

## ANEXO 20.

### CONCEPTOS BÁSICOS Y TÉCNICAS PARA CARACTERIZAR SITIOS FORESTALES SUSCEPTIBLES AL PAGO DE SERVICIOS AMBIENTALES

#### *Introducción*

Tradicionalmente los bosques se han concebido como un sistema de producción para generar bienes tangibles. Por muchos años la capacitación de profesionistas del ramo también era en esa dirección. Actualmente, ante el estado serio de degradación de los recursos forestales y el riesgo de perder la cantidad y calidad de los servicios que brindan los bosques, la visión tradicional de los bosques ha cambiado. Los bosques se contemplan como un recurso generador de servicios ambientales entre los cuales los más señalados son: favorecer los procesos que aseguren almacenamiento y agua de calidad, captura de carbono y conservación de la biodiversidad (Bishop and Landell-Mills, 2003).

El papel de los bosques como unidades de captación de carbono orgánico y agua ha ido en aumento durante los últimos años (Brown, 2001; Schlesinger, 1997). Las razones principales de una mayor atención a estos aspectos son por un lado, la necesidad mundial de abatir los altos niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico y por otro lado la preocupación sobre la agudización en el abastecimiento de agua dulce en las próximas décadas (Carabias, 2004). En este sentido, la preservación de áreas forestales tendrá un impacto decisivo en los escenarios a ocurrir en los próximos años y los países que definan una política clara del pago por servicios ambientales tendrán más posibilidades de proteger sus recursos naturales (FAO, 2004).

En el presente documento se comentan algunas técnicas y métodos para medir captura de carbono y captación de agua en bosques, que son al menos dos beneficios directos que proporcionan las áreas forestales y que son tema central en aspectos de pago de servicios ambientales en México y otros países. Además, se incluyen conceptos de la erosión hídrica del suelo, que es un factor de degradación en los ecosistemas forestales cuando hay mal manejo de la vegetación y el suelo.

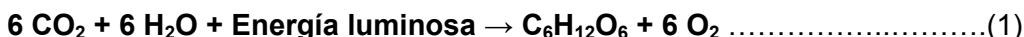
No fue el propósito elaborar un documento académico sobre el tema, sino más bien un documento práctico, expedito y de fácil consulta para personas interesadas en conocer las bases científicas y técnicas relacionadas con la implementación de un sistema de pago de servicios ambientales.

#### ***El Carbono y el Agua en los Ecosistemas Forestales***

Actualmente el tema de captura de carbono es muy común en foros generales y científicos. Lo anterior se explica por la importancia que tiene el ciclo del carbono con el cambio climático. El papel de los bosques en el cambio climático global es importante por la relación de éstos con el ciclo del carbono. Desde el punto de vista de la química cuando se habla de carbono se está refiriendo a uno de los elementos básicos que forman parte del entorno y que puede constituir compuestos orgánicos e inorgánicos. Sin embargo, cuando

nos referimos al carbono de la vegetación hablamos de formas de carbono orgánico que constituyen el tejido vegetal y que tuvieron origen a partir de bióxido de carbono atmosférico. Las formas orgánicas de carbono en tejido vegetal contienen principalmente en enlaces de Carbono, Hidrógeno y Oxígeno, donde en términos de masa, el carbono participa con alrededor del 50%. De tal manera que en los foros de cambio climático, el término carbono es referido a la fracción presente en el tejido vegetal.

El carbono es uno de los insumos que requieren las plantas durante el proceso de fotosíntesis. Por medio de la fotosíntesis las plantas elaboran los compuestos de carbono que requieren tanto para mantener sus funciones vitales como para la acumulación de tejido que podemos ver a través del crecimiento o acumulación de biomasa. La forma en que las plantas asimilan el carbono es en CO<sub>2</sub>, que es un gas que forma parte de la atmósfera con una representatividad aproximada del 0.036% en volumen (Schlesinger, 1997). En la naturaleza cualquier proceso requiere de energía. Por lo tanto, como cualquier otro proceso la transformación de CO<sub>2</sub> en compuestos orgánicos requiere de energía. El proceso inicia con la activación de algunas moléculas en la hoja de la planta por medio de la radiación del sol. El proceso es complejo, pero su forma más sencilla se entiende con la siguiente reacción:



Si se empleara la reacción mostrada en la Ecuación (1) para estimar la proporción de carbono en los primeros carbohidratos (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>) de la fotosíntesis, la aproximación burda del contenido de carbono sería de aproximadamente 40%. Este valor se obtiene considerando los valores de masa molecular y se puede ver que el carbono participa con 72 unidades de masa (6x12=72) de un total de 180 unidades de masa. De manera similar si se realizara un cálculo promedio de la contribución del C en el tejido vegetal encontraríamos en general una composición relativamente constante en C que oscila entre 47 a 51% (Schlesinger, 1997). Por esta razón, un factor de 50% es aceptable para estimaciones preliminares de carbono en biomasa.

Otra característica importante de la reacción (ver ecuación 1) es que el hecho de que se requiere CO<sub>2</sub> como insumo, que por supuesto proviene de la atmósfera. La reacción está indicando que la planta consume CO<sub>2</sub> para la fabricación de biomasa. Por lo tanto, resulta interesante identificar en la reacción de la fotosíntesis un proceso natural para abatir los niveles de CO<sub>2</sub> de la atmósfera. Además, viendo que uno de los productos de la reacción (1) es el oxígeno, llama aún mas la atención la idea de revertir los niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico con prácticas como reforestación, preservación de los bosques existentes y la protección de la materia orgánica estable del suelo.

En la reacción (1), el agua como insumo durante la fotosíntesis es absorbida por las raíces. Los requerimientos de agua varían con las especies. Algunas plantas que producen más biomasa por unidad de agua consumida y se les refiere como plantas con mayor uso de eficiencia de agua. La eficiencia de uso de agua (EUA) se mide con la siguiente relación:

$$\text{EUA} = \text{cantidad de CO}_2 \text{ fijado en mmoles} / \text{cantidad agua perdida en moles} \dots\dots(2)$$

En la naturaleza el cociente de la ecuación (2) oscila de 0.86 a 1.50 (Schlesinger, 1997). No todas las especies forestales son igualmente atractivas para favorecer la captura

de carbono y agua en el ecosistema. En resumen, en la reacción de la fotosíntesis (i.e., ecuación 1) se involucran los compuestos agua y carbono, lo que a su vez corresponden con los motivos principales para el pago por servicios ambientales. Los responsables de regular los sistemas de servicios ambientales deben estar conscientes de que están involucrando procesos físicos y biológicos los cuales presentan una gran variabilidad y que no hay fórmulas mágicas para su predicción. Las herramientas generadas a partir de investigación son una aproximación a la realidad y es muy importante promover la obtención de parámetros biofísicos medidos en nuestros ecosistemas.

El agua que no usan las plantas y que se infiltra en el suelo en las partes altas de los bosques para posteriormente dar lugar a corrientes temporales o permanentes en las partes bajas, es un recurso valioso no sólo por su consumo directo sino como un insumo en otras actividades como la agricultura, la industria y la generación de energía eléctrica. Por lo tanto un programa de servicios ambientales hidrológicos (PSAH) debe involucrar otros sectores de la producción en sus esquemas.

El uso inadecuado de los recursos forestales está llevando a la población a un desabasto de agua potable en el mundo. En las próximas décadas no será suficiente hacer un uso inteligente y cuidadoso de los recursos forestales, sino que también será indispensable reconocer, por algún mecanismo, el costo de los servicios de las áreas forestales y compensar a los poseedores para garantizar el abastecimiento sostenido del recurso. Un PSAH claramente definido evitará confrontaciones sociales, las cuales son muy probables en la medida que el agua se hace escasa. Los poseedores del bosque están interesados en proteger sus áreas forestales que ofrecen servicios ambientales, pero requieren de la ayuda de intermediarios para concretar la venta de sus servicios en el mercado emergente.

### ***El Carbono en Ecosistemas Forestales***

#### **Carbono de la vegetación**

El carbono acumulado en la vegetación arbórea se puede estimar indirectamente a partir de ecuaciones de biomasa (i.e., relaciones alométricas), las cuales relacionan un parámetro del árbol con la biomasa total del mismo (Brown, 2001). Normalmente, el parámetro del árbol es el diámetro a 1.3 m del suelo. Las ecuaciones de biomasa mejoran su predicción cuando se consideran al mismo tiempo las variables diámetro y la altura. Pero la medición de alturas en la práctica no se realiza porque toma mucho tiempo y en algunos bosques con coberturas cerradas no es fácil identificar la punta del árbol cuando las mediciones se hacen en forma indirecta. En la mayoría de los casos se logra una precisión satisfactoria considerando sólo el diámetro a 1.3 m del suelo como variable dependiente.

Cuando se elaboran ecuaciones de biomasa para una especie o grupo de especies (por ejemplo coníferas), se planean de acuerdo a la distribución diamétrica que existe en la masa forestal donde se pretenden emplear. Aunque las categorías diamétricas grandes se presentan con baja frecuencia, éstas pueden significar hasta el 30% de la biomasa arbórea (Brown, 2001). Las ecuaciones generadas se emplean para cuantificar la biomasa de las diferentes categorías diamétricas. Conociendo la distribución de cada categoría por unidad de área se puede estimar la biomasa por unidad de área, lo que se conoce como la densidad de biomasa cuyas unidades son masa por área (Mg/ha).

Cuando se requiere hacer estimaciones de biomasa y carbono utilizando información de inventarios previos, se puede recurrir a los factores de expansión de biomasa (i.e.,  $FEB = \text{biomasa total aérea} / \text{volumen comercial}$ ). Con los FEB se puede cuantificar la biomasa área total de en un bosque, partiendo de los volúmenes comerciales estimados. En la práctica, es más común conocer los volúmenes comerciales de madera de un bosque que su biomasa total. Por lo tanto, conociendo la proporción de biomasa total aérea por unidad de volumen comercial, se puede transformar a biomasa los volúmenes comerciales de un bosque y posteriormente estimar la masa de carbono en el estrato arbóreo (Brown, 2001).

Las estimaciones de volúmenes de madera en México se hacen con relación a volumen total árbol. De tal forma que esto debe tomarse en cuenta para definir los factores de expansión de biomasa. Como la generación de ecuaciones de biomasa en México es limitada, un programa de servicios ambientales (PSA) con interés en captura de carbono, en sus inicios debe considerar el uso de estos factores de expansión de biomasa como cálculos preliminares para realizar las estimaciones. Posteriormente, en la medida que se continúe con el PSA para carbono se debe solicitar a los beneficiarios la elaboración de ecuaciones de biomasa para mejorar las estimaciones. Los FEB varían de acuerdo a las existencias reales totales ( $m^3/ha$ ) de una masa forestal. Indirectamente esto está influenciado por la geometría del fuste del árbol. Se ha visto que en masas forestales con menos de  $50 m^3/ha/año$ , los FEB son muy variables. Comparado con hojosas de bosque templado o especies tropicales, los bosques de pinos sobresalen por presentar FEB cercanos a la unidad y los cuales presentan mínima variación entre 25 y  $200 m^3/ha/año$  de existencias reales (Brown, 2001).

Otra forma de expresar un FEB es calculando la biomasa total aérea y dividirla entre la biomasa total del fuste (Montero-M and Kanninen, 2002). En esta forma también se logra un factor para calcular la biomasa aérea total a partir de información de inventario. Los trabajos para determinar FEB para distintos bosques y condiciones en México se deben apoyar en su realización ya que son la base para realizar estimaciones.

### **Procedimiento para evaluar biomasa en árboles**

Una forma de evaluar la biomasa forestal es a través de un muestreo destructivo. Para determinar la biomasa aérea de un árbol, se separan en componentes cada árbol derribado. Los componentes comunes son hoja, ramas y fuste, pero los niveles de separación de ramas en diámetros  $<5$  cm y ramas  $> 5$  cm depende de cada especie y el estado del tamaño del árbol. La biomasa muerta en la estructura del árbol también puede contabilizarse por separado. El procedimiento más directo es pesar en campo todos los componentes del árbol. Posteriormente se colecta una submuestra de cada componente para determinar su contenido de humedad. Generalmente, las temperaturas para el secado del material oscilan entre  $70-80$  °C. Algunos investigadores secan el material vegetal a  $105$  °C como se hace para las muestras de suelo. Pero se ha visto que en general el material vegetal cambia muy poco en peso después de una semana a  $80$  °C (Losi et al., 2003).

Después de coleccionar las muestras vegetales se determina el contenido de humedad y se transforma el peso fresco tomado en campo a valores netos de materia seca. Por otra parte, para cada componente se muele una submuestra representativa para determinar su contenido de carbono en laboratorio.

Cuando se tienen árboles grandes la estimación de materia seca en el fuste se puede hacer a partir de la estimación de la densidad del fuste. Para estimar la densidad del fuste se toman muestras a diferentes alturas de éste en forma de rodajas. Inmediatamente obtenida la muestra, se calcula el volumen en verde de cada rodaja. Esto puede hacerse por desplazamiento en agua o geoméricamente si las dimensiones de las rodajas son uniformes. La rodaja se seca en estufa a 70-80 °C y se calcula la densidad del fuste con la relación volumen verde de la rodaja/masa seca de la rodaja. Los valores de biomasa se estiman a partir de la densidad de fuste medida y el volumen del fuste en verde. Es importante aclarar que la densidad del fuste considera el volumen en fresco de la muestra dividido entre la masa seca. Los valores de gravedad específica de la madera que también se basan en una relación masa/volumen consideran el volumen en seco. Aunque los valores de gravedad específica de la madera no son exactamente iguales a los de densidad del fuste, se consideran apropiados para estimaciones preliminares de biomasa (Montero-M and Kanninen, 2002).

### ***Carbono en el sotobosque***

Para estimar la cantidad de carbono del sotobosque se puede emplear el método de cosecha directa. Generalmente un área de un m<sup>2</sup> es apropiada. Toda la vegetación menor encontrada en el área se cosecha y se pesa en fresco. Posteriormente se colecta una submuestra para determinar el contenido de humedad en laboratorio. Tomando en cuenta el valor de contenido de humedad se realiza el cálculo de masa seca por unidad de área en la parcela de muestreo. Si en el sotobosque se presentan arbustos, el área de muestreo puede ampliarse por ejemplo a cinco m<sup>2</sup>. El tamaño del área depende de varios factores, pero en la práctica se limita a tamaños suficientes para que una cuadrilla de dos personas pueda desarrollar el trabajo en campo en el mismo día. Los arbustos pueden tratarse con metodologías similares a las empleadas para árboles grandes, pero en lugar de considerar el diámetro a 1.3 m se considera el diámetro basal a 10 cm de altura. Con el diámetro basal se pueden elaborar las ecuaciones de biomasa correspondiente para realizar estimaciones de biomasa a partir de diámetro basal.

### ***El carbono del suelo***

El carbono del suelo representa un almacén importante en los ecosistemas forestales y puede representar el 50%, 63% y 97% de las cantidades totales en un bosque tropical, bosque templado y pastizal templado, respectivamente (Kimble et al., 2003). Además de ser una reserva de magnitud importante, el carbono del suelo guarda una relación fuerte con las propiedades físicas e hidrológicas del suelo. El contenido de materia orgánica del suelo se traduce en una disminución de densidad aparente, implicando buen régimen de aeración. A su vez, el buen régimen de aeración está relacionado con una distribución balanceada de poros que permitirá una infiltración rápida. Los suelos profundos y alto contenido de carbono orgánico influyen en la capacidad de almacenamiento de agua de un ecosistema. Por lo anterior, el carbono del suelo y las propiedades hidráulicas del perfil del suelo determinaran en parte prioridad de un ecosistema para ser sujeto al pago por servicios ambientales.

La cuantificación de cambios de carbono del suelo es difícil por diversas razones. Una de ellas es que al ser el carbono edáfico uno de los reservorios más grandes en el ecosistema, se requiere de métodos de alta precisión para demostrar estadísticamente que ha ocurrido un incremento o decremento en el reservorio del suelo en un intervalo de

tiempo. Por está razón, los cambios se pueden detectar en tiempos mínimos que van de tres a cinco años. Otra razón por la que se dificulta la medición es que el ingreso de carbono al suelo se da por periodos definidos en el año. Por ejemplo, periodos estacionales que tienen su máximo en la época de mayor crecimiento. En bosques caducifolios hay ingresos de carbono importantes en la estación de otoño (Palmer, 2003).

### **Muestreo de carbono en el perfil del suelo**

Las cantidades de carbono acumulado en el suelo se muestrean separando el perfil del suelo en dos zonas, la del suelo orgánico superficial referido como mantillo o piso forestal y la del suelo mineral. Por tratarse de un material claramente inidentificable, especialmente en bosques templados, el muestreo del mantillo no presenta complicaciones para su evaluación. Para muestrear el mantillo se puede definir una superficie de 0.25 m<sup>2</sup> en forma circular o cuadrada. Una vez definida el área, el mantillo se remueve de la superficie con la ayuda de un cuchillo u otra herramienta filosa.

El material orgánico grueso no se considera parte del mantillo. Para definir que material pertenece al mantillo y que material no, algunos investigadores sugieren el límite de 0.6 cm, que es el equivalente a un cuarto de pulgada. Para propósitos prácticos se puede definir 0.5 cm como diámetro límite. Si por otras razones se requiere definir un diámetro mayor como por ejemplo 1.0 cm, debe aclararse al reportar los datos. El material de mantillo colectado debe llevarse lo antes posible a la estufa de secado a una temperatura de 70 °C por 72 horas. La cantidad de materia seca de mantillo se extrapola a unidades de masa/área (kg/ha). Para estimar el carbono, una submuestra se analiza por procedimientos de laboratorio y se aplica el factor correspondiente para estimar la masa de carbono por unidad de área.

Los materiales orgánicos gruesos en el piso forestal requieren de un muestreo por separado, que con frecuencia es en un sistema de transectos (Palmer, 2003). El material grueso puede representar una parte pequeña del carbono del piso forestal en masas forestales jóvenes, pero en bosques viejos con bajas tasas de descomposición este compartimento de carbono puede ser importante. Algunos rodales viejos de Abies pueden presentar esta condición.

El suelo mineral se puede muestrear por horizontes morfológicos o por profundidades. El muestreo por horizontes tiene más utilidad para fines de investigación mientras que el muestreo por profundidades es práctico y permite comparaciones con otros estudios donde se emplean los mismos intervalos de profundidad. Por lo tanto, para definir lineamientos con fines de pagos por servicios ambientales, el muestreo por intervalos de profundidad es apropiado. Los intervalos de profundidad de 10 cm en los últimos 30 cm del suelo mineral superficial son adecuados para detectar cambios en plazos de 3-5 años.

Para estudios de tipo ecológico la profundidad de muestreo mineral puede ser de hasta dos metros. En términos globales muchos ecosistemas almacenan grandes cantidades de carbono hasta esta profundidad (Schlesinger, 1997). Sin embargo, este tipo de procedimientos se aplica cuando es más importante determinar las cantidades totales almacenadas que los cambios en el almacenamiento en el corto plazo. Para un programa enfocado para pago de servicios por captura de carbono en el que se requieren evaluaciones en el corto plazo, muestrear los últimos 30 cm del suelo será suficiente para medir los cambios. Sin que lo anterior minimice la importancia del carbono a mayor

profundidad que existía antes de realizar el convenio del pago por servicios ambientales. Desafortunadamente, considerar el carbono pre-existente en los ecosistemas traería mayores complicaciones para definir una política de pago por servicios ambientales. Algunos bosques de coníferas del centro de México como *Pinus hartwegii* presentan perfiles de suelo muy profundos y con altos contenidos de carbono orgánico edáfico. Estos ecosistemas son importantes por el potencial que tienen de transformarse en emisores cuando son perturbados.

Después de colectadas las muestras de suelo mineral se secan al aire libre a 35 °C en estufas de circulación forzada. Los métodos de análisis son variados y el más común es de oxidación con dicromato de potasio (Schlesinger, 1997). El método es relativamente fácil y requiere de equipo mínimo. Sin embargo, requiere un factor de ajuste debido a que la oxidación puede ser incompleta y además se generan desechos tóxicos. El método más aceptado es el de los analizadores de combustión seca. Con este procedimiento, pocos miligramos de muestra se someten a altas temperaturas (alrededor de 1000°C) y posteriormente se cuantifica la producción de CO<sub>2</sub> de la muestra. Aunque estos equipos ya existen en algunas instituciones en México, es una tecnología sofisticada y costosa.

En un PSA se deben utilizar metodologías menos sofisticadas. Se pueden hacer estudios de calibración para correlacionar el método de combustión seca (tecnología avanzada) con otros métodos menos sofisticados como el de la pérdida de masa por ignición. En el procedimiento de pérdida por ignición la muestra se somete a combustión a temperaturas de alrededor de 400 °C y la cantidad de materia orgánica se estima por la diferencia de peso. Posteriormente, se aplica un factor de conversión de materia orgánica a carbono. Obteniendo esta calibración por tipo de suelo se facilitaría el análisis. Por ejemplo, un PSA podría adoptar el método por ignición con sus respectivos factores de ajuste ya que la mayoría de los poseedores del bosque no tendrán a su alcance un laboratorio con analizador de carbono de combustión seca. Si la calibración resulta, el método de ignición podría funcionar como una prueba estándar para medir carbono orgánico del suelo dentro del esquema de pago por servicios ambientales.

Es importante mencionar que en la evaluación de carbono del suelo se debe tener precaución de excluir carbono en forma de carbonatos. Lo anterior se logra lavando el suelo con ácido clorhídrico previo a la determinación de carbono. Alternativamente, se puede determinar la cantidad de carbonatos del suelo y hacer la corrección en el cálculo de carbono orgánico. Los suelos con presencia de carbonato muestran efervescencia cuando a una muestra se les aplica algunas gotas de ácido clorhídrico. Los suelos de ambientes áridos son más probables de presentar carbono inorgánico.

Como es difícil detectar los cambios de carbono en el suelo en el corto plazo, algunas veces se caracteriza una fracción específica del carbono del suelo. Por ejemplo, la fracción más ligera de carbono que se puede separar en laboratorio utilizando soluciones de gravedad específica entre 1.5 y 2.0 g/cm<sup>3</sup>. La fracción más ligera de carbono edáfico es más reactiva y la de más reciente ingresa al reservorio del suelo. Otra forma de separar fracciones de carbono del suelo es por dispersión del suelo en medio líquido para hacer la estimación de carbono en la fracción fina del suelo de (<53 μm). Los estudios de mineralización de carbono también generan información de las fracciones de carbono resistentes y de fácil descomposición. Normalmente estos estudios requieren de incubar el suelo y medir la evolución de CO<sub>2</sub>. Este último método requiere de aparatos sofisticados

para medir gases pero un procedimiento práctico y sencillo es atrapando el CO<sub>2</sub> derivado de la incubación del suelo en una solución de NaOH (Rowell, 1994).

### **Estimación de carbono en el suelo mineral**

El carbono del suelo se expresa en unidades de masa por área, considerando una profundidad específica de muestreo. Se emplea la siguiente ecuación para realizar los cálculos (Boone et al., 1999):

$$y = a \times b \times c \times d \dots\dots\dots(3)$$

Donde:

- y = masa de carbono por unidad de área (kg C /m<sup>2</sup>);
- a= fracción C respecto a la masa del suelo (kg C/kg suelo);
- b= densidad del material fino (el que pasa por una malla de 2 mm) (kg suelo /m<sup>3</sup>);
- c= volumen de 1 m<sup>2</sup> de suelo a la profundidad considerada (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>);
- d = corrección por presencia de rocas [1- (contenido de rocas en fracción de volumen)].

Es importante notar que la ecuación anterior es muy sensible a los parámetros involucrados. Por ejemplo, si en un determinado predio ocurre un incremento de la densidad aparente entre dos tiempos de medición, se cometerá un error de Tipo I, llegándose a la conclusión errónea de que el carbono del suelo incrementó cuando no fue cierto. Nótese que esto puede ocurrir aun cuando se reporte la misma fracción de carbono en masa. En otra situación se puede cometer un error Tipo II, si entre dos mediciones la densidad del suelo disminuye debido a una mayor incorporación de materia orgánica, lo que llevaría a concluir que no ha habido incremento en el carbono del suelo cuando si lo hubo.

Los cambios en densidad aparente del suelo son importantes en la estimación de carbono. Para propósitos de muestreo se sugiere elegir el mismo punto de muestreo repetido en el tiempo y proteger de disturbios como compactación del suelo de dichas áreas.

### **Muestreo de carbono del suelo en campo**

La precisión deseada determina en gran medida el tamaño de la muestra en campo. Normalmente para estudios científicos el nivel de significancia empleado es de al menos P=0.05. Sin embargo, este nivel para un programa de servicios ambientales es demasiado estricto y puede conducir a tamaños de muestras que sean imprácticos en la operación o en el costo. Precisiones de P= 0.15, podrían ser razonables en un esquema de pagos.

La fórmula que se puede emplear para estimar el tamaño de muestra es:

$$n = t^2 C^2 / E^2 \dots\dots\dots(4)$$

donde:

- n = tamaño de muestra;
- t = el valor de t para un nivel de significancia.



C= coeficiente de variación; y  
E= error aceptable como una proporción de la media.

El muestreo más común es el aleatorio. Sin embargo, debido a la variabilidad de elementos topográficos en las zonas forestales se puede optar por un muestreo estratificado dividiendo el terreno en varias regiones en las que se sospeche que la variación del contenido de carbono se reduce.

### ***Erosión en Suelos Forestales***

El suelo es el material no consolidado de la superficie terrestre donde crece vegetación. La formación del suelo es un proceso muy lento que resulta de la interacción del material de origen, vegetación, clima topografía y tiempo. Adicionalmente, se puede considerar el manejo del suelo como otro factor que influye en el resultado final de la formación del mismo. Aunque estrictamente el manejo del suelo no se considera de los factores formadores de éste, la influencia del hombre a través del manejo del mismo es importante en el estado final que guarda el recurso suelo. El material de origen del suelo hereda las características al suelo en función de su mineralogía. Por ejemplo, materiales ricos en Ca, Mg, Fe, Na y K podrían generar suelos fértiles. La actividad de la vegetación es principalmente favorecer el intemperismo químico-biológico y favorecer la acumulación de carbono orgánico.

### **La ecuación universal de pérdida de suelo**

El suelo no es un recurso inagotable y puede perderse o degradarse con relativa facilidad como consecuencia de un mal manejo. Una forma común de degradación es la pérdida del suelo por erosión hídrica. Durante el proceso de erosión hídrica no sólo se pierde el material inorgánico del suelo sino también el componente orgánico lo que conduce a pérdida de fertilidad del suelo. Un método muy utilizado para predecir las pérdidas de suelo es la "Ecuación Universal de Pérdida de Suelo" (EUPS) la cual se ha revisado para mejorar o ajustar el método a nuevas condiciones y también se ha adaptado en la predicción de la producción de sedimentos. La EUPS es un modelo empírico que se ha desarrollado a partir de regresiones de parcelas experimentales de Estados Unidos. Existen modelos más elaborados para simular erosión en suelos forestales como el WEPP (Elliot and Hall, 1997), sin embargo la desventaja con modelos más elaborados es que se incrementa en número de parámetros requeridos y en México se adolece precisamente de una falta de información básica. Por esa razón, se comentará sobre la EUPS.

Por la variabilidad en topografía, suelos y de cobertura vegetal, la predicción de la erosión en áreas forestales es difícil. Sin embargo, a nivel de elemento topográfico la ecuación universal de pérdida del suelo puede emplearse. En México se ha empleado esta metodología en áreas forestales con resultados alentadores (Millward and Mersey, 1999).

El empleo de la EUPS permite estimar pérdidas potenciales de suelo y la selección de las prácticas más convenientes bajo un sistema de manejo dado. Aunque la EUPS se desarrolló principalmente para suelos agrícolas, su uso se ha extendido a zonas urbanas, carreteras y áreas forestales.

Aunque en la práctica el uso de la EUPS parece sencillo, se debe considerar que para adaptarlo a las condiciones de los terrenos forestales se requiere tener estimaciones

razonables de los factores involucrados. Es importante que al utilizar el método EUPS, se consulte con especialistas en suelo o con hidrólogos para asegurarse de que los parámetros empleados son representativos de las condiciones de campo. Por otra parte es importante verificar si las fuentes de información están en el sistema internacional o en el sistema Inglés.

La EUPS estima pérdidas promedio de suelo ocasionadas por la erosión laminar e ínter-arroyuelos, por lo que no es recomendable aplicar la EUPS en lugares con problemas avanzados en la formación de cárcavas.

La ventaja de la EUPS es que es un modelo que no requiere de muchos datos y existen muchas experiencias en la literatura acerca de su aplicación bajo diferentes condiciones. La EUPS permite la estimación de la erosión potencial asumiendo que el suelo está totalmente descubierto de vegetación.

La ecuación universal de pérdida del suelo se expresa:

$$A = R K L S C P \dots\dots\dots(5)$$

Donde:

Cuadro 20.1. Descripción de los factores de la erosión de acuerdo al modelo de la EUPS.

Factor	descripción
A	Promedio de pérdida de suelo por año
R	Factor de erosividad y escurrimiento (agresividad de la lluvia)
K	Factor de erodabilidad (vulnerabilidad del suelo)
L	Factor de longitud de pendiente, adimensional
S	Factor de gradiente de pendiente, adimensional
C	Factor de cobertura, adimensional
P	Factor de practica de conservación, adimensional

La conversión de unidades es un aspecto importante a considerar por lo que a continuación se presentan algunos factores de utilidad.

Cuadro 20.2. Factores de conversión unidades para los parámetros de la EUPS.

Transformar de	Unidades empleadas en EU	Multiplicar por	Para obtener	Unidades del sistema Internacional
Erosividad (R)	$(100 \text{ x pies}) \text{ x (ton-f) x (pulgada)}$ $(\text{acre}) \text{ x (hora) x (año)}$	<b>17.02</b>	$(\text{megajoule}) \text{ x (mm)}$ $(\text{hectárea}) \text{ x (hora) x (a año)}$	Mj mm ha a
Erodabilidad (K)	$(\text{ton}) \text{ x (acre) x (hora)}$ $(100 \text{ x acres}) \text{ x (pies) (ton-f) x}$ $(\text{pulgada})$	<b>0.1317</b>	$(\text{tonelada}) \text{ x (hectárea) x}$ $(\text{hora})$ $(\text{hectárea}) \text{ x (megajoule)}$ $\text{x(mm)}$	$\frac{\text{t ha h}}{\text{ha Mj mm}}$
Pérdida de suelo (A)	$(\text{ton}) / (\text{acre})$	<b>2.242</b>	$(\text{tonelada}) / (\text{hectárea})$	t / ha

ton = 907 kg; ton-f = tonelada-fuerza; tonelada = 1000 kg; joule = Newton x m; Prefijo Mega =  $10^6$ .

### **El Factor R**

La agresividad de la lluvia se establece con el producto de dos características de la lluvia.

(Energía cinética) x (Intensidad máxima en 30 min.)

La función que determina la relación entre energía e intensidad de la lluvia es como se indica a continuación

$$E = 0.119 + 0.0873 \log_{10} (I) \dots\dots\dots(6)$$

En la ecuación (7) las unidades de energía son MJ/ha. mm. Para intensidades mayores de 76 mm/hora, el valor de la energía cinética es de 0.283

Cuando es difícil de estimar R, alternativamente se tiene el índice modificado de Fournier (IMF):

$$IMF = \sum p_i / P^2 \dots\dots\dots(7)$$

Donde:

$p_i$  = precipitación del mes i  
P = Precipitación anual

### **Factor K.**

Indica la susceptibilidad del suelo a la erosión. Experimentalmente se puede determinar en una parcela estándar de 22.13 m de longitud, con 9% de pendiente, bajo condiciones de suelo desnudo, y sin prácticas de conservación. Se puede deducir manipulando los factores de la ecuación.

$$K = A / RLSCP \quad \Rightarrow \quad K = A / R$$

La determinación por vía experimental requiere mucho tiempo. Como alternativa se puede usar un nomograma el cual está basado en algunas propiedades del suelo como contenido de materia orgánica, estructura, textura y permeabilidad. En la literatura se reportan valores de K adecuados por tipo de suelo. Otra alternativa es la determinación de laboratorio con simuladores de lluvia.

**Factor L**

Indica el factor de pendiente. No tiene dimensiones y se estima por una ecuación basada en las dimensiones de la parcela experimental.

$$L = (x / 22.3)^m \dots\dots\dots(8)$$

Donde:

L = factor de longitud de pendiente;  
 x = longitud de pendiente; y  
 m = exponente = 0.5 para suelos forestales

**Factor S**

Indica el factor de grado de pendiente. No tiene dimensiones y se estima por una ecuación basada en las dimensiones de la parcela experimental.

$$S = (0.43 + 0.3 s + 0.043 s^2) / 6.613 \dots\dots\dots(9)$$

Donde:

S = factor de gradiente de pendiente  
 s = pendiente en porcentaje

**Combinación de los factores L y S**

Para propósitos de simplificación los factores L y S se pueden combinar a partir de las ecuaciones anteriores. La expresión combinada es como se indica a continuación:

$$LS = (x / 22.13)^{0.5} (0.065 + 0.045 s + 0.006 s^2) \dots\dots\dots(10)$$

Donde:

LS = factor combinado de L y S  
 x = longitud de pendiente  
 s = pendiente en porcentaje  
 m = exponente = 0.5 para suelos forestales

Existen procedimientos específicos para estimar el factor LS en paquetes de información geográfica como en ArcView (Desment and Govers, 1996) y en IDRISI (Millward and Mersey, 1999).

**Factor C**

Indica el factor de cobertura. Varía de 0 a 1. En manejo agrícola se considera el manejo de los residuos de cosecha, pero en el caso de áreas forestales este factor considera, cobertura de árboles y del sotobosque, y la presencia de mantillo. La presencia de sotobosque y mantillo reduce considerablemente el valor del factor C, lo que se traducirá en cantidades pequeñas de pérdidas de suelo. La siguiente tabla muestra algunos ejemplos de valores asignados al factor C en bosques (Wischmeier and Smith, 1978).

Cuadro 20.3. Intervalo de valores de C para bosques no perturbados.

(%) Cobertura de árboles y sotobosque	(%) Cobertura de mantillo $\geq$ 5 cm de profundidad	Valor de C
100-75	100-90	0.0001-0.001
70-45	85-75	0.002-0.004
40-20	70-40	0.003- 0.009

### ***Producción de Agua en los Ecosistemas Forestales***

La percepción de que el planeta se compone en tres cuartas partes de agua predispone a pensar que el agua es un recurso ilimitado. Sin embargo, se estima que sólo alrededor del 3% del total del agua del mundo es agua dulce y que de esta fracción la mayor parte se concentra en forma congelada (Hewlett, 1982). Considerando los ecosistemas terrestres y la sociedad en conjunto la fracción de agua contenida en estos entornos equivalente a sólo el 1%. El agua de los lagos y ríos representa menos del 0.05%, mientras que la cantidad de agua del suelo y del subsuelo representa alrededor del 0.6%. En la región de la atmósfera más cercana a la superficie terrestre (troposfera) se encuentra una cantidad de agua equivalente al 0.001% del total mundial (Hewlett, 1982; Pritchett, 1987).

Aunque la mayor parte de la precipitación es de origen marino, se cree que el agua evaporada del suelo y vegetación (evapotranspiración) puede influir regionalmente en la precipitación (Pritchett, 1987). Por ejemplo, se estima que en la cuenca del Amazonas el 25-50% de la precipitación se deriva de la evapotranspiración de la misma cuenca (Salati and Vose, 1984). Por la magnitud del área con vegetación, el caso de la cuenca del Amazonas es una situación particular. Lo anterior no significa que en general los bosques generan lluvia (Golding, 1970).

### ***El agua en México***

De los 1 519 km<sup>3</sup> de precipitación que ocurre en el país, el 70% se evapora, 27% escurre y sólo el 3% se infiltra en el subsuelo para la recarga de acuíferos (Carabias, 2004). Uno de los problemas principales del agua en México es su desfavorable distribución espacial que combinado con una mala distribución de la población agudizan el problema. Por ejemplo, la mayor parte de la precipitación ocurre en el sur del país donde habita un 24% de la población que genera el 23% del PIB. En cambio, en el resto del país donde la precipitación es menor, en especial en la región norte, se concentra el 76% de la población que genera 77% del PIB (Carabias, 2004). Los datos anteriores indican que la precipitación y el potencial de producción de agua es menor en las regiones de mayor actividad económica que en la regiones de menor actividad. Esta distribución desfavorable de la precipitación sugiere que un PSAH en México debe considerar las desventajas en demanda que regionalmente pueden surgir en el país y que podrían dejar fuera de posibilidad de compensación a poseedores pobres que resguardan importantes ecosistemas tropicales del sur del país. Ante tal situación y por la posible falta de compradores de servicios ambientales en ciertas regiones, el mercado de servicios ambientales por conservación de la biodiversidad debe tener más peso que el de los servicios hidrológicos. Componentes del balance de agua

El balance de agua en los ecosistemas forestales se explica de una forma más simple considerando la cuenca. El balance se hace con base en la ley de conservación de masas. En la forma más simple las entradas y salidas de agua del sistema (la cuenca) se representan como se indica a continuación

$$P = Et + Q + \Delta S \dots\dots\dots(10)$$

Donde :

P = precipitación

Et = Evapotranspiración (transpiración del suelo y vegetación)

Q= Representa los componentes de escurrimiento (Superficial, subsuperficial y subterráneo)

$\Delta S$  = cambios de almacenamiento de agua en el suelo.

En el largo plazo los cambios de almacenamiento de agua en el suelo tienden a cero. Lo que significa que el balance se puede simplificar considerando sólo los competentes Et y Q (Hewlett, 1982).

El dosel del bosque retiene una porción de la precipitación que posteriormente puede regresar a la atmósfera vía evaporación. A esta porción de la precipitación retenida en el dosel se le llama intercepción por follaje. La cantidad de intercepción varía de 10-35 % de la precipitación total. Como es de suponerse la cantidad de follaje por unidad de area entre otras variables determina la cantidad de agua retenida en el dosel. El general los bosques de Oyamel y Pseudotsuga retienen mas que los pinos y a sus ves estos retienen mas que la especies de hoja ancha (Waring and Schlesinger, 1985). En un bosque tropical caducifolio de México, se requirió de precipitaciones de mas de 100 mm para que el agua de lluvia pueda llegar al suelo (Galicía et al., 1999).

La forma de evaluar intercepción es realizando mediciones de precipitación en áreas abiertas y bajo el dosel. Por simple balance de masas la diferencia en precipitación entre el área abierta y la precipitación bajo el dosel es la intercepción. Se deben tener suficientes colectores bajo el dosel (15-20) para representar la variabilidad espacias de los eventos de lluvia sobre todo bajo el dosel. Generalmente, la variación de la precipitación es menor en áreas abiertas. El agua que logra pasar a través del dosel es conocida como throughfall en la literatura internacional.

Otra porción de la lluvia escurre por los troncos de los árboles. Aunque la cantidad escurrida por los troncos en bosques de pino es del 2% en bosques de Fagus puede representar el 12% de la precipitación (Waring and Schlesinger, 1985). Para medir el escurrimiento sobre troncos se adhiere alrededor del tronco un material moldeable de tal forma que dirija la salida de agua a un colector.

El mantillo del suelo también retiene agua de la lluvia. Una unidad de peso de mantillo retiene dos veces más su peso. Se estima que en los bosques la intercepción en matillo es de alrededor del 5% pero dependiendo de la profundidad del mantillo la intercepción puede llegar al 17% (Pritchett, 1987).

Las salidas de agua por transpiración de los árboles en gran medida determinan la cantidad de agua almacenada en el suelo durante la época seca. En la época de húmeda la transpiración de los árboles puede influir en recarga de agua subterránea. La cantidad de

agua transpirada varía con las especies. Las variables que del bosques que están relacionadas con la transpiración como son el índice de área foliar y área basal total y de albura (o tejido activo en la conducción). Para que la dirección de la investigación forestal en México sea coherente con el PSAH se debe generar información básica de este tipo.

Una forma de evaluar la cantidad de agua transpirada es mediante la selección de dos microparcels en campo. Se debe procurar que ambas parcelas estén muy cercanas y que sean lo más homogéneas posible en cuanto a la profundidad del suelo. Como las dos parcelas están cercanas, la cantidad de precipitación y la cantidad de agua hacia el subsuelo en ambas parcelas es igual. Aplicando el balance de masa en cada microparcels (microparcels 1 y microparcels 2) se hace la calibración para llegar a la siguiente expresión:

$$Et_1 - Et_2 = \Delta S_1 - \Delta S_2 \approx 0$$

Si después de probar la hipótesis de que las diferencias entre los componente  $Et$  y  $\Delta S$  de las parcelas es cero se concluye que es cierto, lo que procede es aplicar un tratamiento para eliminar la transpiración en una microparcels. Por ejemplo, los árboles de una microparcels se pueden asperjar con un producto antitranspirante. Los cambios en humedad del suelo después del tratamiento son una estimación del agua transpirada.

### ***El agua en los Bosques***

En general, se ha concebido que una mayor cobertura arbórea se asocia con un mayor potencial del ecosistema para la producción de agua de calidad, sin embargo esta percepción no se puede generalizar por las variantes propias que se dan en cada cuenca. Por ejemplo, la profundidad del suelo es muy importante para definir el potencial de almacenamiento de agua. La fisiología de las especies arbóreas y la combinación con pastos puede influir en las cantidades de agua que se evaporan y escurren en una cuenca (Hewlett, 1982).

Se ha comentado la posibilidad de la influencia directa del bosque para favorecer incrementos en la precipitación. Esta idea ya se concebía desde el primer siglo D.C. (Andréassian, 2004) y aun perdura en algunos sectores de la comunidad científica. Estudios del pasado (Stanhill, 1970) concluyeron sobre la relación directa del bosque y la precipitación pero es muy probable que los métodos disponibles en ese tiempo no hayan tenido la capacidad de resolución para detectar esos cambios reportados que en general eran menores al 10%. Localmente, los bosques conducen a atmósferas mas saturadas de humedad, pero la conexión de este cambio con una mayor precipitación no es fácil de probar. Existen condiciones muy locales donde la presencia del bosque parece ser un factor crítico para una mayor cantidad de precipitación. Por ejemplo, los bosques del Pacífico en la región de San Francisco California interceptan cantidades importantes de agua en forma de niebla (Pennman, 1963 en Pritchet). Al parecer, las cantidades de niebla interceptadas por el follaje son de importancia en al balance de agua de un ecosistema. Las cantidades de agua en forma de niebla también han demostrado su importancia desde el punto de vista de contaminación ya que las entradas de contaminantes en los bosques con niebla se da por vía húmeda cuando los compuestos de la atmósfera son disueltos en las minúsculas gotas de agua (Waldman et al., 1982). Estas evidencias nos llevan a la pregunta de ¿Cómo debería el PSAH en México considerar algunos bosques mesófilos de montaña asociados a niebla en la Sierra Madre Oriental y en la Sierra de Chiapas?. La

captación por interceptación en forma de niebla podría ser un dato importante para los vendedores de servicios de estos lugares. Además, en este tipo de bosques la presencia del dosel parece tener más efecto sobre la captación de agua comparada con la condición de un bosque de pino. En Guatemala la contribución de la niebla al balance de agua en algunos bosques es de 1mm por día en la estación seca y 0.5 mm por día en la estación húmeda, esta contribución aunque aparentemente mínima podría ser significativa para mantener el nivel de producción de agua potable en la región (Holder, 2004). A medida que la niebla es depositada en el follaje la capacidad de retención del dosel se agota y se presenta un goteo que se identifica como precipitación de la niebla. La contribución de la precipitación de la niebla llega a representar hasta el 48% de las entradas totales de precipitación en algunos bosques de Colombia (Cavelier and Goldstein, 1989). En resumen un PSAH debe considerar que en cierto tipo de bosques la precipitación de la niebla o la “precipitación oculta” puede ser relevante.

Para facilitar la realización del balance de agua en una zona forestal se ha recurrido a las cuencas, las cuales definidas por su topografía se pueden estimar con mas certeza los volúmenes de agua que entran y salen del sistema. El balance de agua en una cuenca se hace con fundamento en un balance de masas y es el resultado del balance el dato que se emplea para inferir los efectos del tratamiento en una cuenca. Para estudiar los cambios que se producen en el balance del agua por efecto del cambio de uso del suelo hay en general dos enfoques. El primero es caracterizar los procesos hidrológicos en una cuenca y después de algún tiempo aplicar un tratamiento para evaluar las diferencias observadas. Con este enfoque no hay posibilidad de conocer la respuesta que hubiera tenido la cuenca si no se hubiera aplicado el tratamiento. Para resolver esta desventaja, se ha adoptado el segundo enfoque en el que se eligen dos cuencas los más homogéneas posibles. Después de un periodo de calibración de ambas cuencas (hacer una regresión entre las salidas anuales de agua de ambas cuencas) se aplica el tratamiento a una de ellas (por ejemplo remoción de arbolado). Se miden los efectos de la remoción a partir de las diferencias entre el volumen de agua estimado con la calibración (regresión) y los volúmenes reales observados después de aplicado el tratamiento (Hewlett, 1982). Este último procedimiento se conoce como el de cuencas gemelas.

Una sugerencia para el PSAH podría ser la de localizar los predios elegidos en el marco de una cuenca. Con el procedimiento que ya inició el PSAH (en 2003) difícilmente van a coincidir el área por la que se pagan los servicios ambientales y la delimitación de una cuenca. Sin embargo, con fines de considerar el seguimiento de muestreo, es probable que una cuenca a pequeña escala dentro del predio pagado, pueda reflejar el beneficio de mantener la cobertura con relación a la cantidad y calidad del agua. De hecho, en la reunión de Arequipa Perú en 2003 (FAO, 2004) se concluyó que un sistema de PSAH a nivel de microcuenca podría ser más manejable, debido a que los costos de administración se reducen, la relación entre los agentes económicos es directa y el servicio se puede definir con mayor claridad.

En el ámbito internacional, la aplicabilidad de los sistemas de PSAH en cuencas hidrográficas se ha visto limitada por una serie de suposiciones que probablemente no correspondan a la realidad (FAO, 2004). Desafortunadamente, en muchos casos la difusión del impacto probable que resulta de la alteración de los ecosistemas forestales se difunde a mayor velocidad comparado con la rapidez con que se logran evidencias para comprender el comportamiento de los ecosistemas alterados (Powers, 1999). Por ejemplo, los estudios de hidrología iniciados a principios de 1800 no han manejado apropiadamente la relación



de los bosques y la lluvia por tender a la generalización. Otra tendencia actual en que generaliza es el hecho de asociar cualquier evento de inundación con la corta del bosque (Andréassian, 2004).

Las cuencas como unidad responden de manera muy diferente a la reducción de cobertura arbórea y en muchos casos es mayor el daño que se genera por la forma en que se lleva a cabo la remoción del arbolado más que por la reducción en la proporción de cobertura arbórea (Andréassian, 2004). El suelo es un componente clave en el ciclo hidrológico y cualquier alteración causada por los aprovechamientos forestales e incendios generalmente se manifiesta en los volúmenes de agua salidos de la cuenca. A continuación se comenta las suposiciones que de acuerdo a los trabajos de la reunión en Arequipa Perú han limitado la aplicabilidad del PSAH en cuencas (FAO, 2004)

(1) La reforestación es una vía para aumentar la disponibilidad de agua. La realidad posible a esta premisa es que la reforestación puede disminuir la disponibilidad de agua. Los resultados que se han logrado alrededor de cien años en experimentos de cuencas gemelas indican que la deforestación conduce a mayores descargas de agua de la cuenca mientras que la reforestación induce disminuciones en la salida de agua (Andréassian, 2004). Aunque el resultado anterior se muestra consistente en los casos estudiados, Andréassian (2004) enfatiza sobre la alta variabilidad en la respuesta de cada caso particular. La amplia variación se explica tanto por diferencias biofísicas de las cuencas como por las condiciones climáticas en las que se llevó a cabo cada experimento. Las experiencias con bosques de eucalipto en Australia indican que después de la remoción del arbolado, la producción de agua se reduce en la medida que la nueva masa forestal se establece. El proceso de disminución en la producción de agua tiende a un mínimo hasta la edad de 15 años y posteriormente inicia el periodo de recuperación hasta recuperar los niveles en producción de agua alrededor de los 50 años (Kuczera, 1987). Los datos de la cuenca Picaninny en Australia, en el periodo de 1973 a 1995, confirman el comportamiento propuesto por Kuczera (Vertessy et al., 1998). La interpretación de este comportamiento es que la máxima disminución en la producción de agua se alcanza cuando el área basal de la albura (i.e., área activa en la conducción de agua en el corte transversal del árbol) llega a su máximo (Vertessy et al., 2001).

(2) La cobertura vegetal reduce la probabilidad de grandes inundaciones. La realidad de esta premisa puede ser que la vegetación no influye en la magnitud y periodicidad de inundaciones. Después 30 años los estudios de una cuenca en Colorado indicaron que una deforestación del 40% tuvo efecto positivo en el volumen de la descarga anual, pero los picos y volúmenes de inundación se mostraron más variables, incluso disminuyeron por el efecto de la corta en algunos años (Troendle and King, 1985). No se puede negar que la corta del bosque tiene efecto en el volumen anual de la salida de agua. Pero también se debe considerar que la remoción de cobertura tiene efecto temporal y después de un periodo que va de 5 a 7 años, el comportamiento hidrológico de las áreas forestales tiende a su estado original (Hewlett, 1982).

(3) La reforestación reduce la pérdida de suelo. La realidad es que dependiendo de la especie la reforestación puede favorecer la erosión. En general, los efectos de la reforestación se reflejan en la reducción de pérdidas del suelo. Sin embargo, debe considerarse que una reforestación protegerá más eficientemente el suelo en la medida que se logre el cierre de copas para reducir la energía cinética de las gotas de la lluvia. El efecto de la práctica en los primeros años del establecimiento es reducido. Los beneficios de la

reforestación también se reflejan en ganancias de materia orgánica en el suelo superficial lo que favorece una buena estructuración y mayor resistencia a la ruptura de agregados del suelo. En un plan de reforestación se deben elegir las especies que entre otros atributos benéficos presenten crecimiento rápido y formas de copa tiendan a cerrarse pronto. Las gotas de agua que caen al suelo y se forman en el dosel de la plantación son más grandes que el promedio de gotas de la lluvia. Estas gotas alcanzan una velocidad terminal que si bien no es igual a las de las gotas directas de las lluvias si es suficiente para causar desprendimiento del suelo. Por esta razón en las reforestaciones la altura de los árboles es importante. En plantaciones con árboles de 4 m de altura le corresponde un valor del factor C dos veces más grande que el que le correspondería a una plantación de 1 m de altura (Wischmeier and Smith, 1978). La protección del dosel es importante pero mientras sea posible debe ir armonizada con una cobertura del suelo para mayor efectividad.

(4) Los bosques incrementan la precipitación. La realidad es que los bosques tienen poco efecto a escala local, aunque a nivel regional pueden tener influencia. Sólo existen casos especiales como el de la cuenca del Amazonas donde del 25-50% de la precipitación se origina por la alta evapotranspiración (Schlesinger, 1997). El otro caso particular, el bosque de niebla donde la presencia del dosel es fundamental para interceptar agua de la niebla y contribuir con entradas de agua en el balance de agua.

Para que un PSA sea sólido, se requiere certidumbre en la relación de los procesos naturales del ecosistema y los servicios a vender. Se recomienda que un PSAH tome en cuenta las siguientes experiencias de la literatura (Andréassian, 2004; Vertessy et al., 2001; Vertessy et al., 1998; Watson et al., 2001) acerca del ciclo de agua y el bosque.

La reducción en la cobertura arbórea conduce a mayor producción de agua y los picos del escurrimiento. Asimismo, cuando se incrementa la cobertura del bosque se reduce la producción de agua. La magnitud de los incrementos o reducciones en la producción de agua son proporcionales a los cambios en la disminución o incremento de cobertura arbórea. La magnitud de los incrementos en la producción de agua están influenciados por la magnitud de la precipitación de la localidad.

Los cambios en producción de agua son difíciles de detectar si la remoción de arbolado es menor a 25% del total de la superficie de la cuenca (asumiendo que la cuenca testigo tiene una cobertura del 100%). Los bosques usan más agua que los pastizales. En los pastizales se espera mayor escurrimiento superficial y mayor recarga en el subsuelo.

Los estudios de producción de agua en cuencas forestales se han enfocado a explicar los cambios en la producción principalmente por los cambios en la cobertura arbórea. La variabilidad de los resultados obtenidos en la literatura sugiere que hay otras variables de la masa forestal y del suelo que pueden explicar mejor los cambios de la producción de agua. Otras variables del arbolado pueden ser, área basal, área basal de albura, índices de área foliar. Estas variables están directamente relacionadas con la transpiración del bosque. La profundidad del suelo y la facilidad del agua para desplazarse dentro del suelo (i.e., conductividad hidráulica) son variables que en conjunto con la cantidad de precipitación determinan el potencial de la cuenca para almacenar agua en el suelo superficial y en el subsuelo. En bosques con suelos profundos, el estrato arbóreo y los pastos no compiten por agua ya que las raíces exploran diferentes profundidades de

suelo. En la medida que el suelo es más delgado el estrato arbóreo y los pastos competirán por la poca agua almacenada del suelo.

La fisiología de la especie también es determinante en el balance de agua. Las especies con menor uso eficiente de agua no favorecen el almacenamiento de la misma. En este sentido, el PSAH debe considerar las especies y su proporción en el área del predio.

Los resultados del estudio en cuencas dejan la lección de no generalizar los resultados de un trabajo. Se debe aceptar que hasta el momento la investigación en cuencas muestra que la respuesta de las cuencas a la remoción de arbolado es extremadamente variable. Actualmente los hidrólogos se están enfocando en los procesos fundamentales que determinan la dinámica del agua en los bosques. Esos procesos fundamentales se están estudiando a nivel de rodal, árbol y hoja. Como los estudios de este tipo son escasos en México, el PSAH deberá iniciar con la información existente y aprovechar las experiencias obtenidas en otros ecosistemas, pero en la medida que se genere información ésta se debe considerar en la aplicación de un esquema de PSAH.

#### Correspondencia entre los criterios definidos por el PSAH y la literatura

Un requisito clave del PSAH es que los bosques y selvas a ser apoyados posean una cobertura del 80%. Aunque se puede cuestionar este valor de cobertura, se considera que este requisito para el inicio del PSAH es adecuado. Principalmente porque al escoger coberturas hay altas posibilidades de que otros componentes del ecosistema como la calidad del agua y la biodiversidad estén en buen estado. Además, si hay buena ocupación del suelo probablemente hay incrementos en biomasa (carbono) aceptables.

La decisión del 80% pudo haber surgido de la deducción de una relación aparentemente lógica, a mayor cobertura mayor producción de agua. Pero se debe mencionar que fue en el ámbito de la investigación del ciclo hidrológico donde primeramente se manejó esta generalización (Andréassian, 2004). Los estudios en cuencas forestales han considerado casi exclusivamente la variable cobertura para explicar los cambios en las salidas de agua.

Los resultados de la investigación no indican que existe una cobertura óptima que se pueda generalizar en todos los ecosistemas para proteger el agua de las zonas forestales. Lo que sugieren las investigaciones es dar una mayor atención a procesos claves como transpiración a nivel de rodal y de árbol. Estas variables pueden explicar más que cobertura (Vertessy et al., 2001; Vertessy et al., 1998).

Una cobertura del 60% no necesariamente pone en riesgo la disponibilidad de agua en un lugar si el suelo permanece cubierto con pastos que eviten la erosión. El punto central es considerar otras variables como el suelo. Algunos bosques templados de las zonas altas del centro del país tienen coberturas de 40% pero tienen suelos profundos y probablemente no se esté comprometiendo el abasto de agua en estos lugares.

La decisión del PSAH de dar mayor compensación en bosque nublados, es adecuada y coincide con los resultados de investigación. Fuera del caso particular del Amazonas, el bosque nublado es el único ecosistema que parece tener entradas adicionales de agua por la presencia de la vegetación arbórea (Holder, 2004).

El PSAH iniciado en México puede cumplir con su misión de detonar el mercado de los servicios ambientales pero se requiere al mismo tiempo iniciar investigación para generar información básica. La información básica puede ser útil para dar más confianza a los oferentes y compradores acerca de los beneficios que genera el bosque.

### ***Inventario y evaluación de la biodiversidad***

Las tendencias en el estudio de los elementos de la biodiversidad y su uso pueden abarcarse a partir de un inventario inicial y con un subsecuente monitoreo, lo anterior resalta la importancia de llevar a cabo inventarios nacionales base (línea base) de los recursos de biodiversidad y sus respectivos usos, sobre todo porque a nivel mundial se tienen pérdidas constantes y alarmantes de especies (WCMC, 1994; 1996).

La primera evaluación sobre la biodiversidad y su sustentabilidad servirá de línea base, sobre todo si no se cuenta con ninguna referencia anterior. Se considera pertinente llevar a cabo la mayor recopilación de estudios existentes ya que en primer instancia pueden sustituir la línea base, además de ser invaluable en caso de que no se cuente con información de series de tiempo (WCMC, 1996).

Algunas de las fuentes con información existente pueden cubrir el conocimiento sobre la biodiversidad a nivel local, regional o global y pueden ser documentos publicados o no (reportes internos, base de datos o archivos digitales), existentes a nivel nacional o información generada en otro país. En el caso de fuentes nacionales se puede recurrir a museos, centros educativos o de investigación, dependencias gubernamentales (asociadas a la actividad forestal y de fauna), organizaciones no gubernamentales (ONGs), además del sector privado.

Durante el desarrollo de la Convención sobre Diversidad Biológica (CBD por sus siglas en inglés) llevada a cabo en 1992 por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 1992) se plantearon diferentes objetivos entre los que destacan: la conservación de la diversidad biológica, el uso sustentable de sus componentes y la distribución equitativa de los beneficios derivados de los recursos genéticos.

Tomando en cuenta el documento Guía para Estudios Nacionales de Diversidad Biológica y La Evaluación del Estado de la Biodiversidad y Sustentabilidad publicado por el Centro de Monitoreo para la Conservación Mundial (WCMC por sus siglas en inglés) en 1994, la Diversidad Biológica de México: Estudio de País (CONABIO, 1998) y la Estrategia Global para la Biodiversidad. Pautas de Acción para Salvar, Estudiar y Usar en Forma Sostenible y Equitativa la Riqueza Biótica de la Tierra (WRI-UICN-PNUMA, 1992), en este documento se exponen los métodos utilizados para evaluar la biodiversidad en su sentido más amplio, tratando de proveer las bases para una futura investigación, cuáles son las amenazas y usos y algunos requerimientos para lograr un uso sustentable, determinando la información que se requiere, la mejor manera de colectarla y finalmente identificando el mejor uso. En general se describe la información relacionada con tres niveles para la evaluación de biodiversidad: hábitas, especies y diversidad genética.

## **Hábitats**

La pérdida o modificación del hábitat es la principal causa de declinación mundial de la biodiversidad (WCMC, 1992) y por tanto su seguimiento es esencial en cualquier evaluación nacional. Los requisitos clave son:

- Generación de mapas con la distribución actual de hábitats
- Estimaciones de las tasas de cambio por tipo de hábitat
- Estimación de las condiciones que generan el cambio

Desde el punto de vista técnico es difícil llevar a cabo la evaluación continua de hábitats, sobre todo por la falta de una definición universal sobre lo que se entiende por hábitat o ecosistema y sus sistemas de clasificación. En general los hábitats se definen en referencia a especies vegetales junto con características estructurales, topográficas o geológicas. En la práctica los tipos de hábitat corresponden a los tipos de vegetación. Es importante distinguir entre los sistemas que tratan de llevar a cabo mapas de la vegetación potencial, antes del impacto humano, y aquellos que generan mapas de la vegetación actual. Cada uno de estos enfoques tienen diferentes aplicaciones, sin embargo, la última es de mayor importancia dentro de la evaluación de la biodiversidad.

Existen diferentes clasificaciones del hábitat que se enfocan en las características de la vegetación, algunos de los criterios son:

- Fisionomía: características de altura, forma de crecimiento, cobertura
- Bioclimática: regimen prevaleciente del clima
- Fenología: retención de follaje (perenifolio, caducifolio)
- Florística: presencia de determinados taxa
- Funcional: manejo y usos (i.e. producción de madera)

Muchos de los esquemas o combinación de los anteriores incluyen otros parámetros que afectan la cobertura como son: uso de la tierra, historia de disturbios, tipo de suelos y geología.

Los sistemas de clasificación de hábitats se han desarrollado a nivel global, continental y nacional/local. La escala determina el nivel de aplicación, por ejemplo, los esquemas globales son de muy baja resolución y son útiles para la planeación a nivel nacional; por el contrario, el detalle que se requiere a nivel local es impráctico a nivel continental o global.

Independientemente de la definición que se utilice de hábitat dentro de la evaluación de la biodiversidad, es importante considerar que existen principios básicos en la medición de las tasas de cambio. Requiere destacarse en primer lugar, la necesidad de una serie consistente de mediciones tomadas en un periodo determinado de tiempo y a partir de las cuales se pueden calcular las tasas de cambio en el hábitat. Las pérdidas de hábitat a una escala grande (por ejemplo, la reducción en cobertura) pueden medirse más fácilmente a través de sensores remotos. Una evaluación rápida y relativamente barata en la evaluación de áreas de extensión considerable es el uso de imágenes de satélite.

Los vuelos sistemáticos de reconocimiento pueden ser útiles en áreas pequeñas, sobre todo para la confirmación visual de información generada en las imágenes de satélite. Será necesario llevar a cabo investigación en escalas más finas con el fin de realizar inventarios y registros en hábitats menos extensos, como por ejemplo los manglares y sistemas ribereños, además de determinar la extensión de modificación del hábitat, como en el caso de los cambios en la vegetación del sotobosque.

En general un muestreo estratificado en donde se combine el 100% de cobertura a través de imágenes de satélite con un 10% de muestreo de fotografías aéreas y 1% de verificación detallada en campo puede ser la opción desde el punto de vista económico (WCMC, 1996).

Las definiciones de la condición del hábitat tienden a ser altamente dependiente del objetivo. Por ejemplo, desde el punto de vista forestal el interés principal puede dirigirse a la biomasa forestal, su distribución diamétrica o la presencia de especies comerciales; un ecólogo estará más interesado en las funciones del ecosistema como son los ciclos de nutrientes o agua.

Para la mayoría de los objetivos, la integridad del bosque (como el conservar un hábitat o el mantener las funciones del ecosistema) y la biodiversidad son indicadores útiles de la condición del bosque. Los bosques primarios generalmente presentan una alta integridad estructural (alta continuidad en grandes bloques) además de presentar alta biodiversidad. En general los disturbios de origen antropogénico reducen tanto la biodiversidad como la integridad, siendo la frecuencia e intensidad lo que determina la naturaleza, magnitud y duración de los efectos. En muchos hábitats el uso selectivo puede incrementar la biodiversidad. Los bosques que se encuentran altamente degradados han reducido en forma considerable la biodiversidad e integridad forestal en comparación con los bosques primarios dentro de una misma región y pueden presentar una capacidad de recuperación limitada.

Se han desarrollado varias técnicas para medir la magnitud de la fragmentación de hábitats, sin embargo, se desconoce en que medida este efecto se traduce en pérdida de la biodiversidad. La mayoría utiliza información proveniente de sensores remotos como son: imágenes de satélite, fotografías aéreas y mapas. Se han desarrollado varios índices para medir la fragmentación del bosque, dos de ellos utilizados por la FAO (1993) citado en WCMC (1996): índice de Área/Perímetro y la Proporción del Límite/Centro (edge/core ratio ECR por sus siglas en inglés), aunque puede aplicarse a otros hábitats.

### **Pérdida del hábitat y reducción de la riqueza de especies**

La pérdida del hábitat puede reducir los niveles de biodiversidad por la eliminación de especies o comunidades restringidas a localidades geográficas particulares, ya que se disminuye el área disponible del hábitat más allá de su límite mínimo necesario para mantener los procesos ecológicos, además también se reducen las poblaciones de especies por abajo de su nivel de viabilidad, lo cual potencialmente conduce a la extinción.

Los efectos de la pérdida de hábitat pueden incrementarse si se presenta la fragmentación, ya que las poblaciones de especies confinadas a pequeños fragmentos son altamente vulnerables a la extinción en el mediano y largo plazos, sobre todo por las restricciones estacionales y los hábitos migratorios de ciertas especies (aves, algunos

mamíferos, mariposas). Algunos estudios (Simberloff, 1999; Noss, 1999; Lindenmayer, 1999) mencionan que determinadas especies pueden ser más susceptibles a tolerar la fragmentación del hábitat.

### **Especies**

La relación beneficio-costos resulta muy alta y poco efectiva si se da una alta prioridad a inventariar cada una de las especies por taxon presente en el país. Uno de los requerimientos clave es la identificación de áreas con una alta diversidad de especies, aunado con la identificación de áreas prioritarias para evaluar especies amenazadas. El inventario de especies amenazadas, endémicas y económica o socialmente importantes que incluyen los ancestros más cercanos de especies domesticadas, constituyen en general la más alta prioridad en la recopilación de información (WCMC, 1992; 1996).

Puede ser práctico el enfocar los esfuerzos a los taxa más conocidos: vertebrados, plantas vasculares y algunos grupos de invertebrados (por ej., mariposas, libélulas) como indicadores generales de la biodiversidad sin embargo, no se ha establecido hasta que punto esto puede hacerse de manera extensiva.

De acuerdo con el WCMC (1999) un primer paso para el estudio a nivel nacional debe evaluar la información disponible de los siguientes componentes:

1. Especies en peligro de extinción, utilizando algún sistema internacionalmente aceptado para las categorías en extinción (por ej., The Nature Conservancy – TNC-);
2. Especies endémicas cuya conservación sea responsabilidad exclusiva del país;
3. Especies económica o socialmente importantes;
4. Las especies indicadoras o clave, de importancia pivotal en el ecosistema y que pueden utilizarse como medidas de su disturbio o condición actual;
5. Razas locales, variedades y especies silvestres que requieren medidas de conservación;
6. Especies presentes en áreas de conservación;
7. Especies conservadas en colecciones *ex situ* dentro del país;
8. Especies “bandera” utilizadas para apoyar acciones de conservación;
9. Especies protegidas legalmente, ya sea nacional o internacionalmente; y
10. Otras especies presentes en el país, concentrándose en nombres científicos y comunes, su distribución y hábitas preferidos.

### **Especies amenazadas**

Se han desarrollado métodos para categorizar la severidad de amenaza que enfrentan las especies. Estas categorías se utilizan como una herramienta de conservación con el fin de detectar especies en riesgo, a partir de lo cual se pueden priorizar las actividades encaminadas a su conservación.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) desarrolló dos sistemas que han sido aceptados y utilizados como un estándar mundial: Red Data Book y Red List Programme (por sus nombres en inglés). La clasificación se basa en la severidad

que enfrentan las especies de acuerdo a una revisión de los factores que las afectan y el alcance que esto tiene en la distribución de las especies. Las categorías se aplican a especies a nivel global, sin embargo, los sistemas desarrollados carecen de criterios objetivos (WCMC, 1996).

A mediados de los 90 se diseñó un nuevo sistema que trata de dar un marco conceptual y objetivo para la clasificación de especies de acuerdo a su riesgo de extinción y aplicable a todas las taxa de importancia (WCMC, 1996; Forey et al., Hunter, 1999).

Para ser clasificada como amenazada la especie tiene que cumplir con uno de cinco criterios. Estos han sido considerados para llevar a cabo una evaluación de todas las especies con un rango amplio de características biológicas. Los criterios incluyen: tamaño y reducción de la población, área geográfica, patrón de ocurrencia y un análisis cuantitativo de la población.

### ***Análisis de la viabilidad del hábitat y la población (PHVA)***

Este sistema examina las prioridades de conservación de especies individuales o grupos, evaluando su estado en condiciones naturales, utiliza modelos genéticos y demográficos para obtener estimaciones cuantitativas del riesgo de extinción en diferentes escenarios y de manera prioritaria generar recomendaciones de manejo en base a las predicciones obtenidas.

Una evaluación basada en PHVA para cada especie consiste en un análisis meticuloso de la información sobre su forma de vida, dinámica de la población, ecología e historia de la población individual aunado a la información sobre el riesgo de extinción, hábitat y área protegida. Dos características clave de PHVA son el uso de información no publicada y generada por grupos de expertos, además de que la construcción de modelos de simulación para cada población tiene el fin de verificar la probabilidad de eventos determinísticos y estocásticos en la dinámica poblacional y el riesgo de extinción (WCMC, 1996).

Una de las desventajas del PHVA es el que los modelos requieren de muchos parámetros sobre la ecología e historia biológica de las especies. Estas mediciones se pueden llevar a cabo de manera precisa en poblaciones pequeñas, especies estudiadas a detalle o en poblaciones en exclusión. Sin embargo, el poder predictivo se ve reducido cuando se aplican a la mayoría de las especies en condiciones naturales, en donde el estado de conservación y los parámetros reproductivos son inciertos.

### **Diversidad genética**

Desde el punto de vista poblacional, la diversidad genética es fundamental para la evolución y adaptación a los cambios del medio ambiente. El mantener este tipo de diversidad es de alta prioridad en muchos de los programas de conservación (WRI, UICN, PNUMA, 1992; Heywood, 1997; Hawksworth et al., 1997).

De acuerdo con el WCMC (1996), la pérdida de diversidad genética es mundialmente reconocida como una amenaza a la biodiversidad, ya que puede afectar a las especies domesticadas con graves implicaciones en la productividad agrícola. Este problema tiene dos causas principales: en primer lugar las razas y variedades locales se



han cambiado por cultivos de especies introducidas con una alta producción y una consiguiente pérdida de diversidad genética; en segundo lugar las poblaciones silvestres de especies agrícolas se han reducido de manera drástica o se han perdido definitivamente.

La pérdida genética se constituye también en una amenaza para las especies silvestres que han reducido o fragmentado sus poblaciones. Tanto el número de individuos sobrevivientes como su diversidad genética o heterocigosis son importantes en la sobrevivencia de las poblaciones.

### ***Métodos para coleccionar información***

La mayoría de técnicas desarrolladas en los últimos tiempos se han aplicado a nivel nacional o dentro de las naciones tratando de identificar áreas prioritarias de conservación siendo éstas últimas las de una alta biodiversidad, con un alto número de especies amenazadas o con rangos de distribución restringidos.

En el documento presentado por el WCMC (1996) la mayoría de técnicas presentadas se refieren con acrónimos, sobre todo porque son desarrolladas y dadas a conocer a través de organismos internacionales si bien no se presentan diferencias fundamentales entre los métodos. La mayoría se enfocan a las especies como la unidad medible de biodiversidad, ignorando diversidad subespecífica o cualquier distinción taxonómica además de otros aspectos de biodiversidad. Las técnicas se basan en la recopilación de información existente, adquisición de nuevos datos o como sucede en la mayoría de los casos en una combinación.

Una de las etapas clave en la evaluación de la biodiversidad a nivel nacional lo constituye la recopilación de información existente ya que permitirá aparte de sintetizarla conocer el estado del conocimiento en el tema de interés. Tomando como base esta información se estará en posibilidad de determinar las posibilidades de conservación o la necesidad de coleccionar mayor información. Se recomienda la consulta con expertos tanto nacionales como internacionales a través de técnicas como Talleres de Conservación de la Biodiversidad y Evaluaciones de las Necesidades de Conservación. Ambas técnicas propician el captar la mayor información disponible, llegar a un consenso sobre la información existente, las necesidades de información y las prioridades de conservación.

La obtención de nueva información debe hacerse en el campo o a través de imágenes de satélite o fotografías aéreas. Sin embargo, la información proveniente de sensores remotos en general es más eficiente cuando se aplica al monitoreo de hábitats. Por otro lado, la distribución de especies y su condición solamente pueden ser registradas a través de investigación en campo.

Las técnicas de inventario para determinar la línea de biodiversidad base tienen el objetivo de conocer la composición de especies en un área particular. Existen dos principios básicos para el inventario de biodiversidad y que pueden utilizarse separadamente o en combinación dependiendo de la escala del área inventariada: uso de grupos indicadores y el uso de la extrapolación y predicción.

### **Uso de Grupos Indicadores**

El número y variedad de especies presentes en un área relativamente pequeña es muy numerosa y su identificación resulta impráctica, por lo que se tiene como opción elegir determinados taxa como “grupos indicadores”, conocidos también como “surrogados de biodiversidad” o “grupos predictores”, que se asume son representativos del total de la biodiversidad.

Ningún organismo o grupo refleja el total de patrones de distribución y abundancia del total existente, sin embargo, y de acuerdo con Noss (1990) y Pearson (1994) existen algunos criterios biológicos que pueden ser considerados durante la selección de grupos indicadores, maximizando su utilidad final, estos incluyen:

- Identificados taxonómicamente de manera que las poblaciones sean nombradas correctamente
- Biológicamente estudiados
- Grupos taxonómicos (orden, familia, tribu, género) naturalmente distribuidos con una amplia distribución geográfica y de hábitats.
- Grupos diversos que incluyan especialistas a nivel de especies y subespecies, con posibilidad de que reflejen sensibilidad a cambios de hábitat
- Representativos de los patrones de distribución y abundancia en otros taxa con los que puedan tener o no relación
- Importancia económica actual o potencial

Adicionalmente es deseable que los grupos indicadores presenten taxa que puedan ser identificados en campo, al menos a nivel de especie, sin recurrir a herbarios o especialistas sino sólo con personal entrenado anteriormente. De acuerdo con Pearson (1994), el grupo de características descritas anteriormente difiere si se habla de un monitoreo o inventario de la biodiversidad. Los grupos comunmente empleados en los inventarios incluyen vertebrados superiores (mamíferos, aves), algunos grupos de invertebrados (mariposas, hormigas) y plantas superiores (árboles). Las interpretaciones a partir de los grupos deben ser cuidadosas ya que existe poca investigación en las relaciones de biodiversidad considerando grupos diferentes (Forey et al., 1994).

### **Uso de Predicción y extrapolación**

La información de los requerimientos de hábitat de las especies aunado con la información básica de clima, altitud, tipo de suelo o cobertura pueden utilizarse para predecir la presencia de ciertas especies en áreas no inventariadas. Los sistemas de información geográfica (SIG) se utilizan comúnmente en las técnicas de inventario sobre todo se emplea para generar mapas de la distribución de especies esperadas a partir de mapas de factores del medio ambiente que sean claves y que pueden afectar su distribución. El análisis de mapas superimpuestos con la distribución de las especies permite la identificación de áreas potenciales de alta diversidad. Las predicciones pueden verificarse en campo a través de un inventario.

Los mapas básicos utilizados en SIG pueden generarse a partir de imágenes de satélite, fotografías aéreas, mapas existentes, creados a partir de inventario de campo o de la asesoría de expertos.

En el Cuadro 20.4 se presentan las diferentes técnicas existentes en el inventario de biodiversidad a diferentes escalas.

***Técnicas de inventario (WCMC, 1996):***

**I. Sistema de Manejo de Información de la Biodiversidad (BIMS: Biodiversity Information Management System).**

La Agencia de Conservación Asiática desarrolló y distribuyó el paquete de cómputo BIMS (conocido anteriormente como MASS MacKinnon-Ali Software System) que puede utilizarse en el monitoreo del estado de conservación de las especies, el hábitat natural y las áreas protegidas a nivel nacional. El sistema se basa en que la distribución y presencia de especies, cuyos requerimientos de hábitat son conocidos, pueden predecirse y plasmarse en un mapa. BIMS registra el estado de las especies individualmente a través de evaluar su distribución, la tasa de pérdida y el grado de protección requerida para los hábitats. La técnica usa modelos empíricos para estimar los patrones de distribución y abundancia de especies, partiendo de información básica almacenada en matrices de datos. Esta información incluye estimaciones de la amenaza de las especies modeladas. BIMS se basa en un mapa de clasificación de hábitats y puede generar una lista de especies confirmadas o esperadas de encontrar para cualquier localidad.

**II. Análisis de Claros (Gap Analysis)**

Esta técnica fue desarrollada por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos y consiste en identificar claros en el total de la representatividad de biodiversidad dentro de reservas (áreas manejadas con el propósito de conservación de biodiversidad). Una vez identificadas, estos claros se llenan a través de la creación de nuevas reservas, de cambios en la designación de las existentes, o cambios en las prácticas de manejo. El objetivo principal es asegurar que todos los ecosistemas y áreas con riqueza estén adecuadamente representadas en las reservas.

Los claros en la protección de biodiversidad se identifican por sobreposición de tres capas de información proveniente de SIG: mapas del tipo de vegetación, distribución de especies y manejo-uso de la tierra. Una combinación de las tres capas puede utilizarse para identificar especies a nivel individual, áreas con riqueza de especies y tipos de vegetación que no están representadas o están sub-representadas en las reservas existentes.

Cuadro 20.4. Escalas y técnicas de evaluación (modificado de WCMC, 1996).

NIVEL NACIONAL			NIVEL DE SITIO	
Consulta con expertos nacionales e internacionales	Recopilación de información existente	Identificación de prioridades nacionales y necesidades de mayor información	Colecta de nueva información de campo en diferentes sitios	Colecta de nueva información de campo en un sitio particular
Evaluación de las necesidades de Conservación (CNA)				
Talleres de Conservación de la Biodiversidad (CBW)				
	Sistema de Manejo de Información de la Biodiversidad (BIMS)			
	Análisis de claros (Gap Analysis)			
	Evaluación Ecológica Expedita (REA)			
	Revisión Nacional de la Conservación (NCR)			
			Evaluación Rápida de la Biodiversidad (RBA)	
				Programa de Evaluación Rápida (RAP)
				Inventario de la Biodiversidad total presente (ATBI)



En la práctica, la vegetación, las especies de vertebrados terrestres comunes y especies amenazadas se utilizan como indicadores generales de la biodiversidad.

### **III. Evaluación Ecológica Expedita (REA: Rapid Ecological Assessment)**

REA es una técnica desarrollada por La Conservación de la Naturaleza (TNC: The Nature Conservancy) como un herramienta de ayuda para planear la conservación en áreas extensas, poco estudiadas o excepcionalmente ricas en biodiversidad. El proceso de REA consiste en una serie creciente de análisis en el cual cada nivel define sitios con alto interés de conservación. Los niveles involucrados son observaciones de imágenes satelitales, sensores remotos, reconocimientos aéreos e inventarios de campo.

La información de imágenes de satélite se utiliza para producir mapas de ecoregiones, cobertura y áreas prioritarias, la integración con información proveniente de sensores remotos y reconocimiento aéreo produce mapas con un mayor detalle que se extiende a cobertura por tipos de vegetación y comunidades ecológicas. Esto es utilizado de manera directa para obtener información biológica y ecológica, a menor costo, a través de muestreo estratificado. Esta información se utiliza para apoyar el proceso de planeación e identificar sitios prioritarios. La información espacialmente referenciada se maneja por medio de SIG, permitiendo procesamiento de datos y generación de mapas. Otro tipo de información se maneja a través de manuales de campo y bases de datos relacionales.

### **IV. Talleres de Conservación de la Biodiversidad (CBW: Conservation Biodiversity Workshops).**

CBW se desarrolló por el Organismo Internacional de Conservación como un medio de fijar las prioridades de conservación en regiones geográficas extensas. La técnica reúne información biológica (principalmente mapas derivados de SIG) y utilizándolos como el objetivo de discusión en el taller. En éste se concentran científicos especialistas en el ramo, líderes en las especies de la región o en los ecosistemas. De esta manera, se trata de capturar la experiencia y conocimiento adquirido durante décadas de trabajo de campo.

Siguiendo a esta primera etapa del taller de trabajo, los mapas son utilizados como catalizadores para llegar a consensos sobre las prioridades biológicas de conservación en la región de interés. Un resultado clave de este ejercicio, es la obtención de un mapa final que concentra la información disponible, esto provee una figura simple y coherente que los tomadores de decisiones pueden entender fácilmente y puede ser utilizada por diferentes organizaciones para destinar recursos a la conservación.

### **V. Evaluación de las Necesidades de Conservación (CNA: Conservation Needs Assessment).**

CNA fue implementado por el Programa de Ayuda a la Biodiversidad en Papua Nueva Guinea. El proceso involucra en primer lugar el Taller de Conservación de la Biodiversidad (CBW). El Organismo de Conservación Internacional es el responsable de preparar los mapas a utilizar en el taller y sobre todo los que incluyen información de la biodiversidad. Es relevante hacer notar que además de los equipos orientados a los proyectos de información biológica, otros grupos se reúnen previo al taller para analizar la implementación de estrategias de conservación. Dentro de estos grupos se incluye un equipo legal, de manejo de la información y organizaciones no gubernamentales y de propietarios.

El proceso involucrado en el CNA se considera como el punto de partida en el enfoque participativo de la conservación y desarrollo sostenible ya que considera la realidad política y social en la región o país analizado.

### **VI. Revisión Nacional de la Conservación (NCR: National Conservation Review)**

El NCR fue desarrollado en Sri Lanka y tuvo como objetivo identificar el número mínimo y óptimo de sitios que se consideran representativos de la biodiversidad nacional. Lo anterior se consigue a través de la adquisición de información sobre la distribución de especies y un posterior análisis. El procedimiento de muestreo involucra las siguientes etapas: identificación de sitios, ubicación de transectos a lo largo de gradientes del medio ambiente y un inventario de la flora y fauna dentro de las parcelas.

El NCR incluye también un componente hidrológico y de conservación del suelo. Estos atributos del bosque se miden simultáneamente por otro equipo de trabajo. En el caso de Sri Lanka, se utilizó un procedimiento interactivo para definir el número mínimo de sitios necesarios para conservar la biodiversidad. La técnica biológica de muestreo fue el uso de muestreo con un Transecto con Gradiente Dirigido (Gradient-directed transect). Los transectos son dirigidos deliberadamente para que crucen las condiciones del medio ambiente extremas presentes en el área, sin dejar de considerar la existencia de rutas de acceso. Esta técnica es apropiada para una evaluación rápida de la diversidad de especies en bosques naturales, minimizando costos ya que los transectos a través de gradientes dirigidos capturan mayor información biológica si se comparan con su ubicación aleatoria en longitudes similares.

### **VII. Evaluación Rápida de Áreas Prioritarias de Biodiversidad (RBA: Rapid Assessment of Biodiversity Priority Areas).**

El Banco Mundial y El Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF por sus siglas en inglés) han financiado a diferentes instituciones australianas para desarrollar una serie de Guías para la Evaluación Rápida de áreas prioritarias de Biodiversidad,

tratando de adaptarlas para su uso en países en desarrollo. El principio básico es que se deben establecer prioridades en la conservación. La técnica utilizada compila un grupo de información que contiene mapas con la distribución espacial del componente de biodiversidad elegido y este es utilizado posteriormente en la identificación de áreas que en su conjunto representan ese componente de biodiversidad. Se recomienda un enfoque complementario en el cual se agregan áreas prioritarias basándose en los elementos de biodiversidad que contienen y que son diferentes de los considerados en la primera etapa. Esta metodología puede proporcionar la evaluación de la contribución parcial de las diferentes áreas a la protección global de la biodiversidad. Las iniciativas de conservación pueden dirigirse a aquellas áreas que contribuyen mayormente.

### **VIII. Inventario de todos los taxa existentes (ATBI: All Taxa Biodiversity Inventory)**

ATBI se desarrolló en la Universidad de Pensylvania en colaboración el INBio (Instituto Nacional de Biodiversidad) de Costa Rica y su propósito fue llevar a cabo un inventario intensivo o descripción de todas las especies presentes en un área en particular, utilizando especialistas en taxonomía, nacionales o internacionales. El razonamiento detrás de esto es que las especies necesitan tener un uso (valor de utilidad para la sociedad) para ser preservadas y deben de describirse además de entender su biología, entre otras cosas, antes de encontrarles un uso apropiado. Los objetivos de la técnica son el reconocer y describir especies asignándoles nombres científicos, lo que permitirá el intercambio de información a nivel mundial, determinar en dónde vive y dónde se pueden encontrar al menos algunos de los miembros de cada taxon o especie y finalmente un detallado acopio de información ecológica y del medio ambiente, además de determinar su papel dentro del ecosistema.

### **IX. Evaluación Rápida de la Biodiversidad (RBA: Rapid Biodiversity Assessment)**

RBA se desarrolló en la Universidad McQuarie de Australia basado en la premisa que ciertos aspectos de la diversidad biológica pueden cuantificarse a través de conocer los nombres científicos de las especies involucradas. La información se recopila solo en ciertos grupos de organismos. Se requieren varios grupos por localidad inventariada y éstos se pueden elegir como “grupos predictores” o “surrogados de la biodiversidad”. La principal característica de RBA es la reducción del contenido taxonómico formal en la clasificación e identificación de organismos, lo cual puede lograrse a través de dos métodos:

- RBA Básico. La identificación de un gran número de individuos colectados de un área particular durante el inventario de la biodiversidad puede ser problemático. Una alternativa a la identificación formal y correcta de las especies recurriendo a taxonomistas, puede ser la creación de esquemas funcionales locales para la clasificación e identificación a través de caracteres morfológicos fácilmente observables. Por ejemplo, las mariposas pueden distinguirse en base al color de las



alas, su patrón y tamaño, resultando en clasificaciones como “pequeñas, rojas con moteado”. Las unidades de variedad registradas a través de este esquema pueden ser llamadas morfoespecies, unidades operacionales taxonómicas o unidades taxonómicas reconocibles. Dependiendo si los procedimientos operacionales han sido estandarizados y calibrados por medidas taxonómicas convencionales, las unidades pueden o no ser menos representativas de la variación biológica natural que las especies *per se*. Los técnicos en biodiversidad entrenados por taxónomos pueden hacerse cargo de separar individuos en unidades taxonómicas reconocibles.

- Ordenación RBA. En esta modalidad se emplean solo los niveles taxonómicos requeridos para lograr los objetivos de la evaluación. Se utiliza con frecuencia para monitorear condiciones del medio ambiente. Por ejemplo, se sabe que la presencia o ausencia de ciertas familias o géneros es indicador de disturbio o contaminación, por lo cual el inventario se dirigirá a aquellos taxones que se relacionen con el evento a analizar.

#### **X. Programa Rápido de Evaluación (RAP: Rapid Assessment Programme)**

El Organismo de Conservación Internacional creó RAP en 1989 con el objetivo de llenar huecos de conocimiento en las áreas críticas de biodiversidad a nivel mundial. Estas áreas críticas cubren menos del 4% del planeta. El proceso involucrado en RAP conjunta grupos de expertos y científicos locales con el fin de llevar a cabo evaluaciones preliminares del valor biológico en áreas poco conocidas. Los grupos involucrados incluyen taxónomos por lo general expertos en vertebrados superiores (aves y mamíferos) y plantas vasculares de manera que se asegure la identificación al menos a nivel de especie. El valor biológico de un área en particular puede caracterizarse a través de la riqueza de especies, grado de endemismo, la magnitud de amenaza o extinción de especies y la presencia de ecosistemas únicos.

Este programa puede considerarse como el precursor de investigación a largo plazo, las evaluaciones se pueden iniciar identificando sitios con una alta riqueza a partir de imágenes de satélite, fotografías aéreas y posteriormente con grupos de expertos en campo para realizar un inventario de transectos pre- establecidos. El reporte final debe darse a conocer a la mayor audiencia posible, y las recomendaciones posteriores en relación con la investigación y conservación son la responsabilidad de investigadores y conservacionistas locales.

### ***Escala Nacional***

El Cuadro 20.5 resume las diferentes técnicas y posibles parámetros a considerar para la elección de una técnica en particular, sin embargo, la selección final estará principalmente en función de aspectos como: objetivos generales de la evaluación, presupuesto, tiempo disponible, disponibilidad o carencia de información y la definición de que tan adecuado es para la situación nacional.

A nivel global existen ejemplos de programas como el DIVERSITAS y BIONET (Forey et al., 1994) que han tratado de realizar inventarios en el total de ecosistemas identificados en el planeta sin embargo, la decisión final de cuáles ecosistemas y cuántos sitios muestrear esta más en función de parámetros no necesariamente biológicos (costos, tiempo, colaboración internacional, etc.).

En nuestro país se puede considerar que de alguna manera la CONABIO y otras instituciones afines han generado información sobre el grado de conocimiento de genes, especies y ecosistemas, uso de los recursos biológicos, áreas protegidas y legislación, así como la capacidad para conservar y utilizar los recursos de manera sostenida (CONABIO, 1998).

Sin embargo, y haciendo referencia a las técnicas presentadas en el Cuadro 20.5 y al informe presentado por la CONABIO (1998), es evidente la carencia de información, la cual que no pasa de ser una descripción nacional, y por tanto se requiere el considerar las técnicas como: Talleres de Conservación de Biodiversidad (CBW) o el de Evaluación de la Necesidades de Conservación (CNA).

Estas técnicas pueden ser aplicadas a nivel nacional aunque el costo es alto, sobre todo porque en el caso de no existir toda la información de los SIG necesaria, ésta se tiene que generar, lo cual repercute en costos para obtener las imágenes, tecnología y el pago de expertos en su manejo. Sin embargo, en el caso de México, mucha de la información proveniente de imágenes satelitales esta disponible a través de las diferentes dependencias de gobierno e instituciones.

Cuadro 20.5. Comparación de las técnicas de inventario de biodiversidad (Modificado de WCMC, 1996)

TÉCNICA	OBJETIVO	INFORMACIÓN NECESARIA		CARACTERÍSTICAS ESPECIALES	EJEMPLOS DE ÁREAS DE IMPLEMENTACIÓN	ESCALA	COSTOS	TIEMPO	ADAPTABLE EN ÁREAS GEOGRÁFICAS EXTENSAS	APROPIADO PARA INVENTARIOS NACIONALES EN PAISES EN DESARROLLO
		Inventario taxonómico en el sitio	Capas provenientes de Sistemas de Información Geográfica							
Análisis de Claros (Gap Analysis)	Identificación de claros dentro de las áreas protegidas representando la biodiversidad	Pueden o no incluir inventarios de determinados sitios, definiendo grupos indicadores a nivel de especie	Cobertura de la vegetación y uso del suelo; distribución actual o potencial de las especies.		Hawaii Idaho Australia	Nacional/regional/local (usualmente un mínimo de 100 ha)	Medios	Medio	Intermedia	Bajo
Evaluación Ecológica Expedita (REA)	Identificación de áreas prioritarias para conservación	Grupos indicadores a nivel de especie	Coberturas de vegetación, uso del suelo y geología	Uso de fotografías aéreas y una intensa verificación en campo	Jamaica (1,142,500 ha) Nuevo Mexico, USA Pequeñas islas en la costa de Virginia, USA Brazil Georgia, Carolina del Sur, USA Venezuela	Nacional/local	Altos	Medio	Intermedia	Intermedio
Talleres de Conservación de la Biodiversidad (CBW)	Identificación de áreas prioritarias para conservación	Ninguno	Coberturas de vegetación, uso del suelo topografía e hidrología, además de mapas de distribución de especies clave	Talleres de trabajo con participación de expertos nacionales e internacionales	Papua Nueva Guinea Cuenca del Amazonas	Nacional/regional/local	Alto	Corto	Alta	Alta



Evaluación Rápida de la Biodiversidad (RBA)	Evaluación de la diversidad biológica de sitios, minimizando el esfuerzo para identificar y clasificar taxonómicamente a los organismos	Inventario de grupos indicadores a niveles mayores de especies (género, familia) o unidades taxonómicas reconocibles u operacionales	No se requiere	Extremadamente rápida con pocos requerimientos de experiencia en taxonomía. La información se ha concentrado en grupos indicadores de vertebrados, aunque las plantas se pueden considerar de la misma manera.	Este de Tasmania Ryan's Billabong y Mitta Mitta Creek	Local -específico al sitio	Bajo	Corto	Bajo aunque puede utilizarse en sitios repetidos junto con otros métodos	Media
---	---	--	----------------	--	--	----------------------------	------	-------	--	-------

El resultado final de éstas técnicas (CBW, CNA) es un diagnóstico e identificación de áreas prioritarias de conservación a nivel nacional o regional, además de sintetizar la información biológica disponible. La implementación de medidas de conservación es un proceso que debe iniciarse de manera independiente, así como también el de líneas de investigación prioritarias.

Otras dos técnicas que pueden ser útiles y de relativamente fácil aplicación a nivel nacional en México son la Revisión Nacional de la Conservación (NCR) y el Sistema de Manejo de Información de la Biodiversidad (BIMS) (Cuadro 20.4 y 20.5). Ambas son apropiadas para llevar a cabo inventarios en áreas extensas, son adecuadas para países en desarrollo, además de que tienen un bajo costo.

En particular el NCR tiene la ventaja de que el muestreo permite manejar datos reales no producto de modelación o hipotéticos, la información derivada del muestreo de fauna se basa en algunos vertebrados mayores e invertebrados (mamíferos, aves, reptiles, anfibios, mariposas, moluscos, termitas), en lo que respecta a la flora, el inventario se concentra en especies maderables (no necesariamente comerciales). Sin embargo, en su aplicación inicial, es adecuado para investigar sitios pre-identificados no para seleccionarlos, en los inventarios del transecto se registra la presencia o ausencia de especies pero no se registra que tan abundantes pueden ser, hasta la fecha citada (1996), solo se había aplicada en bosques aunque se menciona que puede adaptarse a otras condiciones. Se recomienda aplicar en países pequeños en donde las áreas de conservación por lo general tienen un límite.

En relación al BIMS, éste permite construir mapas de la presencia de especies, sin utilizar la tecnología de SIG, asignar categorías de riesgo para especies individuales. La construcción de modelos se basa en información biológica que genera predicciones aceptables de la presencia de especies además de que se pueden estimar los tamaños de las poblaciones, sin embargo, es necesario realizar una validación en campo.

### ***Escala Regional-Local***

A nivel regional-local se pueden implementar al menos dos de las técnicas mencionadas en el Cuadro 20.5 y que serían la RAP y RBA.

La tercera (ATBI) implementada en Costa Rica en 1993, se considera poco apropiada para llevarse a cabo en países en desarrollo, sobre todo por el tiempo y costo que están involucrados. Sin embargo, tiene la gran ventaja de que la información que se genera a través del inventario puede servir para calibrar otras técnicas ya que se basa en mediciones directas (identificación y clasificación de especies –de virus a árboles y mamíferos-) realizadas por especialistas tanto nacionales como internacionales. Además, no es una técnica que se aplica a un número de sitios para determinarles el valor de conservación (WCMC, 1996) lo cual podría restarle utilidad si el objetivo principal es la de generar un programa de conservación.

En relación a las técnicas RAP y RBA (Cuadro 20.4 y 20.5), pueden resultar más apropiadas para México, ya que los costos y el tiempo necesarios para llevarlos a cabo son bajos además de que no requieren información proveniente de SIG. Utiliza un muestreo no destructivo, eliminando tiempos de colecta e identificación. Sin embargo, la información que

se obtenga podrá compararse solo con sitios que hayan sido evaluados con la misma técnica y mismos grupos indicadores de especies, ya sea dentro de la misma región o entre países.

Esta técnica se basa en grupos de invertebrados como predictores, y si la diversidad entre vertebrados y plantas es poco conocida, la que se refiere a grupos dentro de invertebrados lo es aún más. Se requiere llevar a cabo un análisis preliminar a nivel regional o nacional para identificar las áreas sujetas a RBA.

En relación a la técnica RAP, puede tener las mayores ventajas para un país en vías de desarrollo sobre todo por el tiempo y costo involucrado, el cual es relativamente corto si se compara con cualquiera de los anteriores. La WCMC (1996) menciona que el trabajo de campo en un bosque 50,000 km<sup>2</sup> de Bolivia se concluyó en un mes.

En caso de contar con imágenes de satélite, éstas pueden ser muy útiles para determinar la extensión y cobertura de las áreas boscosas además de fotografías y/o reconocimientos aéreos para identificar los tipos de vegetación y puntos para ubicar los transectos. Finalmente, los muestreos en campo se dirigirán principalmente a grupos de especies como plantas vasculares y vertebrados (mamíferos, aves, reptiles y anfibios).

El muestreo que se realiza en los transectos en general es no destructivo, ya que son pocas o nulas las especies colectadas para su posterior identificación, al contar con personal especializado ya sea local o internacional. La información resultante es totalmente comparable con aquella que se colecte en otra área, generándose un inventario preliminar de los principales taxa (plantas vasculares y vertebrados mayores).

Esta técnica de muestreo resultar una mejor opción para las áreas en las que prácticamente no se tiene ninguna información preliminar de la diversidad.

### ***Rodal o sitio***

Dentro del sitio a muestrear la técnica que podría resultar más recomendable es la de realizar transectos, que en parte esta descrita en la técnica de Revisión Nacional de la Conservación (NCR). El levantamiento de transectos, sobre todo a través de gradientes que identifiquen las áreas/sitios/rodales con la biodiversidad presente, pueden ser de dimensiones variables aunque el más utilizado es de 100 m. A lo largo de esta línea se pueden identificar componentes individuales de diversidad (especies) o grupos indicadores, aunque esto último presenta algunas limitaciones (Lindenmayer, 1999) como por ejemplo el tener que examinar patrones de co-ocurrencia entre especies indicadoras y el grupo de taxa sobre el que se hace la suposición de ser un indicador.

### ***Planeación-Evaluación-Monitoreo-Investigación***

La planeación a nivel forestal, antes que otra cosa requiere una definición clara de objetivos, los cuales pueden englobarse de acuerdo a Noss (1999) en:

- Representar en un sistema de áreas protegidas, todas los tipos de comunidades o ecosistemas a lo largo de su rango de distribución
- Mantener o restaurar poblaciones viables de todas las especies nativas en sus patrones naturales de distribución y abundancia

- Mantener procesos clave ya sea geomorfológicos, hidrológicos, ecológicos, biológicos o evolutivos dentro de rangos normales de variación, que sean adaptables a los cambios del medio ambiente
- Promover el uso humano, que sea compatible con mantener la integridad del ecosistema.

Es de importancia clave identificar claramente los objetivos anteriores o bien definir algunos otros, ya que determinarán el propósito de la evaluación y monitoreo. Estos dos procesos se realizan para medir el progreso en relación a los objetivos establecidos (Ehrlich, 1996; Noss, 1999; Lindenmayer, 1999).

Aún sin considerar la escala y el tipo de técnica a emplear, no debe perderse de vista que los cambios en los diferentes ecosistemas del país solo pueden conocerse a través del establecimiento de sitios adecuados para el monitoreo, ya que finalmente esto dará pautas para conservar, restaurar o manejar de manera más adecuada especies, ecosistemas o genes.

Las condiciones naturales se han modificado de manera alarmante al simplificar los sitios, al crear bosques más jóvenes que los originales, al fragmentar el paisaje y el tener algunos de éstos muy aislados, al controlar el régimen de incendios naturales reduciéndolos, incrementando las vías de acceso y poniendo un número mayor de especies en peligro de extinción (Noss, 1999).

Es por esto que al considerar el monitoreo del ecosistema se utilizan a las especies como indicadores, ya sea porque son ecológica, social o económicamente importantes. Noss (1999) recomienda siete criterios a considerar sobre todo si se desea identificar un grupo de especies objetivo:

- Especies con distribución restringida. Aquellas que requieren el espacio mayor para mantener poblaciones viables. Por lo general rangos amplios de distribución o tienen bajas densidades (carnívoros);
- Especies con rango de dispersión limitado. Habilidad limitada para moverse entre diferentes áreas o que por intentarlo tienen un alto riesgo de mortalidad (insectos terrestre, pequeños mamíferos dentro del bosque, mamíferos mayores que mueren al cruzar caminos);
- Especies con recursos limitados. Requieren recursos específicos por lo general en cantidades limitadas, por ejemplo: fuentes de néctar, frutos, fustes muy grandes, etc. Estas especies limitan su número en función a la capacidad de carga durante la etapa crítica;
- Especies limitadas por los procesos. Las especies que son sensibles al nivel, tasa, tiempo o características espaciales de algunos procesos del ecosistema como: fuego, viento, transporte de sedimentos, pastoreo, competencia con especies exóticas, etc.;
- Especies clave: Especies que se constituyen como ecológicamente importantes o pivotes en una comunidad o ecosistema, sin que necesariamente sean las más abundantes;
- Especies endémicas. Restringidas a un área geográfica pequeña (menor de 50,000 km<sup>2</sup>) y generalmente presente en muy bajas densidades, la mayoría de



éstas especies son herbáceas, al menos por lo que se conoce hasta el momento;

- Casos especiales. Especies importantes en la ecoregión y que no caen en ninguna de las categorías anteriores. Se incluye especies en la periferia, genéticamente distintas o “bandera” éstas últimas logran tener un gran apoyo público (buzo moteado, ballena gris, etc.).

En general, la evaluación permite conocer el estado de la biodiversidad en un punto en el tiempo, el monitoreo en su sentido más estricto debería cumplir con los estándares de la investigación y de esta manera enfocarse al estudio de aspectos como genética, dinámica de poblaciones, demografía en especies raras o en peligro de extinción. El resultado de estas investigaciones puede de manera constante confrontarse con los avances para cumplir los objetivos establecidos y a su vez el con proceso de planeación establecido, ya sea a nivel nacional, regional o local.