podría ser falso, sin embargo, si es que las bacterias y algas que fijan nitrógeno, las bacterias nitrificador y denitrificador, los microrrizas, u otros grupos funcionales claves se demuestren muy vulnerable a los insultos tal como el cambio de clima, efecto invernadero, disminución del ozono, lluvia ácida, etc. Recomendamos que los científicos que avisan a CONAP y USAID queden alertos a los acontecimientos en esta área, en caso de que merecen una futura revisión de la postura recomendada aquí.

### **4. Monitoreo de la calidad del aire y el agua**

En este momento, no recomendamos que se haga monitoreo de los recursos de agua subterráneos, ni de la calidad del agua o el aire en la RBM, como parte del programa de monitoreo ecológico. Sin duda, el monitoreo de la calidad del agua valdría la pena, pero eso tiene más que ver con la salud pública, y no debe ser obligación de los que se tratan con el manejo de la RBM. Fuertemente recomendamos que algún agencia que trata mayormente con salud pública (CONAMA?) lleve a cabo un programa de monitoreo de la calidad de agua de los fuentes de agua potable y de los lagos mayores en y cerca de la RBM.

Es de importancia especial el intensificar el monitoreo del Lago Petén Itzá. Este lago está experimentando contaminación por las aguas residuales, la cual proviene, por parte, del turismo. Las características químicas del lago reciben monitoreo por CONAMA, Región VIII (SEGEPLAN 1996), pero con que frecuencia no sabemos. Sería buena si CONAMA podría expandir sus análisis del lago para incluir los parámetros microbiológicos que ellos miden en los fuentes de agua potable (SEGEPLAN 1996), llevando a cabo tales análisis por lo menos cada año si es que no lo hacen ya. Se debe diseñar este muestreo para proveer datos sobre las condiciones las condiciones base que existen sobre todo el lago, y para monitorear cambios en el futuro. CONAP debe adquirir estos datos de CONAMA anualmente, para formar parte de su reporte anual de monitoreo.

## **5. Monitoreo de la presencia y eficaz de CONAP.**

Valdría la pena monitorear la eficaz del mismo CONAP. Para lograr esto, se podría entrar en el SIG los datos sobre todas las rutas patrulladas, por fecha, e indicar toda la infraestructura (garitas, etc.) con sus fechas de presencia de personal. Esto podría apoyar en la evaluación periódica de la adecuación de patrullaje, vigilancia, y monitoreo.

## **6. Monitoreo de los efectos ecológicos del turismo**

En el programa "núcleo" de monitoreo propuesto aquí, no hemos sugerido esfuerzos específicamente para monitorear los efectos del turismo. De hecho, un diseño apropiado para examinar los impactos del turismo probablemente no sería óptimo para investigar los otros temas que creemos son de mayor importancia. Parece probable que los efectos del turismo en la biota y los procesos biológicos de la RBM, con pocas excepciones, son bastante local. Por ejemplo, la carretera asfaltada que penetra la mitad sur del Parque Nacional Tikal en toda probabilidad afecta los movimientos, patrones de mortalidad, y tal vez hasta la densidad poblacional de ciertas especies de animales en la vecindad. Es fácil imaginar que esto puede ser así especialmente para ciertos mamíferos grandes y tímidos, como el jaguar, puma, y tal vez danto. Sin embargo, aún si esto es cierto, nos parece poca prioritaria para monitoreo. El turismo sí tiene efectos en las estructuras arqueológicas, tanto como en los senderos y otros característicos del parque. Creemos que el monitoreo de estos impactos en Tikal y otros sitios arqueológicos es responsabilidad de IDAEH.

Por lo menos un efecto mayor del turismo existe en el área, y eso es la contaminación del Lago Petén Itzá, tema que fue discutido en una sección anterior.

## APENDICE 13. NECESIDADES DE INVENTARIO E INVESTIGACION

No es apropiado que intentamos a definir todos los tópicos de investigación biológica que puedan merecer apoyo adentro de los esfuerzos total a manejar y proteger la RBM. El alcance potencial de la investigación biológica es sumamente amplio, y es muy difícil predecir que tipos de investigación puedan hacer contribuciones futuras a la conservación. Por este razón, recomendamos una política de tolerancia amplia y de animar diversos temas de investigación biológica en la RBM. Sin embargo, es posible mencionar unas poca áreas donde creemos que la investigación es de importancia especial como un apoyo a la conservación, manejo, y monitoreo. La secuencia de siguiente lista no implica orden de prioridad.

*Inventario biológico.*--El inventario biológico es una etapa que facilita mucha el desarrollo y mejoramiento del manejo de la reserva. Los inventarios proveen conocimiento básico sobre que biota es presente en tal área; este conocimiento para la RBM es muy incompleto. Recomendamos que se de una prioridad alta al inventario biológico de áreas adicionales, poco-estudiados, de la reserva, y también de grupos de fauna o flora poco estudiado hasta la fecha. No creemos que existe un solo grupo taxonómico de más alta prioridad para inventario; información sobre cualquier grupo taxonómico aumenta nuestro conocimiento de la reserva. Es muy práctico aprovechar los intereses taxonómicos de los diferentes investigadores y organizaciones actualmente trabajando en la reserva, y de otros participantes potenciales. Sugerimos que CONAP activamente solicite actividades de monitoreo. De interés especial son los humedales del oeste de la reserva, como estos han recibido poca atención por parte de los biólogos.

*Evaluación ecológica rápida.*--Relacionada a la necesidad de inventario biológica, pueda ser interesante el considerar la organización de un equipo de "evaluación ecológica rápida" para rápidamente tomar muestras en muchos sitios en las áreas de la reserva menos estudiados. Sería muy eficaz incorporar, como mínimo, competencia con aves, árboles, mariposas y/o otros grupos de insectos, y posiblemente con murciélagos, reptiles y anfibios, y algún otro grupos(s) de plantas, tal vez las orquídeas, por ejemplo.

*Confirmación de las funciones "indicador" de los grupos usados como conjuntos indicador.*--Es necesario confirmar el supuesto valor indicador los grupos de especies u otros parámetros usados como sujetos de monitoreo. Necesitamos verificar las afinidades de hábitat de estas especies en caso de que esto no ha sido logrado ya, y probar hipótesis con respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat y otras alteraciones de hábitat u otras amenazas de importancia en el área.

*Desarrollar uno o más "Indices de Integridad Biológica" para la RBM.*--Es necesario desarrollar maneras explícitas de emplear la información logrado a tomar muestras de los complejos indicador, par poder evaluar los cambios y la integridad biológica de los sitios monitoreadas. Se han hecha un inicio en la evolución de un "Índice de Integridad Biológica" basado en las aves (Whitacre et al. 1995, Whitacre 1997), pero se necesita un desarrollo más amplio de este concepto; se necesita lo mismo para las mariposas y otras especies en uso o contempladas como complejos indicador, en caso de que esto no existe ya (por ejemplo, Méndez 1997).

*Aumentando la sostenibilidad de los usos de la tierra.*--Aún más urgente es la necesidad de hallar maneras de aumentar la sostenibilidad de los usos de la tierra actual en la RBM, haciéndolos más compatible con las metas de la conservación. Esto es urgente, por ejemplo, en el caso de la **agricultura** milpa. Otra necesidad es de identificar la resiliencia de la fauna de **cacería**, y el definir velas y intensidades aceptables de cacería. Finalmente, se necesita investigaciones en búsqueda de una zona de traslape entre intensidades y maneras de **explotación maderera** que provean un traslape entre la explotación que es sostenible de los puntos de vista silvicultural, ecológico, y económico. Se necesita también investigaciones de la sostenibilidad de las industrias de **productos forestales no-maderables**. Las tareas mencionadas en este párrafo están entre las tareas de investigación más urgentes para la futura de la RBM.

*Análisis de viabilidad poblacional para las especies vulnerables.*--Podría ser valioso llevar a cabo análisis de la viabilidad de las poblaciones de unas especies raras, vulnerables, o en peligro de extinción en la reserva, tal como el Jaguar, Jabalí, Guacamaya Escarlata, y tal vez otras. En particular, es urgente conocer más sobre la guacamaya--el tamaño y tendencia de su población, sus áreas de anidación y ocupación, y sus movimientos estacionales, en pocas palabras, para analizar las causas de su declinación de población y posibles maneras de refrenarla. Si no logramos esto, es probable que veremos desaparecer este población más norteña de esta especie entre los 20 años futuros; lo

que se necesita es un estudio en profundidad, bien-financiada, y posiblemente empleando la telemetría satélite.

*Eficacia de los esfuerzos conservacionistas.*--También sería útil estudiar la eficacia de los esfuerzos actuales y históricos a favor de la conservación y desarrollo. Por ejemplo, que tan eficaz es la promoción frijol abono en frenar la deforestación? Se podría atacar esta pregunta al estudiar áreas donde se promovido este método y áreas donde no se lo ha promovido. Usando imágenes satélite y SIG, se podría relacionar la cantidad de uso y promoción de frijol abono con los patrones subsiguientes de uso de la tierra. Otro tema sería el de usar el SIG y imágenes de satélite para definir áreas y rutas en la zona de amortiguamiento donde sería máximamente eficaz la creación de corredores conectando a los fragmentos de bosque u otro hábitat natural que aún permanecen.

*Especies que emigran adentro del trópico.*--Podría ser muy valioso determinar si existen especies de aves, insectos, o murciélagos que emigran entre hábitat o áreas locales. Es muy probable que la Guacamaya Escarlata, otros psitácidos, y otras aves frugívoras lo hacen, pero no existe casi nada de información sobre esto para la reserva. También sería valiosa investigar estos para los insectos, especialmente, tal vez, las palomillas Sphingidae; en Costa Rica se cree que algunos Sphingidae hacen migraciones anuales de muchos km entre áreas con diferentes patrones de lluvia (Janzen 1987). Es posible que patrones de este tipo ocurren en Petén, con insectos desplazándose de las áreas más húmedas en el sur de Petén y en Alta Verapaz durante el verano, y regresando al norte de Petén durante el invierno--no se sabe si este ocurre o no. Si esto si ocurre, luego la deforestación en el sur de Petén o en Alta Verapaz podría afectar a las poblaciones de insectos (y las plantas que ellos tal vez polinizan) adentro de la RBM, aunque la reserva mantenga su cobertura vegetal.

*Impactos ecológicos de la extracción forestal.*--La alteración más significativa en muchas áreas de la RBM ha sido la cosecha de la mayor parte de las caobas grandes, y hasta cierto punto, los Cedros grandes, durante décadas de extracción selectiva. Valdría la pena hacer investigaciones para ver si esto ha afectado la ecología del bosque. Erwin (1982) estimó que, al promedio, cada especie de árbol neotropical tiene unos 160 especies de insectos asociados específicamente con ellos. Aún si el cálculo de Erwin es muy equivocado, es posible que por lo menos unas pocas especies de insectos son bastante especializadas para una de estas dos especies de árboles. Valdría la pena animar, si posible, investigaciones sobre esto, y para ver si la reducción drástica del número de los individuos grandes de estos dos árboles ha tenido impactos importantes en estos insectos hipotéticos (o en otra fauna).

*Documentación de la entomofauna total de la RBM.*--Una meta sumamente ambiciosa pero también de valor sería de hacer colecciones de insectos para documentar la lista "total" de especies de insectos que habitan la reserva. Esto implicaría el uso de varios métodos, y la colaboración de un grupo de entomólogos con especialidad en varios grupos taxonómicos. Sería un esfuerzo muy grande, y claramente no debe ser un componente del proyecto de monitoreo "núcleo" o "base". Sugerimos que CONAP y AID soliciten a la comunidad científica que se intentan un esfuerzo de este tipo. No proponemos que esto es algo muy importante para la conservación en la RBM, sino, que podría formar parte de los esfuerzos globales de conservación. Dado a su gran tamaño, la RBM es destinado a ser entre las reservas más eficaces en el norte de la región Neotropical, y por eso, sería bueno saber cuantas y cuales especies de la biota indígena puedan ser conservadas allí. Ya que los insectos constituyen la mayor fracción de la biodiversidad, son un grupo importante para esfuerzos de enumeración de este tipo. Claro que no se puede permitir que esto compita para fondos limitados con medidas de mayor urgencia para la reserva.

*Mapeo de la vegetación sobre áreas mayores de la reserva.*--Se podría extender el mapeo de la vegetación sobre grandes porciones de la reserva, tal vez mediante los siguientes métodos. 1) Emplear un método sencillo y rápido para coleccionar datos sobre la composición florística de los árboles en muchos sitios. 2) Si estos datos están acompañados con información detallada sobre elevación y posición topográfica, esto podría facilitar el uso de SIG para hacer un modelo predictor de la composición del bosque en los sitios no estudiados; posiblemente el uso de altímetros de gran precisión y una serie de códigos para posición topográfica podría facilitar esto. 3) Datos existentes podrían ser incorporados; en particular, los datos extensivos que resultaron del inventario forestal hecho por Charles Vieman y colegas en SEGEPLAN/UNEPET no han sido usados en esta manera ecológica, y tienen un potencial grande para este tipo de uso.

Tópicos adicionales de investigación fueron sugeridos en otras porciones del texto.

## APENDICE 14. ALGUNAS CONSIDERACIONES DE DISEÑO EXPERIMENTAL

Es esencial involucrar un estadístico profesional en el diseño de cualquier estrategia de muestreo para el programa de monitoreo. Los métodos de análisis estadística también deben ser escogidos durante el fase de finalizar el diseño del programa de muestreo, para asegurar que los métodos de colección de datos será adecuada para los usos anticipados de los datos. (Consejo de este tipo es común, pero en el caso actual es muy importante tomarlo en serio, por la gran inversión de recursos sobre los años en un programa de monitoreo!) Aquí solamente hacemos un par de comentarios sobre el diseño experimental.

### *Ambito de inferencia ("scope of inference")*

La habilidad de hacer conclusiones válidas basado en monitoreo gira sobre un conocimiento de lo que se el ámbito de inferencia legítima--sobre que población o universo de circunstancias podemos aplicar o extrapolar los resultados observados? En términos estadísticos, la *población* es el conjunto de todas las observaciones del mismo tipo que se podría obtener; en cambio, la *muestra ("sample")* es el conjunto de observaciones actualmente obtenido. Una población puede dar a luz muchas muestras diferentes. Unos retos en el diseño experimental son de especificar claramente la población de interés, para asegurar que las muestras que tomamos provean una muestra adecuada y sin sesgos, que nos permite caracterizar con confianza la población de interés. Por ejemplo, si esperamos monitorear las tendencias en la comunidad de aves del Parque Nacional Tikal, será necesario tomar muestras en porciones del parque adecuadas para caracterizar el parque en su totalidad, y de una manera libre sesgo que captura los sitios y hábitats presentes en el parque de una manera balanceada. Si queremos monitorear la comunidad de aves de la RBM entera, de manera semejante, sería necesario tomar suficientes muestras, en suficientes sitios, seleccionados de una manera sin sesgo, para representar de manera adecuada y equitativa las condiciones y tendencias que se manifiestan en la reserva entera (una tarea enorme!). Hayek (1994) discute asuntos relacionados.

### *Monitoreo superficial en muchos sitios o más profundo en pocos sitios?*

El ámbito de inferencia está fuertemente afectado por las decisiones sobre la distribución del muestreo. Una cantidad fija de esfuerzo de muestreo podría ser distribuida entre muchos sitios (con un esfuerzo mínimo en cada sitio), o en pocos sitios (logrando un muestreo más adecuado de cada sitio). Para aquellos indicadores para los cuales anticipamos dificultades en detectar los cambios desde los valores base, debido a niveles altos de variabilidad natural (variabilidad de muestreo, espacial y/o temporal), probablemente es mejor tomar muestras más intensivamente en pocos sitios que la alternativa, de lograr cobertura más superficial en muchos sitios. Un buen ejemplo pueda ser el número de anfibios usando ciertas charcas para su reproducción. Anticipamos que la actividad reproductiva varía fuertemente temporalmente, a tal vez entre años. La mayoría de la actividad probablemente ocurre durante el invierno, pero aún durante el invierno, la actividad puede variar de un día o semana a otra, dependiendo de la temperatura, el tiempo, los niveles del agua, y otros factores. En tal caso, probablemente es mejor usar un esfuerzo fijo de recursos para tomar muestras sobre un número limitado de charcas, visitándolas con una frecuencia para tener una alta confianza en la adecuación del muestreo, que visitar muchas charcas una o dos veces, de esa manera riesgando una "retrato" sesgado o incompleto de la cantidad de ranas usando esas charcas durante la temporada. Sin embargo, porque también anticipamos alta variabilidad entre charcas, y en la misma charca en diferentes años, es necesario tomar muestras sobre una cantidad suficiente de charcas cada año para quitar el efecto dominante de la variación entre charcas y años.

Con nuestra atención restringida a relativamente pocos sitios, nuestra habilidad de extrapolar inferencias a la RBM entera, o una gran porción de ella, por fuerza será limitada. Desafortunadamente, este problema es inevitable con recursos limitados para el monitoreo. Sin embargo, si por ejemplo tomamos muestras en tres áreas de estudio que consideramos representativos de la RBM, y si logramos un monitoreo adecuado en esos tres sitios, luego la detección de una tendencia similar en dos o tres de ellos justificaría que examinemos cierta cuestión en más detalle. Por eso, con suerte, el monitoreo en unos pocos sitios pueda servir como un sistema adecuado de "aviso temprano" ("early warning system").

### *Muestras al azar e independientes*

La habilidad de hacer inferencias estadísticas válidas gira sobre el hecho de que las muestras son seleccionadas de manera al azar de la población de interés, y en su independencia. En realidad, en las situaciones ecológicas, puede ser justificable la toma de muestras de una manera regular sobre el paisaje; Gauch (1982) mantiene que esto no solamente es aceptable, sino a veces preferible al muestreo al azar. Lo que no es permisible, sin embargo, es la selección de sitios de muestreo de una manera casual sin regla de decisión sobre cuales sitios puedan ser incluidas en el muestreo. Aún peor son métodos que permitan o introduzcan sesgo sistemático al proceso de selección de sitios; un ejemplo sería un muestreo de vegetación que evita los sitios más cerrados donde es más difícil trabajar. Los sitios de muestreo deben ser suficientemente lejanos uno a otro para que sean verdaderamente independientes.

### *Determinación de los niveles deseables de error de Tipo I y II, poder estadístico, y magnitud de cambio que se quiere detectar*

En finalizar el diseño de un programa de monitoreo, será importante considerar que niveles de error de Tipo I y II y poder estadístico que son deseables para cada aspecto del programa, tanto como el magnitud de efecto que se quiere detectar con dichos niveles de certitud. El error de Tipo I es la acción de detectar un efecto donde en realidad no existe; o sea, el acto de juzgar un resultado una desviación significativa del hipótesis nulo cuando en realidad no es. Según costumbre, los científicos han usado el alfa (probabilidad de error de Tipo I) igual a 0.05 como un nivel aceptable. El error Tipo II (beta) es el caso cuando un hipótesis nulo que realmente no es verdadero es aceptado como verdad, o sea, cuando no se detecta un efecto que sí existe. El poder estadístico de una prueba es uno menos beta, o la probabilidad de correctamente rechazar un hipótesis nulo que no es verdadero, o sea, de detectar un efecto cuando sí existe. El poder estadístico de una prueba está influenciada por el tamaño de efecto que existe; cierto diseño e intensidad de muestreo puede tener alto poder para detectar un efecto fuerte, pero poco poder para detectar un efecto más sutil. En general, hay una concesión mutua entre el tamaño de alfa y beta; el disminuir la probabilidad de error de Tipo I aumenta la probabilidad de error Tipo II, y viceversa. Esto lo hace importante el considerar las consecuencias intrínsecas en cada tipo de error, para los resultados esperados del programa de monitoreo. Para cierta combinación de niveles de alfa y beta, el poder de la prueba puede ser mejorada al maximizar el tamaño de la muestra, o por medio de aumentar el tamaño de efecto que uno es contento a detectar.

La selección de los niveles deseables de estos parámetros debe ser guiada por las consecuencias percibidas de cada tipo de error, y la urgencia de detectar efectos de diferentes tamaños. Una vez que se seleccionen los niveles deseables de estos parámetros, será crítico involucrar un estadístico profesional en el proceso de diseño, para calcular la alfa, beta, y poder que se pueda lograr con diferentes esquemas e intensidades de muestreo y pruebas estadísticas. Para esto, será necesario usar datos reales sobre los fenómenos de interés, tomadas en la RBM o en situaciones parecidas. El Apéndice 15 da una lista de fuentes posibles de los diferentes tipos de datos, de la RBM, para usar en estas cálculos.

Varios investigadores (por ejemplo Beier y Cunningham 1996) han enfatizado que, en el caso del monitoreo o esfuerzos a conservar las especies vulnerables o en peligro de extinción, es más importante tener una alta habilidad de detectar una declinación de población (tener alta poder y poca probabilidad de error Tipo II) que tener poca probabilidad de error Tipo I. Es decir, se quiere detectar con seguridad y sensibilidad cualquiera disminución de población, y para lograr esto, uno aceptaría una frecuencia de indicaciones falsas ("false positives") de declinación de población que más alto que el uno en 20 ( $p = 0.05$ ) tradicional. Por eso, se debe considerar el uso de niveles de alfa en el rango de 0.10 o tal vez hasta 0.20, mientras se mantenga la beta bastante pequeño, tal vez 0.20, para que el poder estadístico (la probabilidad de detectar un efecto verdadero) es alrededor de 80 por ciento.

El otro variable para considerar es el magnitud de cambio que queremos ser capaz de detectar con estos niveles especificados de poder y riesgo de error. En una simulación con datos de muestreo que resultaron de ensayos de las huellas de puma, Beier y Cunningham (1996) encontraron que las declinaciones de población de 50 % eran factible de detectar con poder mucho mayor y menos esfuerzo de muestreo que las declinaciones de 30 %. De manera semejante, en un estudio de las tasas de detección de *Lynx rufus* usando cebos aromáticos y sitios para detección de huellas, Diefenbach et al. (1994) encontraron que era mucho más fácil detectar declinaciones de población entre 32 y

40% con poder razonable (0.80) que detectar los cambios de población de 24 % o menos. Estas probabilidades también giran en la densidad de población inicial, con las declinaciones siendo más fácilmente detectadas en una población que en una población escasa. Un patrón similar, con los cambios pequeños de población siendo más difícil a detectar que los cambios grandes, sin duda es general en todo tipo de monitoreo de poblaciones. A finales de cuenta, sin duda será necesario buscar un compromiso entre la cantidad de muestreo posible (dado limitaciones de fondos y otros recursos) y los niveles de alfa, beta, poder, y magnitud de efecto para detectar. El punto clave aquí es que es importante considerar estos tópicos explícitamente, con el apoyo de un estadístico profesional, en vez de no hacer caso de ellos.

#### *Diseño de muestreo eficiente*

Unos artículos recientes que han proveído consejo sobre el diseño óptimo de programas de conteos puntuales para aves incluyen los de Barker et al. (1993), Link et al. (1994), Stillman y Brown (1995), y varios artículos en Ralph et al. (1995). Skalski (1990) presenta un diseño de muestreo que repita algunos sitios durante cada período de muestreo pero también incluye nuevos sitios cada vez--un diseño que pueda facilitar la inclusión de un número máximo de sitios bajo estudio.

## **APENDICE 15. FUENTES POTENCIALES DE DATOS PRELIMINARES PARA USAR EN OPTIMIZAR EL DISEÑO DE MUESTREO**

Datos preliminares basados en muestro dentro de la Reserva de la Biósfera Maya son potencialmente disponibles de los siguientes fuentes:

1. Datos sobre la comunidad de aves (conteos puntuales) - D. Whitacre, The Peregrine Fund, 566 West Flying Hawk Lane, Boise, Idaho 83709, USA.
2. Datos de conteos sobre el dosel (rapaces, psitácidos, palomas) - D. Whitacre (vea arriba)
3. Datos de conteos auditivos antes de la madrugada (rapaces, aves de cacería, primatas, otras) - D. Whitacre (vea arriba)
4. Datos sobre mariposas: transectos visuales, conteos puntuales, y uso de trampas con cebo olfato) - Claudio Méndez, USAC/CECON/ProPetén; Nicholas Haddad, University of Florida, Gainesville, FL., USA.
5. Cámaras automáticas para mamíferos medianos-grandes - Kai Kawanishi, Wildlife Department, University of Florida, Gainesville, FL, o Dr. Howard Quigley, Hornocker Wildlife Institute, University of Idaho, Moscow, ID 83843.
6. Composición florística de la comunidad de árboles - Mark Schulze, Department of Biology, Pennsylvania State University, University Park, PA., USA.; otros fuentes posibles incluyen SEGEPLAN (Flores, Petén); ProPetén (Flores, Petén); Steven Gretzinger (Ashland, Oregon); Mauro Salazar (Centro Maya); CATIE (Flores, Petén); IUCN (Flores, Petén).

## APENDICE 16. ALGUNOS COMENTARIOS SOBRE LOS METODOS PARA ANALISIS DE DATOS

Se debe escoger los métodos de análisis de datos durante el fase de diseño del programa de monitoreo, porque el diseño óptimo de los esquemas de muestreo pueden girar en parte sobre los tipos de análisis anticipados. Se debe lograr esto mediante el apoyo de un estadístico profesional. Los comentarios ofrecidos aquí son un surtido ecléctico y no pretenden ser una consideración adecuada del tópico. Aunque estos comentarios están presentados en referencia a los métodos de muestreo de la comunidad de aves presentados en Apéndice 3, también deben ser aplicables a los resultados del monitoreo de mariposas u otros grupos de múltiples especies que se pueda usar como complejos indicador.

Cada de los métodos de muestreo de aves discutidos anteriormente generan datos que pueden ser analizados de la misma manera. Para cada especie en cada censos, se usa un solo dato--la cantidad de individuos distintos detectados simultáneamente en algún momento durante el conteo. Los datos de un juego de censos pueden ser analizados usando (1) métodos paramétricos tal como el análisis de variación (ANOVA), (2) métodos no-paramétricos correspondientes (pruebas de Mann-Whitney o Kruskal-Wallis), (3) métodos de contingencia ("contingency tables")(Chi-Square y variantes; "row-mean-score test"), (4) métodos de "randomización" ("bootstrapping" y métodos relacionados), (5) métodos multivariados tal como Análisis de Componentes Principales (ACP o PCA) o varias formas de Análisis de Correspondencia (AC o CA)--Análisis de Correspondencia "regular" ("straight" Correspondence Analysis--CA), Análisis de Correspondencia "detrended" (Detrended Correspondence Analysis--DCA), Analysis de Correspondencia "canonical" (Canonical Correspondence Analysis--CCA). Por la mayoría de usos, el DCA probablemente lo más útil.

En analizar los datos de conteos de aves de la RBM, en gran parte hemos evitado el uso de métodos paramétricos porque el número de individuos detectados en los censos no corresponde a una distribución normal. En cambio, las detecciones por censo frecuentemente son de 0, 1, o 2 individuos, con pocos valores mayores. Los métodos no-paramétricos son más apropiado, pero de hecho, estos datos son de característica quasi-categorico, y por eso los métodos de contingencia y de randomización son aún más apropiado. Sin embargo, hemos encontrado poca diferencia entre los resultados de las pruebas Mann-Whitney/Kruskal-Wallis (no-paramétrico) y los de la prueba "row-mean-score" (categorica). Como el último es poco conocido, sugerimos que se usa las pruebas mucho más sencillas y conocidas, de Mann-Whitney y Kruskal Wallis. Usamos estas pruebas en cada especie, de manera individual, comparando los resultados de tal especies entre hábitat u otras unidades de comparación. Cuando probando muchas especies de esta manera, es importante luego ajustar la región estadística de rechazo para mantener los valores putativos de alfa. Para esto recomendamos el uso de procedencia de Bonferroni secuencial descrito por Rice (1989); esta prueba mantiene poder máxima, mientras que algunas otras pruebas parecidas con excesivamente conservador. Para probar la existencia de tendencias significativas sobre los años, se debe seleccionar pruebas apropiadas durante del fase de diseño; no comentamos sobre pruebas de tendencia aquí, solamente mencionando que el muestreo repetido de los mismos sitios sobre los años introduce auto-correlación, la cual pueda afectar la selección de métodos analíticos.

### *Verificación de los valores indicador de la composición de especies en las comunidades*

Los datos sobre múltiples especies generados por los métodos recomendados aquí se prestan muy bien al uso de los métodos multivariados de análisis mencionados anteriormente (PCA, CA, etc.). Durante cada conteo puntual u otro evento de muestreo, uno obtiene datos sobre una gran lista de especies, las cuales, en conjunto, revelan mucha información sobre la comunidad biológica en aquel punto en espacio, mucho más adecuadamente que los resultados para una sola especies. El sujetar los datos de un gran conjunto de conteos puntuales a la ordenación mediante PCA o CA es una manera excelente de reducir la complejidad a dos dimensiones, haciéndolas comprensible con inspección visual de los gráficos XY resultantes. Si se use o no este método para análisis rutina de datos, es un apoyo indispensable en evaluar las propiedades indicador de las especies y la composición de las comunidades. Por eso, sugerimos que se use este método durante el fase del diseño y perfección del programa de monitoreo.

### *Análisis rutinaria de datos usando métodos multivariados*

Una vez que las propiedades indicador de las especies y las comunidades han sido averiguado, hay por lo menos dos maneras distintas para lograr análisis rutina de los resultados del monitoreo. Una manera de monitorear el cambio sobre tiempo sería (1) ordenar los datos iniciales (año 1) usando PCA o DCA, (2) usando este mismo archivo, incorporar los datos subsiguientes de muestreo en los mismos sitios en una fecha subsiguiente, (3) llevar a cabo la misma procedencia de ordenación que antes, usando las muestras nuevas como datos "pasivos". De esta manera, los datos nuevos no alterarían la ordenación inicial, sino solamente ubicarían estas muestras nuevas en el espacio de ordenación inicial. Luego, uno puede inspeccionar visualmente la ubicación de cada muestra nueva en el espacio de ordenación, comparándola con su posición en el muestreo original, para detectar que tipos de cambios han sucedido en la comunidad en este punto en espacio. Por supuesto, no anticipamos que las muestras nuevas caerían en exactamente los mismos puntos en espacio de ordenación que antes, aún sin cambios ecológicos, debido a las influencias al azar y la variabilidad de muestreo. Sin embargo, llevado a cabo repetidamente, y con replicación de sitios de varios tipos, se puede detectar si ciertos sitios están desplazándose en cierta dirección de manera progresiva y consistente con respecto a sus posiciones originales. Por ejemplo, un grupo de sitios de conteo puntual que están siendo convertidos en milpa y guamil, deben demostrar un movimiento progresivo en la dirección de aquellas muestras en el muestreo original que fueron tomadas en paisaje agrícola. De manera similar, muestras nuevas en un área que está sujeto a cada vez más extracción forestal y corte de leña debe desplazarse (en el análisis gráfica) hacia las muestras originales tomadas en sitios afectados de esta manera. En conclusión, para caracterizar las tendencias en los sitios, este planteamiento debe ser más poderoso y robusto que la consideración de los resultados de cualquiera sola especie. Alternativamente, uno podría examinar las tendencias de especies individuales, luego caracterizar las tendencias del conjunto de especies, de alguna manera; esto permitiría evitar el uso de métodos multivariados. Consejo útil sobre el uso de los métodos multivariados mencionados se encuentra en Gauch (1982), ter Braak (1987, 1988), y Jongman et al. (1987).

### *Análisis rutinaria de datos usando un sencillo "Índice de Integridad Biológica"*

Fore y Karr (1996) aconsejan fuertemente contra el uso de métodos multivariados en el análisis rutina de datos de monitoreo. En cambio, ellos promueven la construcción de un índice sencillo de integridad ecológica para cada complejo indicador. Bajo este planteamiento, una vez que se descubierto, basado en investigaciones iniciales, el significativo ecológico de la presencia y abundancia relativa de muchas especies, se puede armar un sistema sencillo de tanteo un valor o sistema de valores numéricos que reflejan la diferencia del sitio en cuestión de su estado prístino. Por ejemplo, un número grande y positivo pueda ser asignado debido a la presencia de varias especies que son restringidas a bosque no-perturbado, mientras que un número grande negativo pueda ser asignado por la presencia de varias especies que solamente ocurren en potreros, guamil joven, o bosques muy intervenidos; las especies que son generalistas de hábitat no recibirían ningún tanteo, o un tanteo pequeño, como tienen poco valor indicador, y no afectarían mucho el tanteo total para el sitio. Un planteamiento similar has sido ampliamente usado, basado en las comunidades de peces e invertebrados acuáticos (Karr 1981, Karr et al. 1986, Kerans y Karr 1994, Fore y Karr 1996), y debe funcionar muy bien para aves, insectos, anfibios y árboles de la RBM. Este método tiene la ventaja de sencillez extrema, una vez que los estudios iniciales han sido completados y los valores indicador asignados y refinados. Sugerimos el uso de este planteamiento para el análisis rutina de los datos de monitoreo. Avances iniciales en la construcción de un Índice de Integridad Biológica para la RBM, basado en las aves, están presentadas en Whitacre (1997).

### *Otros métodos*

El programa "EMAP" del EPA (Environmental Protection Agency) de los estados unidos recomienda el uso de las funciones de distribución cumulativas (cumulative distribution functions) para dibujar (con certeza especificada) la proporción de un clase de recursos que logra cierta criterio (por ejemplo, supera un criterio mínimo aceptable). Según Alexander y Barnard (1994b), muchos programas de monitoreo en varios países usan este método para presentar los resultados del monitoreo. Valdría la pena investigar este método y su utilidad.

### *Los índices de diversidad*

Creemos que es recomendable evitar intentos a representar la diversidad biológica mediante índices sencillas de diversidad (por ejemplo, los de Shannon-Weaver, Simpson, etc.). Salvo en casos específicos donde estos índices son apropiados, otros métodos son preferible, conservando mucho más información sobre el sistema biológica de lo que hacen los índices mencionados arriba (Hurlbert 1971). Como discutido anteriormente, es más apropiado enfocar en algún índice de integridad ecológica, con enfoque en *cuales* especies son presentes (Karr 1991, Angermeier y Karr 1994), en vez de enfoque solamente en sus patrones de abundancia relativa de especies anónimas, como en los índices tradicionales de diversidad.

## **APENDICE 17. NORMAS RECOMENDADAS PARA LA TOMA DE DATOS SOBRE LOCALIDAD**

Para todo esfuerzo de muestreo, es necesario obtener datos fidedignos de localidad, que permitan que se localice el mismo punto en una fecha subsecuente, aún después de varios años. Recomendamos lo siguiente:

1. Todo punto de muestreo debe ser relacionado, por lo menos mientras brújula y pasos o datos de odómetro, a un rasgo geográfico identificable, y datos para latitud y longitud de lo mismo debe ser indicado.
2. Tales puntos de referencia deben ser cruces de caminos, rasgos distintivos de caminos (cerros, curvas), rasgos topográficos (cerros, encaños, riachuelos, ríos, aguadas), aldeas (distancia de cierto punto en la aldea debe ser indicado, como escuela, canche de fútbol, etc.).
3. Se debe tomar datos de GPS donde posible un los puntos de referencia, y si posible, en los puntos de muestreo también.
4. Cada unidad de muestreo (conjunto de puntos) que es distante (varios km) de un punto de referencia principal debe tener un punto de GPS asociado con ella (entre 200 m), aún si este implica un esfuerzo considerable (por ejemplo, la subida de un árbol).
5. Los puntos individuales de muestreo deben ser relacionado a esos puntos de GPS vecino mientras un mapa hecho por pasos y brújula, usando pasos de longitud conocida, y especificando que tipo de Norte se usa.
6. Todos los puntos de muestreo deben ser indicados en una mapa dibujada par facilitar su encuentro, y en mapas topográficas de escala 1:50,000.

*Los tipos de Norte:*

Los mapas topográficas en Petén indican tres tipos de Norte:

1. Norte magnético
2. Norte verdadero.
3. Norte de Cuadrícula.

Recomendamos que se use Norte de Cuadrícula en todo el programa de monitoreo, pero en todo caso, el tipo de norte usado debe ser indicado en las notas y formularios de campo, usando, como mínimo, las abreviaciones "N c" (norte de cuadrícula), "N v" (norte verdadera), y "N m" (norte magnética).

Se debe notar que la desviación del norte magnético cambia lentamente sobre tiempo, y por eso la declinación apropiada para usar es un poco diferente cada año. Esto puede ser calculado basado en información indicada al fondo de los mapas topográficas vendidas por el Instituto Geográfico Militar.

## APENDICE 18. METODOS PARA LA CARACTERIZACION DEL HABITAT

Todo muestreo de campo debe ser acompañado por una descripción estandarizada del hábitat en el punto de muestreo. Probablemente será necesario usar dos formularios distintos para descripción de hábitat--un formato muy sencillo, basado en categorías, y en otros casos, un formato más detallado, basado en muestreo de vegetación.

### *Descripción de hábitat menos detallada*

Para los sitios que se visite solamente brevemente, por ejemplo, donde se pone estaciones para huellas de mamíferos por una sola noche, no será práctico una caracterización detallada del hábitat. En estos casos, se debe usar un formulario que da una lista (y descripción breve) de todos los tipos de hábitat que se encuentre en la RBM. Luego el investigador simplemente indicaría cual de estos tipos de hábitat es aplicable en el punto de muestreo en cuestión/

### *Descripción de hábitat más detallada*

Para los sitios donde se hace muestreo más detallado y/o repetido, será más importante y práctico hacer una caracterización más adecuada del hábitat. Para esto, tentativamente sugerimos los siguiente par los hábitats boscosos.

- a. Tomar muestras usando parcelas de 0.04 ha (0.1 acres); estos pueden ser circular o rectangular; las parcelas rectangulares son serían de 10 m de ancho y aproximadamente 40 m de longitud (hay que hacer la calculación precisa); parcelas rectangulares son más rápido y fácil a establecer y usar. En cada parcela:
- b. Identificar y apuntar diámetro a nivel de pecho (DAP) de todos los árboles mayor de 3 cm DAP (o, se podría usar clases de diámetro, y así evitar la medida de cada árbol).
- c. Medir el promedio, mínimo y máximo de la altura del superficie superior del dosel en tres puntos sobre el transecto. Usar altímetro de Haga o otro mecanismo parecido para esto; si no, estimar alturas visualmente, usando incrementos de 3 metros.
- d. Indicar posición topográfica, usando categorías pre-establecidas.
- e. Medir inclinación del terreno (y, en áreas de pendiente fuerte, aspecto).
- f. Indicar grado de perturbación humana, usando un sistema sencillo de categorías.
- g. Indicar distancia del camino principal y tantear magnitud de ello.
- h. Indicar distancia del sendero y tantear magnitud de ello.
- g. Tantear textura del suelo, usando un sistema sencillo de textura manual.
- h. Tantear rocosidad del suelo y el sitio.
- i. Medir cobertura del dosel mediante cinco lecturas en densiómetro del dosel, en intervalos de 10 m sobre el transecto.
- j. Medir cobertura verde de sotobosque (vegetación viva < 1 m de altura), mediante 25 o más lecturas (presencia/ausencia) con un tubo con retículo, en intervalos de 1 m sobre el transecto.
- k. Estimar densidad de guano (*Sabal morrisiana*), escobo (*Cryosophila argentea*), y cordoncillo hoja-fina (*Piper cf. psilarachis*) en el sotobosque, mediante un sistema de categorías (este variable revela mucho sobre el tipo de bosque y condiciones del suelo y drenaje).

## **APENDICE 19. PERSONAL Y ESTRUCTURA RECOMENDADA PARA UNA UNIDAD DE INVENTARIO Y MONITOREO EN CONAP**

### **1. La necesidad de establecer un programa de patrulla regular**

La urgencia de patrullar con frecuencia las diferentes áreas de la reserva es evidente. Además de guardar contra las actividades proscritas, un programa de patrulla facilitaría la realización de varias actividades de monitoreo por los guarda-recursos. El establecimiento de comunicación fidedigna por radio facilitaría mucho el patrullaje con seguridad en las áreas remotas, y aumentar la eficiencia y sensibilidad general.

### **2. Organización propuesta de los esfuerzos de monitoreo y el personal**

Asumimos que CONAP sería la entidad responsable para la coordinación del programa de monitoreo, debido a que CONAP es la agencia que mayormente usaría la información colectada. Sugerimos que se cree las siguientes posiciones en CONAP Región VIII:

1. Jefe del Programa de Inventario y Monitoreo--Entre las tareas principales de esta persona sería:

- a. finalizar los detalles del programa de monitoreo (con asesoramiento de un comité consultivo; vea a continuación)
- b. coordinar todos aspectos del programa de monitoreo, mediante contacto frecuente con los contrapartes apropiados en las varias organizaciones participando en programa,
- c. invocar la participación del comité consultivo como apropiado, buscando consejo sobre metas y métodos de monitoreo, y sobre el diseño de muestreo y almacenaje, análisis y interpretación de datos
- d. asegurar capacitación y supervisión adecuada de los guarda-recursos en sus capacidades de monitoreo,
- e. instituir garantías de calidad de datos
- d. quedar en contacto frecuente con el jefe de patrulla y vigilancia, asegurando que los equipos de patrulla entran el campo armado con el reporte de patrulla más reciente para el área, y con una lista de cosas que ellos deben lograr y chequear.
- f. consultar con el jefe de patrullaje sobre rutas deseables de patrulla y necesidades de infraestructura para vigilancia y monitoreo.
- g. supervisar los otros personal de la sección de inventario y monitoreo.
- h. Analizar los datos usando métodos formales estadísticos y otros métodos,
- i. Preparar reportes de resultados y tendencias trimestralmente, y un reporte anual para distribución afuera de la agencia.

El Jefe del Programa de Inventario y Monitoreo debe tener, al menos, una Licenciatura en Biología o un campo relacionado, familiaridad con métodos estadísticos, y experiencia con computadoras.

2. Jefe del Base de Datos Tabular--La tarea principal de esta persona sería manejar los datos de monitoreo no-geográficos (datos no de SIG), asegurando la calidad y seguridad de los datos en su forma archivada, y llevar a cabo análisis de manera continua mientras entran datos nuevos. Debe reportar cualquier problema o falta de calidad de datos puntualmente al Jefe del Programa, y debe asistir el Jefe del Programa en preparación de reportes trimestrales y anuales. Esta persona debe tener una alta familiaridad con computadoras y manejo de datos; idealmente, tendría familiaridad con métodos estadísticos.

3. Jefe del Sistema de Información Geográfica - La tarea de esta persona sería mantener un laboratorio de SIG funcionando, y manejar las actividades de la misma; prepararía análisis periódicas sobre los aspectos espaciales de la biota, amenazas a ella, y las actividades de monitoreo y patrulla.

4. Técnico de datos--Esta persona asistiría en entrar datos en los bases de datos SIG y tabular.

5. Personal de campo - La cantidad y tipos de personal de campo girarán sobre el diseño final del programa de monitoreo; es para decidir cuales actividades de monitoreo se lleve a cabo mediante personal de CONAP

puesto para este fin, y cuales actividades de monitoreo harán los diferentes ONGs y otras instituciones que participan. Los equipos de monitoreo deben consistir de dos o tres personas, equipadas con un vehículo, equipo de acampar, radios para comunicación y todo el equipo relevante para muestreo. En algunos caso, será necesario acceso a una lancha con motor.

### **3. Comité científico de asesoramiento**

Sugerimos que se cree un comité de científicos para proveer consejo al programa de monitoreo, compuesto de personas con experiencia relevante en distintos aspectos de monitoreo (por ejemplo, distintos grupos taxonómicos).

### **4. Manejo de datos**

Para que los datos de monitoreo sean útil para la toma de decisiones, es necesario que se mantiene de una manera accesible y útil, con una probabilidad cerca de cero, de pérdida de datos. Además, es importante que las etapas iniciales de reducción y análisis de datos sean regularmente y "automáticamente" llevado a cabo, haciéndolo listo para el fácil uso e interpretación de los varios actores que puedan tener interés en la condición y tendencia de cierto aspecto bajo monitoreo. En pocas palabras, el programa de monitoreo sería responsable para hacer los datos (resumidos, analizados e interpretados), disponible con frecuencia, para la interpretación y análisis por parte de otros.

El base de datos y sistema de manejo de datos deben ser cuidadosamente diseñados antes de empezar el programa de monitoreo. Una etapa crítica es prescribir estandartes y protocolos para el almacenaje y seguridad de los formularios originales de datos, y de los datos electrónicos, una vez que están entrados en la computadora. La pérdida de datos es un problema crónica y común en varias agencias gubernamentales; es sumamente evitar esto si cualquier programa de monitoreo va a tener valor.

### **5. Un sistema de manejo de información para CONAP**

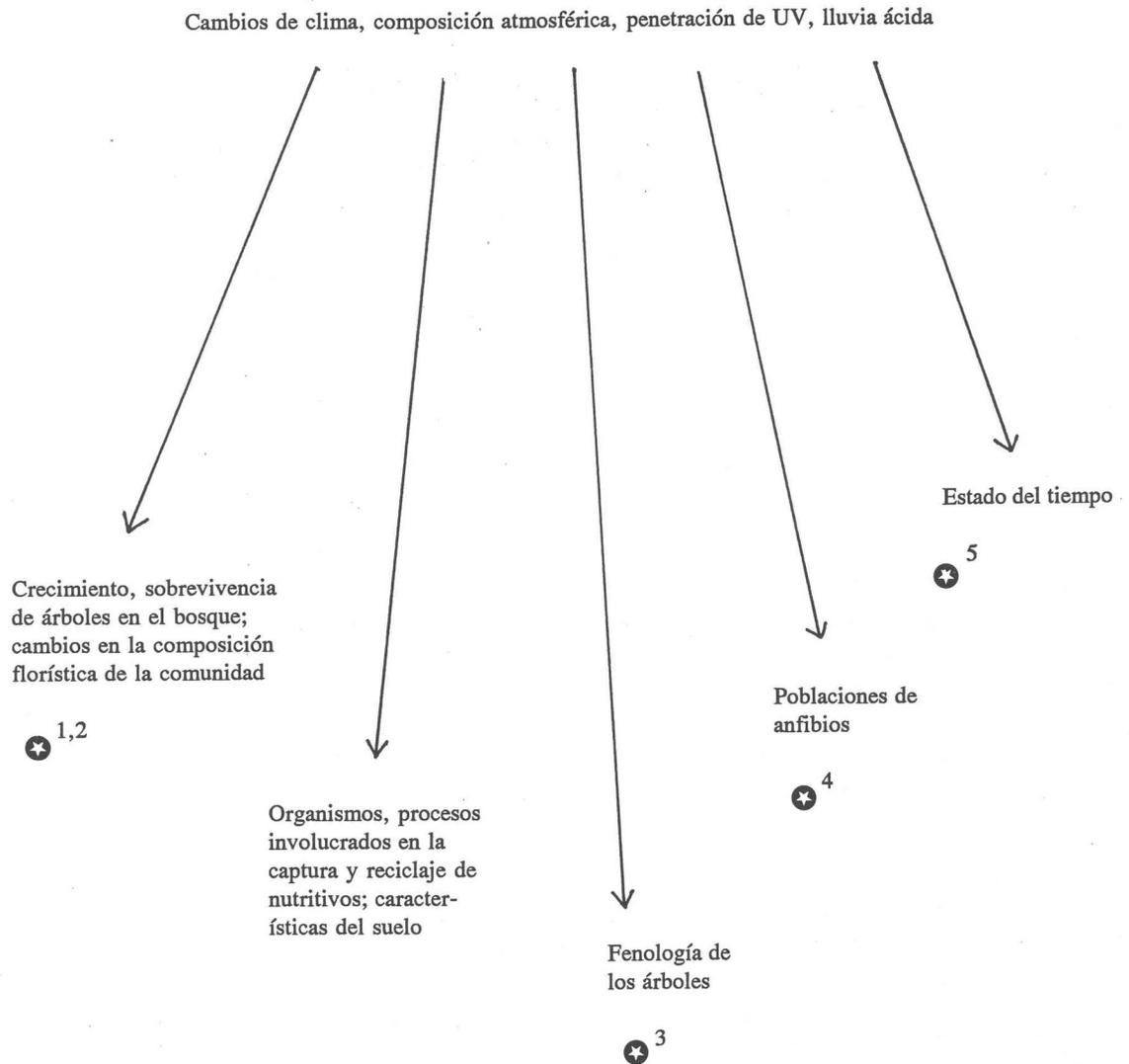
Aparte del asunto de manejo y disponibilidad de los datos de monitoreo, existe otra necesidad en CONAP, para proveer la habilidad de usar la información científica para el manejo de la RBM. Mucha información científica ya existe, sobre la RBM y temas relacionadas a su manejo, pero esto probablemente no está siendo de manera máxima en la toma de decisiones, por falta de un mecanismo para involucrar esta información en las decisiones de manejo. El arrancar un programa de monitoreo ambicioso cuando actualmente no se está usando la información biológica existente puede ser considerado de juicio cuestionable.

Por eso sugerimos que CONAP instituye una posición para un "Científico Principal" o algo parecido. Esta persona tendría capacitación avanzada (Licenciatura, cuando menos) en biología, ecología, manejo de fauna silvestre, o área relacionada, y sería responsable para juntar y asimilar la información existente sobre la biota de la RBM y sobre nuevos conceptos en la conservación y manejo de las áreas protegidas y la biodiversidad, para aconsejar al Secretaria Ejecutiva de CONAP en las decisiones respecto al manejo de la reserva.

### **6. Convirtiendo los resultados de monitoreo en acciones concretas de conservación**

Un programa de monitoreo logrará poco si los resultados no son convertidos en acciones eficaces de conservación. Se podría decir que la necesidad más fuerte para el manejo adecuado de la RBM es simplemente crear un mecanismo (y una "cultura institucional") de acción. El programa de monitoreo dibujado aquí debe crear un flujo continuo de información al centro de monitoreo; tenemos que asegurar que se convierte esta información rápidamente y rutinariamente por CONAP en acciones que protegen y manejan la Reserva de la Biósfera Maya. En reportes periódicos que resumen los resultados de monitoreo, el jefe de monitoreo debe llamar la atención a los cambios rápidos, tendencias, otros acontecimientos importantes que se han desarrollado o que parecen ser desarrollando. Basado en esto, el director regional, el coordinador de la reserva, y el director nacional puedan decidir en cursos de acción para tomar como respuesta.

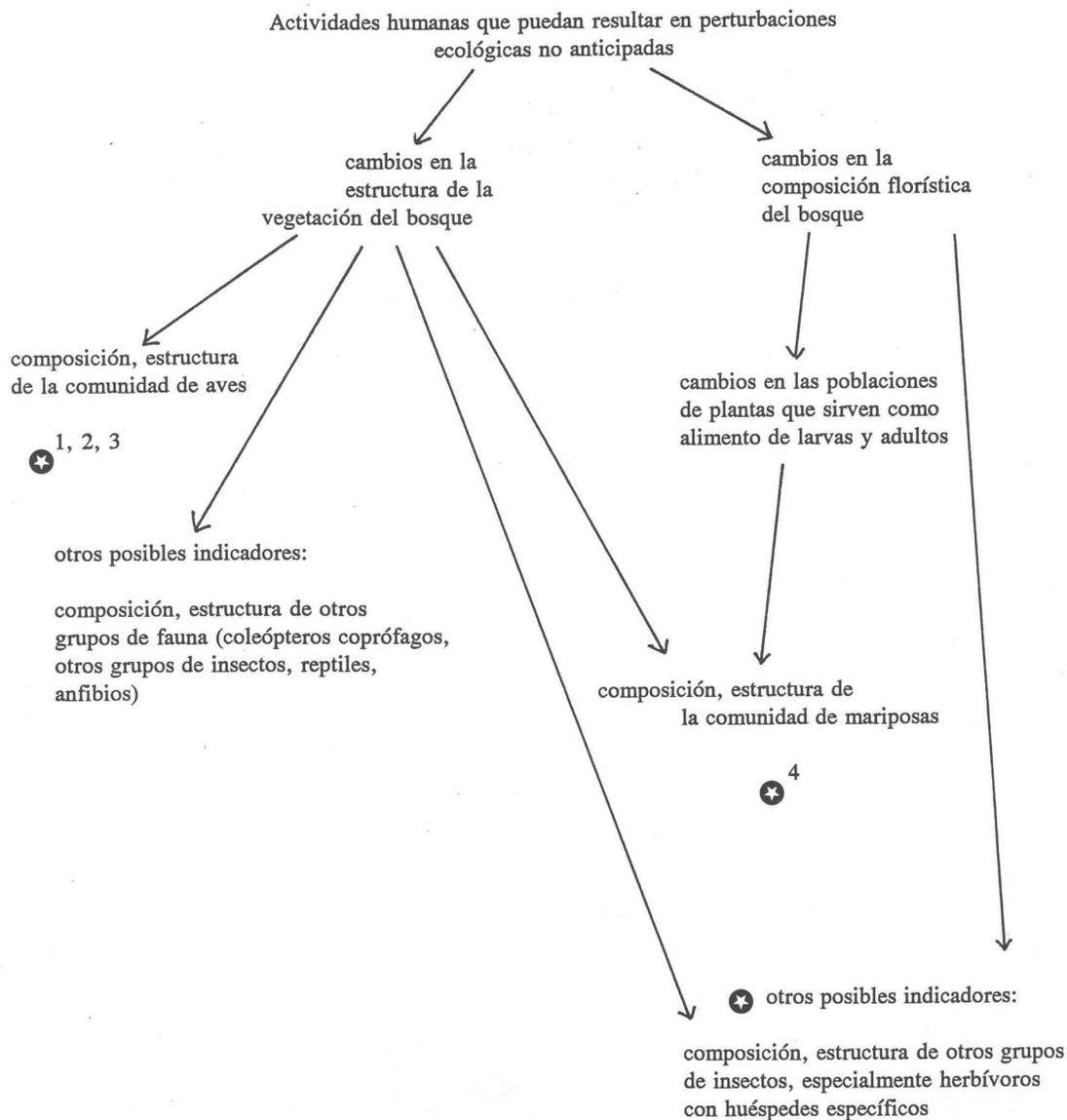
Cuadro 1. Modelo conceptual para monitoreo de los efectos globales o regionales de cambio de clima o atmósfera.



Métodos de monitoreo: ★

- 1 parcelas permanentes con árboles marcados
- 2 parcelas de estudio de regeneración de los árboles
- 3 parcelas de fenología para los árboles
- 4 censos de ranas (en sitios de reproducción; posiblemente transectos visuales y/o auditivos)
- 5 juntar y analizar datos de las estaciones de INSIVUMEH en y cerca de la RBM.

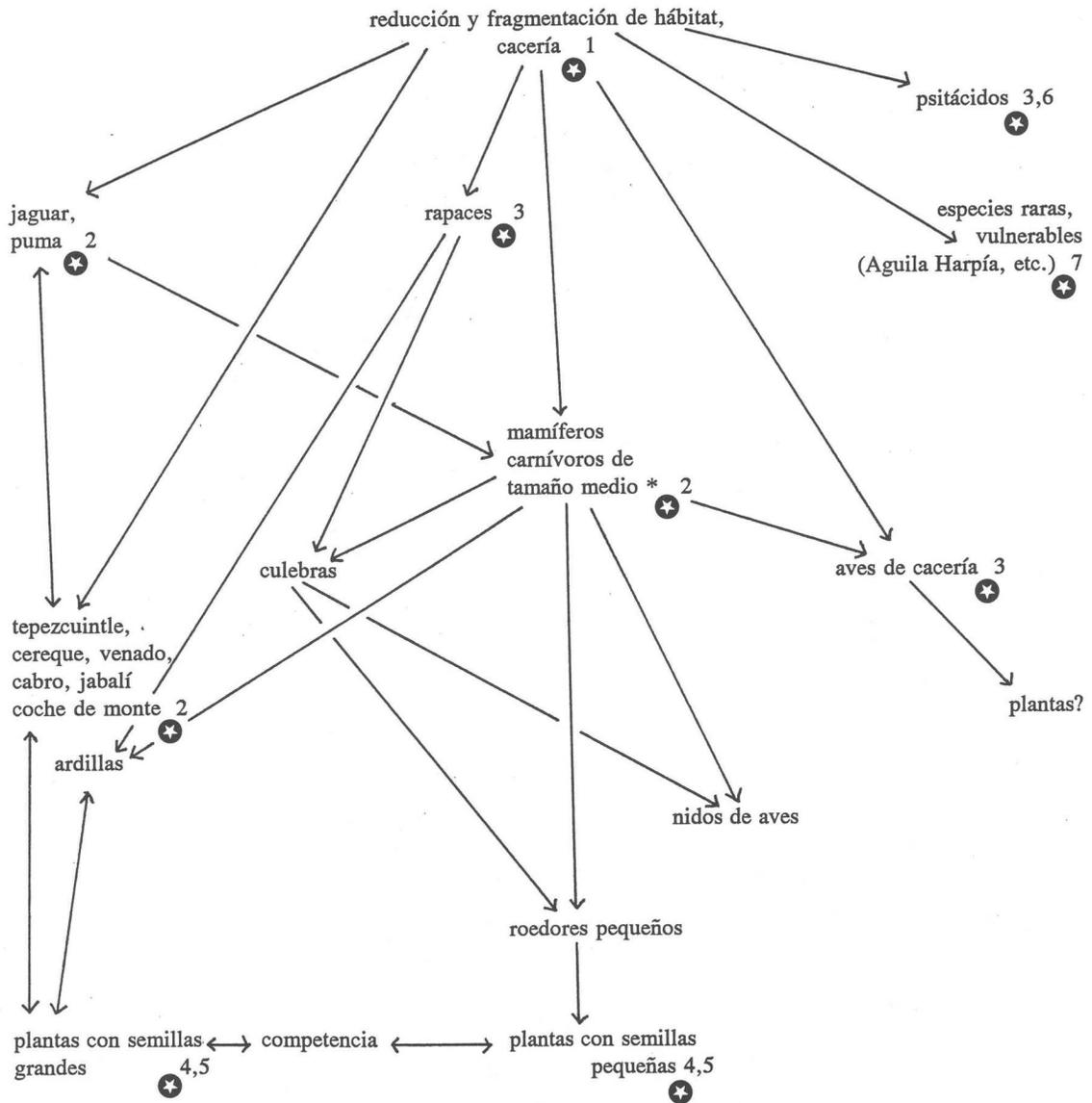
Cuadro 2. Modelo conceptual para monitoreo de los efectos locales, entre hábitat, de las alteraciones de hábitat y otras amenazas sutiles y no anticipadas.



Métodos de monitoreo: ★

- 1 conteos puntuales de 5-10 minutos (para 90 + especies de aves)
- 2 conteos emergentes sobre el dosel de 2.5 horas (para rapaces, psitácidos, palomas)
- 3 conteos puntuales de 1 hora antes de madrugada (para aves de cacería, rapaces)
- 4 conteos visuales, trampas con cebo, colección de especímenes

Cuadro 3. Modelo conceptual para el monitoreo de efectos ecológicos que pueden alterar las poblaciones de las especies que son sensibles al área de hábitat.



Métodos de monitoreo: \*

- 1 imágenes de satélite
  - 2 cámaras automáticas, sitios para huellas, con cebo
  - 3 conteos puntuales emergentes y antes de la madrugada
  - 4 parcelas permanentes con árboles marcados
  - 5 parcelas para regeneración de árboles y de exclusión de ciertas especies de animales
  - 6 monitoreo de las áreas de anidación de guacamayas
  - 7 reportes de guarda-recursos, investigar avistamientos reportados
- \* ocelote, margay, jaguarundi, gato de monte, perico ligero, zorrillo, pisote, mapache, tlacomistle, comadreja, etc.