



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA CUENCA DEL RIO MAGDALENA: UNA
EVALUACIÓN A TRAVÉS DE INDICADORES**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR(A) EN CIENCIAS

PRESENTA

M. EN C. GABRIELA SANTIBÁÑEZ ANDRADE

TUTOR PRINCIPAL: Dra. Silvia Castillo Argüero, Facultad de Ciencias

COMITÉ TUTORAL: Dr. José Alejandro Zavala Hurtado, Posgrado en Ciencias Biológicas

Dr. Roberto Lindig Cisneros, CIECO-UNAM.

MÉXICO, D.F. ABRIL 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.





UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA CUENCA DEL RIO MAGDALENA: UNA
EVALUACIÓN A TRAVÉS DE INDICADORES**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR(A) EN CIENCIAS

PRESENTA

M. EN C. GABRIELA SANTIBÁÑEZ ANDRADE

TUTOR PRINCIPAL: Dra. Silvia Castillo Argüero, Facultad de Ciencias
COMITÉ TUTORAL: Dr. José Alejandro Zavala Hurtado, Posgrado en Ciencias Biológicas
Dr. Roberto Lindig Cisneros, CIECO-UNAM.

MÉXICO, D.F. 2015



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

OFICIO FCIE/DEP/247/15

ASUNTO: Oficio de Jurado

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **16 de febrero de 2015**, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTORA EN CIENCIAS** del (la) alumno (a) **SANTIBAÑEZ ANDRADE GABRIELA** con número de cuenta **96147889** con la tesis titulada: "**Estado de conservación de la Cuenca del Río Magdalena: Una evaluación a través de indicadores**", realizada bajo la dirección del (la) **DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO**:

Presidente:	DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA
Vocal:	DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ
Secretario:	DR. JOSÉ ALEJANDRO ZAVALA HURTADO
Suplente:	DR. OSWALDO TÉLLEZ VALDÉS
Suplente	DR. ERNESTO VICENTE VEGA PEÑA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a 17 de abril de 2015.


DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



Agradecimientos

La tesis y el proyecto de investigación recibió el apoyo y financiamiento del Posgrado en Ciencias Biológicas, del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT - No. de becario 202664). Agradezco a mi tutora de tesis, Dra. Silvia Castillo Argüero y a los miembros del Comité Tutorial, Dr. José Alejandro Zavala-Hurtado y el Dr. Roberto Lindig Cisneros quienes colaboraron conmigo en este proyecto.

Agradecimientos

Agradezco muy especialmente a mi tutora, amiga y confidente la Dra. Silvia Castillo Argüero por todo su apoyo a lo largo de no sólo de esta tesis, sino de toda mi carrera profesional, por esa terapia motivacional que siempre me anima día a día. Eres un gran ser humano, que brinda lo mejor de sí a manos llenas, te admiro mucho no sólo académicamente sino también por tu calidez humana. Gracias por enseñarme tanto de la vida!

A mi Comité Tutorial, el Dr. Alejandro Zavala Hurtado y al Dr. Roberto Lindig Cisneros que me han brindado su apoyo desde el proyecto desde la Maestría hasta hoy, han sido partícipes de mis logros, dudas y abstracciones durante todos los exámenes tutorales. Les agradezco por todo su cariño, en verdad los aprecio mucho pues fueron una parte medular de mi crecimiento académico.

A mis compañeras y amigas de laboratorio “Las Dinámicas”, Samantha, Christiane, Leticia e Ileana por ser tan lindas conmigo y brindarme su valiosísima amistad. Por los congresos, seminarios, comidas, postres, terapias, antros, viajes y demás momentos compartidos! Las amo!!!

A mi hermanita Esperanza Córdova que también agradezco a la vida el habérmela puesto en mi camino. Así como en otras vidas pasadas nos teníamos que encontrar en esta!. Gracias por todo tu enorme y especial cariño! Ni Winnie Poh te hace competencia!

A Rubén Ortíz por su cariño y amistad, por haberme ayudado a salir adelante en mis momentos difíciles. No tengo palabras para agradecerte! Apareciste en el momento exacto! Deseo que nuestra amistad dure para siempre!

A Paola, a la señora Elsa y a mi pequeña y hermosa Dafne por su cariño y su preocupación por mí. Las quiero mucho y recuerden que las considero parte de mi familia.

A Ruben Nestor Ramírez Más quién me sostuvo y me atrapó cuando iba en caída libre. Eres un hombre maravilloso en toda la extensión de la palabra, lleno de mucha ternura y amor. Agradezco mucho a la vida tu presencia en esta etapa de mi vida!

A toda mi familia, a mis amigos y a mis angelitos de cuatro patas...

A todos...

Gracias!

ÍNDICE

	Pág.
Resumen	7
Abstract	9
Capítulo 1	11
Introducción General	
Capítulo 2	23
Indicadores ambientales en México, carencias y perspectivas: una propuesta metodológica para bosques templados	
Capítulo 3	45
Método	
Capítulo 4	
Resultados “Evaluación del estado de conservación de la vegetación de los bosques de una cuenca heterogénea del Valle de México”	80
Capítulo 5	108
Resultados “Structural equation modeling as a tool to develop conservation strategies using environmental indicators: The case of the forests of the Magdalena river basin in Mexico City”	
Capítulo 6	144
Discusión general y conclusiones	

RESUMEN

En general, los estudios que evalúan el estado de conservación de biodiversidad de los ecosistemas en México no integran bases teóricas o las herramientas metodológicas que ofrece la ecología. Esta situación limita la posibilidad de construir estrategias de manejo más adecuadas y por lo tanto, una mejor implementación de acciones de restauración y conservación. Los estudios realizados en México a través de indicadores, para conocer el estado de conservación de los ecosistemas, se han desarrollado principalmente a través de un enfoque descriptivo, no se basan en datos ecológicos, o carecen de un análisis integral socio-ecológico, lo que dificulta la aplicación de las estrategias derivadas de estos planes de conservación. Es recomendable para analizar la interacción de los indicadores el uso de métodos multivariados. Los modelos de ecuaciones estructurales (SEM) ayudan en la comprensión de las interacciones directas e indirectas entre las variables y por lo tanto, permiten la detección de las causas raíz del deterioro. En este estudio proponemos un método para evaluar el estado de conservación de la vegetación en una cuenca con alta heterogeneidad ambiental y una fuerte presión antropogénica por estar inmersa dentro de la ciudad de México (Cuenca del río Magdalena). El método consta de cuatro etapas que son: (1) etapa de caracterización, (2) etapa descriptiva, (3) etapa diagnóstica, y (4) etapa integrativa. En la primera etapa se llevó a cabo una caracterización de unidades ambientales en base a las condiciones biofísicas. En la segunda etapa se llevó a cabo la cuantificación de la estructura y composición de la vegetación en cada unidad ambiental. En la tercera etapa se clasificó a las especies vegetales de acuerdo a sus respuestas funcionales y basado en las relaciones especies-ambiente, para posteriormente realizar una evaluación *a priori* del estado de conservación basado en la estructura y la composición. En la cuarta etapa se elaboraron los indicadores ambientales para evaluar al ecosistema en sus tres aspectos: estructura, composición y función, se desarrolló un método para integrar los indicadores en relación con un modelo de Presión-Estado-Respuesta y con ayuda de los modelos de ecuaciones estructurales se determinaron los factores que ejercen presión sobre el ecosistema. Finalmente se realizó una propuesta de estrategias necesarias para cada unidad ambiental de la cuenca del río Magdalena.

Las unidades biofísicas tuvieron diferencias en su riqueza, diversidad, valor de importancia de las especies y nivel de presencia de malezas y especies no nativas. Estos atributos estuvieron principalmente relacionados con la luz, temperatura, humedad y condiciones del suelo. Se encontró una riqueza alta de especies nativas en el sitio lo cual indica que es un bosque sano a pesar de estar inmerso en la Ciudad México. Se encontró la presencia de seis grupos funcionales de respuesta de plantas que pueden estar relacionados con un gradiente de conservación en la zona.

Se elaboraron, para 21 unidades ambientales, 17 indicadores de estado de la biodiversidad (que evalúan los tres aspectos del ecosistemas: estructura, composición y función), 14 indicadores ambientales (variables abióticas) y 6 indicadores de presión antropogénica. Posteriormente en base a pruebas de multicolinealidad, se eliminaron los indicadores redundantes. Se realizó un análisis de correspondencia canónica para poder establecer la relación

entre diferentes indicadores y las posibles conexiones ecológicas para SEM. Con la información anterior se desarrolló un modelo *a priori* de la influencia de los indicadores de presión y del ambiente sobre la estructura, composición y función del ecosistema. Los resultados del SEM facilitaron la evaluación de las causas directas e indirectas de la degradación. Algunos de los factores ambientales, tales como: el factor de sitio global, humedad, temperatura del aire, la materia orgánica en el suelo, la pendiente y el pH del suelo tuvieron un mayor efecto en los indicadores de estructura, composición y función registrado en las unidades ambientales de la cuenca. Los factores de presión que afectaron a la mayoría de los indicadores de estado en los tres aspectos fueron: los visitantes, la presencia de basura, la incidencia de incendios, y las actividades humanas. Los indicadores de presión afectaron a los indicadores de composición y estructura, sin embargo, su efecto sobre los indicadores de función fue débil por lo que es posible concluir que, aunque el ecosistema está siendo alterado por algunos factores de perturbación, aún no están alterando la funcionalidad del ecosistema. Por último, a partir del modelo resultante se elaboró un conjunto de propuestas y estrategias de gestión. Estas estrategias pueden ser adecuadas para el mantenimiento de la biodiversidad de cada una de las unidades ambientales.

ABSTRACT

The most of studies that assessing the conservation status of biodiversity of ecosystems in Mexico do not integrate theoretical basis or methodological tools offered ecology. This limits the possibility of building more appropriate management strategies and therefore a better implementation of actions for restoration and conservation. Studies in Mexico through indicators for the status of conservation of ecosystems have been primarily developed through a descriptive approach, not based on ecological data, or lack a comprehensive socio-ecological, making it difficult to implementation of strategies derived from these conservation plans. It is advisable to analyze the interaction of the indicators using multivariate methods. The structural equation modeling (SEM) help in understanding the direct and indirect interactions between variables and therefore allow the detection of the root causes of deterioration. In this study we propose a four-step method for assessing the conservation status of vegetation in a basin with high environmental heterogeneity and strong anthropogenic pressure by being immersed within the city of Mexico (Magdalena River Basin). The method comprises four stages: (1) characterization, (2) descriptive, (3) diagnostic, and (4) integrative. In the first stage a characterization of units based on environmental biophysical conditions was performed. In the second stage the structure and composition of vegetation was quantified in each environmental unit. In the third stage species according to their functional responses and based on species-environment relationships was classified, to propose an a priori assessment of the conservation status based on the structure and composition. In the fourth stage environmental indicators to assess the ecosystem in its three aspects: structure, composition and function were developed, a method to integrate the indicators in relation to a model of Pressure-State-Response was developed using structural equation models factors were pressure factors on the ecosystem was determined. Finally proposed strategies needed for each environmental unit of the Magdalena River was performed.

As a result the biophysical units had differences in their richness, diversity, importance value of species and level of presence of weeds and non-native species. These attributes were primarily related to light, temperature, humidity and soil conditions. High richness of native species at the site indicating that it is a healthy forest despite being immersed in Mexico City was found. The presence of six functional groups response of plants that can be related to a gradient of conservation in the area was found.

Were developed for 21 environmental units, 17 status indicators of biodiversity (which evaluate the three aspects of ecosystems: structure, composition and functions), 14 environmental indicators (abiotic variables) and 6 indicators of anthropogenic pressure. Subsequently, based on evidence of multicollinearity, redundant indicators were eliminated. Canonical correspondence analysis was performed to establish the relationship between different indicators and possible ecological connections for SEM. With this information an *a priori* model of the influence of pressure indicators and environmental indicators on the structure, composition and function indicators was developed. The results of SEM facilitated the assessment of direct and indirect causes of degradation. Some environmental factors, such as: global site factor, humidity, temperature, the organic matter in the soil, slope and

soil pH had a greater effect on indicators of structure, composition and function of the environmental units. Pressure factors affecting most status indicators of the three aspects were visitors, the presence of rubbish, the incidence of fires, and human activities. Pressure indicators affected the composition and structure indicators, however its effect on function indicators was weak so it is possible to conclude that although the ecosystem is being altered by some stressors, yet are not altering the functionality the ecosystem. Finally, the resulting model from a set of proposals and management strategies was developed. These strategies may be suitable for maintaining the biodiversity of each of the environmental units.

Capítulo 1

Introducción general

IMPORTANCIA DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES

Los ecosistemas forestales siempre han sido una parte integral en la subsistencia humana, siendo una fuente de alimento, recursos y hábitat, así como un elemento esencial para el mantenimiento del balance de O₂ y CO₂ atmosférico además de servir como una fuente de inspiración artística, musical o poética.

Sin embargo, a menudo nuestra imagen del bosque proviene sólo desde una perspectiva amplia del paisaje, en el que sólo vemos la grandeza de la vegetación predominante, los árboles. Tal distorsión enmascara al resto de la vegetación que, aunque de menor importancia estructural, contiene el conjunto más espacial y temporalmente dinámico de los bosques. A menudo llamado el *estrato herbáceo* este estrato de la vegetación forestal lleva consigo un significado ecológico de la estructura y función del ecosistema forestal que contradice su pequeña estatura (Gilliam, 2014).

De hecho, a menudo se ha generalizado que el estrato herbáceo es el estrato que más aporta a la biodiversidad vegetal en los bosques ya que varía de un sitio a otro. Sin embargo pocas veces es tomado en cuenta a la hora de evaluar el estado de la vegetación al realizar los inventarios nacionales forestales.

¿POR QUÉ EVALUAR EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES?

En sentido estricto, la conservación tiene como finalidad encontrar el equilibrio entre los procesos naturales y la acelerada pérdida de las especies (Ehrlich and Ehrlich, 1981). El término “conservado”, hoy en día, se aplica a la condición de un lugar que no ha sido perturbado, en contraste con aquél que ha sido expuesto a factores de disturbio tanto naturales como antropogénicos.

Una evaluación del estado de conservación de un ecosistema se define como una valoración sistemática acerca de su situación, las tendencias y trayectorias futuras que se centran en los beneficios para la humanidad. Es un proceso de deliberación colectiva en el cual los expertos revisan, analizan y sintetizan los conocimientos científicos en respuesta a la información que la sociedad demanda para la toma de decisiones, la cual debe ser creíble, legítima y relevante (NRC, 2007).

El interés de las evaluaciones del estado de conservación de los ecosistemas ha estado creciendo desde la perspectiva científica y la perspectiva política desde que se realizó la evaluación de los ecosistemas del milenio (MEA) (Hassan et al., 2005) en la cual se proponen varios tipos de beneficios que los humanos obtienen de los ecosistemas (promoviendo el término de los *servicios ecosistémicos*). Este criterio nos conlleva a pensar que mientras más conservado esté un sistema mejor proveerá de servicios a la humanidad (Mace et al., 2012).

El objetivo primario de las evaluaciones del estado de conservación es promover estrategias de manejo necesarias para proteger, mantener y restaurar las funciones ecosistémicas esenciales que están relacionadas con la integridad y estabilidad del sistema (Andersson et al., 2000; Dorren et al., 2004). Por ello, la necesidad de reducir los impactos humanos sobre los procesos ecosistémicos demanda crear soluciones rápidas lo cual a menudo fomenta a detectar la “salud” del ecosistema con una tendencia a ignorar la complejidad de los sistemas naturales (De-Leo and Levin, 1997).

Un elemento de gran complejidad de los sistemas naturales es evaluar la biodiversidad. Existen claras evidencias de que los cambios en la biodiversidad están repercutiendo directa o indirectamente sobre el bienestar humano, ya que comprometen el funcionamiento mismo de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios esenciales para la sociedad (Díaz et al., 2006; Jorgenzen et al., 2005).

Al evaluar el estado de los servicios ecosistémicos, la biodiversidad puede estar incluida en las evaluaciones de manera diferente. En algunos casos se utiliza a la biodiversidad y a los servicios ecosistémicos casi como sinónimos. En el otro extremo, la biodiversidad es en sí a veces considerado un servicio ambiental tanto de provisión (en relación a los recursos naturales y con especial interés para la política) y de soporte (para el mantenimiento de las funciones del ecosistema, con especial interés para la ciencia de la conservación) (Mace et al., 2012).

Dado que las evaluaciones de los ecosistemas están destinadas a proporcionar orientación para la gestión de los ecosistemas, la confusión de cómo tratar a la diversidad biológica es un problema potencialmente grave. Esta problemática se puede corregir si la biodiversidad es reconocida como un fin por sí misma (Noss, 1990).

DEFINIENDO TÉRMINOS ¿QUÉ ES LA BIODIVERSIDAD?

Entender los factores causales de la diversidad biológica y los procesos que permiten o afectan su mantenimiento es un tema central en la ecología (Brown and Peet, 2003; He and Legendre, 2002). Sin embargo la biodiversidad ha sido hasta ahora mal integrada en la política ambiental, debido a que se considera un concepto demasiado amplio y vago para ser aplicado en los programas de manejo y conservación en el mundo real. Una forma de abordar la biodiversidad es identificar atributos o indicadores de biodiversidad medibles para su uso en el inventario ambiental, monitoreo y evaluación de programas (Noss, 1990).

Es de destacar que a nivel científico nos encontramos con algunas acepciones en torno al tema que es necesario definir claramente, de lo contrario resulta más difícil poder transmitir a la sociedad su importancia.

Una definición ampliamente citada de la diversidad biológica es "la variedad y variabilidad de organismos vivos y los complejos ecológicos de los que se producen" (Office of Technology Assessment, 1987). Los ecólogos suelen medir la "diversidad" tomando en cuenta la frecuencia y abundancia relativa de cada especie o cualquier otra entidad. Sin embargo como Pielou (1975) señaló "un índice de diversidad de una comunidad no es más que una sola estadística descriptiva, es sólo uno de los aspectos necesarios para resumir sus características y no es informativo por sí mismo". Esta medición no contempla los procesos bióticos y abióticos cruciales para mantener la diversidad y los servicios ecosistémicos, tales como las interacciones interespecíficas, su relación con las perturbaciones naturales y los ciclos de nutrientes.

A pesar de ello, los índices de diversidad todavía se usan de forma equivocada en algunas evaluaciones ambientales (Noss and Harris, 1986). En la mayoría de los programas de conservación se realizan acciones basadas en criterios cuantitativos, sin embargo los cambios cualitativos de la estructura de la comunidad a menudo son mejores indicadores de la perturbación ecológica. Por ejemplo cuando se fragmenta o deteriora un paisaje natural, en general la diversidad de la comunidad puede mantenerse o incluso aumentar, sin embargo, la integridad de la comunidad puede verse afectada con una invasión de especies introducidas o cambios en la estructura por la presencia de malezas y la pérdida de especies

nativas que no pueden persistir en presencia de éstas (Noss, 1983). Estos cambios cualitativos a escala local y regional corresponden a una homogeneización de las floras y faunas, generando cambios como región biogeográfica y trayendo como consecuencia la disminución de la biodiversidad mundial (Mooney and Hobbs, 2000).

Franklin *et al.* (1981) reconocieron tres atributos primarios de los ecosistemas: composición, estructura y función. Los tres atributos determinan, y de hecho constituyen, la biodiversidad de un área. La composición tiene que ver con la identidad y la diversidad de elementos en una colección, e incluye listas y medidas de diversidad de especies; la estructura es la organización física o patrón de un sistema, es la complejidad del hábitat medida dentro de las comunidades como el mosaico ambiental y otros elementos a escala de paisaje y la función involucra procesos ecológicos incluyendo los disturbios, y el ciclo de nutrientes. Aunque estos atributos son interdependientes entre sí, se ha puesto más atención a la diversidad de composición sin un conocimiento adecuado de la diversidad estructural y funcional (Noss, 1990).

ESCALAS Y NIVELES DE ORGANIZACIÓN

Más útil que una definición es una caracterización de la biodiversidad que identifique los principales componentes en varios niveles de organización. Esto podría proporcionar un marco conceptual para la identificación de indicadores específicos y medibles para monitorear el cambio y evaluar el estado general de la biodiversidad. De tal modo, es necesario identificar indicadores biológicos del estado de conservación de los ecosistemas en diferentes escalas espacio-temporales y en los distintos niveles jerárquicos (De-Leo and Levin, 1997; Sheil et al., 2004).

Un lineamiento general para llevar a cabo el monitoreo ambiental es proceder de “arriba hacia abajo”, empezando por una escala burda de inventario de los patrones de paisaje de vegetación (a nivel de unidades de paisaje) seguido de una escala fina, caracterizando la estructura y la distribución de especies (a nivel de comunidades-ecosistema) para después superponer los datos de niveles de presión e identificar las áreas de alto riesgo y zonas prioritarias que merecen atención (Noss, 1983; Noss, 1990).

El término "escala de paisaje" (Noss, 1983) hace hincapié en la complejidad espacial de las regiones. El "paisaje" se refiere a "un mosaico de formas heterogéneas de tierra, tipos de vegetación y usos del suelo" (Urban et al., 1987). La escala espacial de un paisaje regional podría variar desde el tamaño de un bosque regional, cuenca o tipos de vegetación hasta el tamaño de una región fisiográfica o provincia biogeográfica (por ejemplo, de 10^2 a 10^7 km²).

La relevancia de la estructura del paisaje para la biodiversidad es ahora bien aceptado, gracias a la gran cantidad de literatura existente sobre la heterogeneidad ambiental y la fragmentación del hábitat (Burgess and Sharpe, 1981; Wilcove et al., 1986). Algunas de las características del paisaje tales como el tamaño del parche, la heterogeneidad y la conectividad pueden ser principales controladores de la composición de especies y su abundancia (Noss and Harris, 1986). La estructura del paisaje puede ser caracterizada por medio de fotografías aéreas e imágenes de satélite organizando los datos y representándolos en un Sistema de Información Geográfica (SIG). En contraste con el mayor nivel de paisaje regional una entidad cuando se ve, por ejemplo, a la escala de una fotografía aérea convencional puede ser relativamente homogénea, sin embargo a nivel de comunidad-ecosistema tomando en cuenta el sotobosque ya no lo es. Es por ello que el monitoreo de las comunidades-ecosistemas requiere de una verificación en el terreno más intensiva que incluye el seguimiento de la estructura, composición y función a una escala más fina.

INTRODUCCIÓN A LOS INDICADORES

El término de conservación a menudo está ligado al término de “salud” del ecosistema. La idea detrás de la evaluación de la salud del ecosistema (EHA, *ecosystem health assessment*) es similar al diagnóstico de la salud humana para respondernos algunas interrogantes: ¿Cómo está el ecosistema?, ¿Qué causó esa condición no saludable? y ¿Qué podemos hacer para que el ecosistema vuelva a la normalidad? (Jorgenzen et al., 2005). Para responder a estas preguntas se aplican los indicadores biológicos.

Esta tarea que involucra investigación científica para el diagnóstico integral del estado del ecosistema y por tanto, de los recursos naturales a través de indicadores biológicos le concierne a los ecólogos (Galicia et al., 2008). Un indicador biológico son aquellos parámetros que deben reflejar todos los elementos de las relaciones causales que vinculan las actividades humanas a los impactos ambientales y las respuestas de la sociedad a estos impactos (Hammond et al., 1995). Los indicadores ambientales son un intento de reducir el exceso de información, aislar los aspectos clave de la condición ambiental, documentar los patrones a gran escala y ayudar a determinar las acciones apropiadas (Niemi and McDonald, 2004). El reconocimiento sistemático del estado de esos indicadores, en distintos tiempos, permite detectar sus tendencias en el mediano y largo plazo, con lo cual es posible aspirar a la toma de decisiones mejor fundamentadas.

Algunas de las ventajas del uso de indicadores son: a) la capacidad de simplificar sustancialmente la visión de un fenómeno o situación; b) su reconocimiento sistemático, en distintos tiempos, permite

detectar algunas tendencias en el mediano y largo plazo, con lo cual es posible contar con alertas tempranas y aspirar a la toma de decisiones mejor fundamentadas; c) sirven para identificar estrategias que contribuyen al mejoramiento o la degradación de las condiciones ambientales; d) permiten la evaluación de los alcances o metas establecidas en los programas encaminados a la conservación o desarrollo sustentable y e) son útiles para comunicar información científica y técnica a los tomadores de decisiones y al público en general con la finalidad de promover su participación más activa y sustentada sobre la problemática ambiental (Reid et al., 1993).

Existen en la literatura reportes del uso de algunos indicadores para los niveles de comunidad-ecosistemas. Noss (1990) define a los indicadores biológicos como características medibles de la estructura, composición y función. Los indicadores de composición tales como la riqueza específica, diversidad, formas de vida, grupos funcionales o presencia de especies de particular relevancia como la presencia de especies nativas, introducidas y malezas, cuyos requerimientos ambientales conocidos puedan indicar un estado de conservación deficiente del entorno. Los indicadores estructurales incluyen muchas de las variables medidas en ecología de comunidades, cobertura, densidad, área basal, altura, edades y/o clases diamétricas de las especies. Los indicadores funcionales incluyen procesos a nivel de ecosistema por ejemplo, las tasas de reciclaje de nutrientes y la caracterización de los disturbios pueden ser apropiados para monitorear con fines especializados (Noss, 1990). En general, las prioridades de conservación guardan relación con el estado de integridad que muestran las comunidades ecológicas locales, pero también con los tipos, las ubicaciones, las magnitudes y las frecuencias de los impactos negativos provocados por actividades humanas (Sánchez et al., 2003).

LOS BOSQUES TEMPLADOS DE MÉXICO

En términos ecológicos, la principal característica de los bosques templados en la región de la Faja Volcánica Transmexicana (FVT) es su complejidad ambiental, que influye en su gran abundancia de especies y endemismos de plantas vasculares (Rzedowski, 1991) y coníferas (Styles, 1993). Por situarse, estos bosques, en cadenas montañosas presentan un mosaico de vegetación que está fuertemente relacionado a las condiciones ambientales, principalmente la altitud, las orientaciones y pendientes de las laderas (Velázquez and Bocco, 2006). Aunada a los efectos de los factores ambientales, la vegetación de los bosques templados también se ve afectada por gradientes de perturbación de índole antropogénico que amenazan la estructura, composición y función de estos ecosistemas (Noss, 1983; Noss, 1990).

JUSTIFICACIÓN

El suelo de conservación del Distrito Federal, en específico la cuenca del Río Magdalena Contreras, es un bosque templado de los pocos que quedan en la Ciudad de México, con una alta heterogeneidad ambiental y una gran riqueza específica. Sin embargo, es un sitio constantemente expuesto a disturbios naturales y antropogénicos, lo que ha traído como consecuencia una disminución continua de su área y de su diversidad original, así como un aumento de las especies invasoras y exóticas. Este proyecto contempla evaluar su estado de conservación a través de los diferentes indicadores ambientales.

En México los estudios de indicadores ambientales para el diagnóstico del estado de conservación son escasos. En la mayoría de los estudios los indicadores se elaboran de manera descriptiva, y no son integrados en un modelo de causalidad Presión-Estado-Respuesta (P-E-R) por lo tanto no se percibe el efecto de algunos factores de presión sobre el ecosistema, haciendo difícil la propuesta de estrategias específicas de conservación (Rodríguez and López, 2009).

El propósito de este trabajo es proporcionar un método para la caracterización general de la biodiversidad y sugerir un conjunto de indicadores y pautas acerca de cómo la biodiversidad puede ser inventariada y monitoreada a través del tiempo. En este proyecto se propone un método de diagnóstico del estado de conservación de los bosques a través de indicadores ambientales, con el criterio de biodiversidad, integrándolos en un modelo conceptual P-E-R.

En este estudio fue seleccionada la cuenca del río Magdalena ubicada al sur de la Ciudad de México para realizar un estudio diagnóstico del estado de la vegetación, porque: 1) la cuenca es una zona muy heterogénea de 3.100 ha; 2) existe una base de datos de información ecológica generada de varios proyectos académicos previos; 3) los bosques de la cuenca contienen un río vivo de suma importancia para la Ciudad de México los cuáles proveen de muchos servicios ecosistémicos y 4) la cuenca está en peligro por varios factores de deterioro, como resultado de presiones antropogénicas como la incidencia de fuego, agricultura, pastoreo y turismo ocasionados por estar inmersos en la Ciudad de México. Sin embargo, existe una falta de información en relación al estado de conservación de la comunidad vegetal.

OBJETIVOS Y PREGUNTAS DE LA INVESTIGACIÓN

Este proyecto consiste en abordar de forma concreta y resumida toda la información generada en estudios anteriores realizados por Santibáñez (2009) y otros especialistas en la zona, para caracterizar la vegetación de los bosques de la cuenca del río Magdalena. Es un esfuerzo por sintetizar la información a través de indicadores para que puedan ser utilizados en planes de manejo y conservación.

El proyecto busca responder a las siguientes preguntas:

- 1.- ¿Cómo se debe de abordar un diagnóstico del estado de conservación de una cuenca heterogénea?
- 1.- ¿Resulta útil clasificar el mosaico ambiental en unidades biofísicas en función de los atributos generales de vegetación?
- 2.- ¿Cuál es la estructura, composición y función que caracterizan a las unidades biofísicas?
- 3.- ¿Existen grupos funcionales relacionados con un gradiente de perturbación?
- 4.- ¿Qué efecto tienen los factores ambientales y los factores de presión sobre los indicadores de estado de la vegetación)?
- 5.- ¿Cuáles son las estrategias necesarias para mantener el estado de conservación de las unidades biofísicas?

Objetivo general:

Definir el estado de conservación de la vegetación de la cuenca del río Magdalena (CRM) a través de indicadores de estado para conocer el efecto que ejercen los factores ambientales y los factores de presión sobre la estructura, composición y función del ecosistema.

Objetivos particulares:

Etapa de caracterización

- Caracterizar las unidades biofísicas de la CRM en relación a sus atributos generales (tipo de bosque, densidad, apertura de dosel y cobertura)

Etapa descriptiva

- Determinar la estructura del sotobosque y del estrato arbóreo en las unidades biofísicas (cobertura, densidad, frecuencia de las especies).
- Describir la composición de las unidades biofísicas (riqueza, diversidad, valor de importancia de especies nativas, malezas e introducidas).

Etapa diagnóstica

- Analizar la relación entre la presencia de grupos funcionales con un gradiente de conservación.
- Analizar la composición de estos grupos funcionales en relación a las especies nativas, malezas e introducidas.
- Establecer un diagnóstico a priori con esta información sobre el estado de conservación de las unidades biofísicas.

Etapa integrativa

- Traducir las variables y procesos en indicadores del estado de conservación.
- Estimar el efecto que ejercen los indicadores ambientales y de presión antropogénica sobre los indicadores de estado a través de métodos multivariados.
- Elaborar un modelo de integración de los diferentes indicadores (relación Presión-Estado).
- Identificar y evaluar la importancia de los diferentes indicadores a través de modelos de ecuaciones estructurales.
- Evaluar, a través de los indicadores de estado, el grado de conservación de las unidades biofísicas en los tres aspectos del ecosistema: estructura, composición y función.
- Determinar estrategias de respuesta adecuadas para cada unidad biofísica de la cuenca del río Magdalena.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

En el capítulo 2 se presenta una revisión sobre los “*Indicadores ambientales en México, carencias y perspectivas: una propuesta metodológica para bosques templados*” el cual recopila el estado de arte del uso de indicadores en especial para México. Además, menciona las características idóneas que debe de contar una evaluación del estado de conservación a través de indicadores ambientales y la complejidad que esto conlleva, desde la recopilación de información, la elaboración de los indicadores, la definición de un criterio de selección de indicadores y cómo éstos se deben integrar en un modelo de causalidad con los principales factores de presión (a menudo de origen antropogénico). Se revisan algunos casos de estudio en donde se detectaron algunas carencias en estos aspectos. Por lo tanto, a través de una revisión bibliográfica se propone un método de elaboración de indicadores que ponga énfasis en el aspecto más importante de los ecosistemas: la biodiversidad, sugiriendo la utilización de un modelo Presión-Estado-Respuesta y un análisis estadístico robusto.

En el capítulo 3 se describe el método general desglosado para las cuatro etapas del desarrollo del proyecto definidas en los objetivos particulares. Este capítulo enfatiza los métodos desarrollados en cada una de las etapas para la evaluación del diagnóstico a diferentes escalas y la elaboración de los modelos. En el capítulo 4 se presenta el artículo “*Evaluación del estado de conservación de la vegetación de los bosques de una cuenca heterogénea del Valle de México*” el cual constituye las tres primeras etapas: etapa de *caracterización*, etapa *descriptiva* y etapa *diagnóstica*, en donde se realizó la delimitación y caracterización de unidades ambientales en base a las condiciones biofísicas, cuantificación de la estructura y composición de la vegetación, clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales, y la evaluación del estado de conservación basado en la estructura y la composición. El capítulo 5 se presenta el artículo “*Structural equation modeling as a tool to develop conservation strategies using environmental indicators: The case of forest of the Magdalena river basin in Mexico City*” el cual constituye la etapa *integrativa* del proyecto. El artículo describe como se elaboraron los indicadores para evaluar al ecosistema en sus tres aspectos: estructura, composición y función y se realizó una evaluación del estado de conservación de cada unidad biofísica para la cuenca del río Magdalena. En él se propone un método para integrar los indicadores en un modelo P-E-R para conocer las causas directas e indirectas del deterioro con ayuda de los modelos de ecuaciones estructurales. A partir de los resultados del modelo se presenta una propuesta de estrategias que involucran algunos aspectos ecológicos y funcionales del ecosistema y que podrían ser adecuadas para el mantenimiento de la biodiversidad en cada una de las unidades biofísicas.

LITERATURA CITADA

- Andersson, F.O., Feger, K.H., Huttli, R.F., Krauchi, N., Mattsson, L., Sallnas, O., Sjöberg, K., 2000. Forest ecosystem research—priorities for Europe. *Forest Ecology and Management* 132, 111-119.
- Brown, R.L., Peet, R.K., 2003. Diversity and invasibility of southern Appalachian plant communities. *Ecology* 84.1, 32-39.
- Burgess, R.L., Sharpe, D.M., 1981. *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York.
- De-Leo, G.A., Levin, S., 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* 1, 3-16.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S.I., Tilman, D., 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol* 4, 1300-1305.
- Dorren, L.K.A., Berger, F., Imeson, A.C., Maier, B., Rey, F., 2004. Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. *Forest Ecology and Management* 195, 165-176.

- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York.
- Franklin, J.F., Cromack, K., Denison, W., 1981. *Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests*. USDA Forest Service General Technical Report PNW- 1 18 Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon
- Galicia, L., Gómez, L., Mendoza, A., Zarco, A., 2008. *Análisis, priorización de alternativas y plan estratégico para mejorar la competitividad del manejo del agua, conservación de la biodiversidad y los recursos forestales de los bosques templados en México: Informe final*. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, México, p. 165.
- Gilliam, F., 2014. *The Herbaceous Layer in Forests of a Eastern North America*. Oxford University Press.
- Hammond, A., Adriaanse, A., Rodenburg, A., Bryant, E., Woodward, R., 1995. *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Hassan, R.M., Scholes, R., Ash, N., 2005. *Ecosystems and Human Well-being Current State and Trends: findings of the Condition and Trends Working Group*. Island Press, USA.
- He, F., Legendre, P., 2002. *Species Diversity Patterns Derived form Species-Area Models*. *Ecology* 83, 1185-1198.
- Jorgenzen, S.E., Costanza, R., Xu, F.L., 2005. *Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health*. CRC Press, U.S.A.
- Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., 2012. *Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship*. *Trends in Ecology and Evolution* 27, 19-26.
- Mooney, H.A., Hobbs, R.J., 2000. *Invasive species in a changing world*. Washington, Island Press.
- Niemi, G.J., McDonald, M.E., 2004. *Application of Ecological Indicators*. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 89-111.
- Noss, R.F., 1983. *A regional landscape approach to maintain biodiversity*. *BioScience* 33, 700-706.
- Noss, R.F., 1990. *Indicators for Monitoring Biodiversity - A Hierarchical Approach*. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Noss, R.F., Harris, L.D., 1986. *Nodes, networks, and MUMS: preserving diversity at all scales*. *Environmental Management* 10, 299-309.
- NRC, 2007. *Analysis of Global Change Assessments: Lessons Learned*. The National Academies Press.
- Office of Technology Assessment, O.T.A., 1987. *Technologies to maintain biological diversity*. United States Government Printing Office, Washington, DC, USA.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological Diversity*. Wiley, New York.
- Reid, W., McNeely, J.A., Tunstall, D.B., Bryant, D.A., Winograd, M., 1993. *Biodiversity indicators for policy-makers*. WRI/IUCN/UNEP Global Biodiversity Strategy, USA, p. 39.
- Rodríguez, M.L., López, J., 2009. *Environmental indicators determination to detailed biophysical scale for assessment and land planning: the case of Milpa Alta, Mexico City*, in: López, J., Rodríguez, M.L. (Eds.), *Environmental and sustainability indicators development in Mexico*. Institute of Geography, UNAM, Mexico City, pp. 166-196.
- Rzedowski, J., 1991. *El endemismo de la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar*. *Acta Botánica Mexicana*.
- Sánchez, O., Vega, E., Peters, E., Monroy-Vilchis, O., 2003. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. Instituto Nacional de Ecología, Mexico.

-
- Sheil, D., Nasi, R., Johnson, B., 2004. Ecological criteria and indicators for tropical forest landscapes: Challenges in the search for progress. *Ecology and Society* 9, 7-12.
 - Styles, B.T., 1993. Genus: *Pinus*: A Mexican purview, in: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), *Biological diversity of México: Origins and distribution*. Oxford University Press Nueva York, pp. 394-420.
 - Urban, D.L., O'Neill, R.V., Shugart, H.H., 1987. Landscape ecology. *BioScience* 37.
 - Velázquez, A., Bocco, G., 2006. La ecología del paisaje y su potencial para acciones de conservación de ecosistemas templados de montaña, in: Sánchez, O., Vega, E., Peters, E., Monroy, O. (Eds.), *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. INE, México.
 - Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson, A.P., 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone, in: Soule, M.E. (Ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates Sunderland, Massachusetts, pp. 237-256.

Capítulo 2

Introducción

Indicadores ambientales en México, carencias y perspectivas: una propuesta metodológica para bosques templados

Santibáñez-Andrade Gabriela¹, Silvia Castillo Argüero¹, Javier Carmona Jiménez¹

¹Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México 04510, D.F., México.

Resumen

Los indicadores ambientales permiten dar seguimiento al impacto humano sobre el ambiente biofísico y socioeconómico y han sido reconocidos como una necesidad fundamental para el desarrollo a nivel nacional, regional y local; constituyen parámetros cuantitativos o cualitativos que proporcionan información sobre las condiciones y los fenómenos naturales a fin de medir directa o indirectamente y de manera concisa, algún aspecto considerado prioritario de la relación sociedad-entorno. Un criterio

importante para la elaboración de dichos indicadores es el papel fundamental de la biodiversidad como aspecto importante en la estructura, composición y función del ecosistema. Es fundamental la investigación científica para el diagnóstico integral del estado del ecosistema y por tanto de los recursos naturales a través de indicadores ambientales. En este trabajo se hace una revisión de algunos de los fundamentos teóricos para usarlos, investigar planteamientos metodológicos para su caracterización y evaluación, y se examinan sus aplicaciones en diversos estudios de caso, con lo que es factible ponderar el estado de conservación de los recursos naturales en México, principalmente aquellos en los que están involucrados los bosques templados. El modelo P-E-R es una opción integral de indicadores con una línea de causalidad y retroalimentación para la generación de indicadores ambientales que reflejen la problemática del ecosistema de interés y así poder coordinar y concentrar esfuerzos para su preservación.

Palabras clave: estado de conservación, criterios de indicadores, indicadores ambientales, modelo Presión-Estado-Respuesta, biodiversidad.

Abstract

Environmental indicators make it possible to monitor human impact over the biophysical and socioeconomically entourage and have been acknowledged as a basic need for the national, regional and local development; they are quantitative and qualitative parameters that provide information about conditions and natural phenomena in order to measure some major aspects directly or indirectly in a concise way, of the society-environment relation. An important criterion to formulate such indicators is the main role that biodiversity plays in the structure, composition and function of the ecosystem. Scientific research is fundamental for the integral diagnosis of the state of the ecosystem and, therefore, of natural resources through biological indicators. In this essay a review is made about some theoretical arguments to use them, explore some methodological statements for their description and assessment, and some applications in several case studies are examined, as well, with which it is feasible to ponder the conservation state of natural resources in Mexico, mainly those where mild-weather forests are involved. The P-S-R model is a holistic option of indicators with a line of causality and feedback for the generation of environmental indicators that reflect the problems of the ecosystem in regard and, thus, to coordinate and focus efforts on their preservation.

Key words: conservation state, criteria and indicators, environmental indicators, pressure-state-response model, biodiversity.

Introducción

En México, como a nivel mundial, la transformación de los ecosistemas, resultado de las actividades humanas, ha puesto en riesgo a las comunidades biológicas y los servicios ambientales que proporcionan (Rozzi *et al.*, 2001; Díaz *et al.*, 2005). Las presiones de deterioro más importantes de los ecosistemas de México, desde el punto de vista económico y social, han sido la mala gestión, la sobreexplotación y el acelerado cambio de uso de suelo (Velázquez *et al.*, 2002). Estas presiones son causas directas o indirectas de la pérdida de la biodiversidad, ya que provocan la alteración y transformación del hábitat, la extracción de especies nativas, la introducción de especies invasoras, la contaminación y el cambio climático entre otras consecuencias (Wood *et al.*, 2000; Sánchez-Colón *et al.*, 2009).

Actualmente se ha reconocido que para poder identificar los cambios e intervenciones efectivas como acciones de conservación y de desarrollo sustentable, es necesario el estudio del estado del ambiente como un sistema socio-ecológico, con un entendimiento de las líneas de causalidad de su deterioro (Fernández y García, 2003; Mallén, 2005; Liu *et al.*, 2007). La elaboración de indicadores ambientales constituye una herramienta, que bien utilizada, permite conocer el impacto humano sobre el ambiente biofísico y socioeconómico, con la ventaja de poder brindar esta información de manera concisa a los tomadores de decisiones y que además brinda las pautas para poder dar seguimiento al sistema. Es por eso que se han reconocido como una necesidad fundamental para el desarrollo de estudios del estado de los ecosistemas y los recursos naturales (López y Rodríguez, 2009). Sin embargo, en México aún carecemos de un método adecuado para el uso de indicadores, desde su elaboración (a menudo sin bases ecológicas apropiadas), carente de un marco de integración y hasta los métodos estadísticos adecuados para validarlo.

Este artículo tiene la finalidad de revisar el uso de los indicadores ambientales en México, explorar algunos planteamientos metodológicos para su integración, examinar sus aplicaciones en diversos estudios de caso (en especial para bosques templados) y proponer una estrategia metodológica para mejorar su utilidad.

LA COMPLEJA ELABORACIÓN DE LOS INDICADORES

La biología de la conservación utiliza diversas herramientas para evaluar las condiciones de los ecosistemas. Una de estas herramientas es lo que se denomina indicadores ambientales, los cuales han sido definidos como parámetros cuantitativos o cualitativos que proporcionan información sobre las condiciones y los fenómenos ambientales los cuáles permiten medir directa o indirectamente de manera concisa, algún aspecto considerado prioritario de la relación sociedad-entorno (Hammond *et al.*, 1995; Hyman y Leibowitz, 2001; Mallén, 2005, Newton, 2007). Entre las fuentes y métodos de obtención de información para la elaboración de los indicadores están: censos, encuestas, registros, cartografía temática, datos de monitoreo, mediciones de observatorio, observaciones de campo, muestreo de unidades espaciales y socioeconómicas, imágenes de satélite, laboratorio, informes de investigación y estimaciones. Todas las fuentes de información deben estar referenciadas a una base temporal y espacial (Lopez, 2009). Es importante mencionar que una variable no es un indicador *per se*. Para elaborar indicadores el recopilador (que a menudo es el investigador) le confiere a las variables un valor relativizado en función del aspecto que desea evaluar, con bases ecológicas sólidas y fundamentadas. Por ejemplo, que implica mayor o menor cobertura vegetal en términos de conservación.

Cuadro 1. Características para seleccionar indicadores ambientales según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE)

Relevancia para los tomadores de decisiones y público en general	Los indicadores deben:
	<ul style="list-style-type: none">• Proporcionar una visión de las condiciones ambientales, presiones ambientales y respuestas de la sociedad o gobierno.• Ser sencillos, precisos, fáciles de interpretar y capaces de mostrar tendencias a través del tiempo.• Responder a cambios en el ambiente y en las actividades humanas relacionadas.• Que muestren o demuestren tendencias• Proporcionar una base para las comparaciones internacionales.• Ser aplicables a escala nacional o regional, según sea el caso.• Tener preferentemente un valor con el cuál puedan ser comparados para tener puntos o marcos de referencia• Que permitan establecer reportes o dar idea de la estabilidad o disminución de la calidad del ecosistema y los recursos naturales

Solidez analítica	<p>Los indicadores deben:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Estar teórica y científicamente bien fundamentados. • Estar basados en consensos internacionales. • Ser capaces de relacionarse con modelos económicos y/o de desarrollo, así como con sistemas de información.
Medición	<p>Los datos necesarios para construir los indicadores se caracterizan por:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Estar disponibles con una razonable relación costo/beneficio. • Representación espacial y temporal • Estar bien documentados y gozar de validez reconocida. • Tener alcance estadístico adecuado a la escala de trabajo • Ser actualizados a intervalos regulares con procedimientos confiables. • Que posibiliten su manejo dentro de un contexto de análisis integrado a diversas escalas, en sentido horizontal y vertical.

Fuente: modificado de OCDE (2003)

Para que los indicadores ambientales cumplan su función es conveniente que reúnan principalmente ciertas características, deben ser claros (sin ambigüedad), objetivos (con un criterio de selección), relevantes (para los tomadores de decisiones), consistentes (de solidez analítica), sensitivos (en la detección de alertas tempranas), de fácil medición (costo-beneficio), integrativos (deben partir de un modelo conceptual), y por último deben ser evaluados y validados (OECD, 2003; Noss, 1999; Winograd y Farrow, 2000). En el cuadro 1 se muestra la relación completa de las características deseables de los indicadores según la OECD (2003) y que consideramos son puntos relevantes para su elaboración en cualquier sistema.

Cuando nos referimos a un criterio de selección es aquél que define los ámbitos del espacio conceptual en el que diferentes indicadores pueden ser adecuados. Este criterio depende principalmente de los objetivos de la investigación, así como de características inherentes al sistema bajo estudio. Existe una enorme variedad de criterios para desarrollar los indicadores ya que pueden ser sociales, económicos, ambientales, de sustentabilidad, biodiversidad, cambio climático, transporte, uso de suelo, entre otros.

Así mismo, es necesario seleccionar un modelo conceptual para abordar la formulación de los indicadores, este punto se aborda detalladamente más adelante en el texto.

Además es indispensable evaluar o validar el desempeño de cada uno de los indicadores ya que no todos son lo suficientemente concisos y cada uno aporta sólo una descripción parcial del panorama completo (Alberti y Parker, 1991; Niemi y McDonald, 2004; Mallén, 2005). Angelstam *et al.*, (2004) proponen

algunas sugerencias para validar los indicadores en bosques, por ejemplo, su nivel de correlación con otros indicadores y la verificación de que éstos se reflejen en forma de gradiente respecto a las zonas de bosque con un manejo intensivo en comparación con las zonas más conservadas o naturales.

Finalmente la utilidad de los indicadores muchas veces se consigue a través de integrarlos o presentarlos en conjunto con otros indicadores. Una de las soluciones a este problema es la agregación de los parámetros que se considera que afectan al sistema en expresiones o fórmulas que pretenden resumirlos, es decir, en índices ambientales (Rodríguez y Flores, 2009).

MODELOS CONCEPTUALES DE INDICADORES

Anteriormente en la década de los 80's se utilizaban los indicadores ambientales sin explorar su relación con el aspecto social, económico e institucional (Quiroga, 2007). Actualmente existen modelos que tratan de categorizar la información sobre los recursos naturales y ambientales en función de sus relaciones con las actividades sociales y económicas (Newton, 2007). La línea de pensamiento predominante es el enfoque de una lógica vectorial (origen, dirección y destino), de donde se deriva el denominado modelo P-E-R (Presión-Estado-Respuesta), formulado y modificado por la Organización para el Comercio y Desarrollo Económico (OCDE, 1993) el cual se explica de la siguiente forma: las actividades humanas ejercen *presión* (P) sobre el ambiente, modificando con ello la cantidad y calidad de los recursos naturales, es decir su *estado* (E); la sociedad *responde* (R) a tales transformaciones con planes de manejo, políticas ambientales o socioeconómicas, las cuales pueden prevenir, reducir o mitigar las presiones iniciales de las actividades humanas (Mallén, 2005; Newton, 2007).

El modelo Presión-Estado-Respuesta (OCDE, 1993) propone diferentes indicadores para evaluar el estado actual, los factores que ocasionan el deterioro y estimar las posibilidades de recuperación de los ecosistemas templados. Estas propuestas tienen el fin de responder a cuestiones cómo: ¿Qué está afectando al ecosistema?, ¿Cómo es el estado de conservación del ecosistema? y ¿Qué se puede hacer para conservar el ecosistema? En la figura 1 se muestra un ejemplo de los aspectos a evaluar de un modelo P-E-R para bosques templados.

Posteriormente este modelo fue retomado para elaborar el modelo Fuerza Conductora-Estado-Respuesta (FER); y este último al marco de referencia Fuerza Conductora-Presión-Estado-Impacto-Respuesta (FPEIR) en donde las fuerzas conductoras ejercen presión sobre el estado de ecosistema, generando un impacto en la salud humana y donde la sociedad responde mediante políticas ambientales (Antequera, 2005).

Sea cual fuese el marco de referencia escogido, muchas veces la utilidad de los indicadores depende de su ensamble o inserción en ellos, describiendo su relación con otros indicadores y obteniendo las rutas de afectación que merecen atención para establecer políticas de manejo y conservación.



Figura 1. Modelo P-E-R con algunos indicadores aplicables para el caso de los bosques templados modificado por Santibáñez (2014) (OCDE 1993; Newton y Kapos, 2002).

APLICACIÓN DE LOS INDICADORES AMBIENTALES EN MÉXICO

Formalmente a partir de la década de los 90's se han realizado varios esfuerzos para el desarrollo de indicadores ambientales en México. En el cuadro 2 se presenta la relación de las instituciones que han trabajado sobre la definición y aplicación de los indicadores ambientales y de sustentabilidad en México.

Cuadro 2. Instituciones que proponen indicadores ambientales y de sustentabilidad en México a nivel nacional, regional y local.

Organismos	Escala Nacional
SEMARNAT	1.- Desarrollo de Indicadores para la Evaluación del Desempeño Ambiental en México (SNIA), 1997.
CONAFOR	

	2.-La evaluación del desempeño ambiental. Reporte, 2000.
	3.- Indicadores básicos del desempeño ambiental, Reporte, 2005
	4.- Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México (PROCYMAF), 2000
INE	5.- Indicadores de desarrollo sustentable en México, 2000
Escala regional y local	
INE Y EPA	5.-Situación ambiental en la región fronteriza. Reporte de Indicadores, 2005.
Universidad Autónoma de Chihuahua	6.- Indicadores de Chihuahua: Determinación de criterios e indicadores ambientales y de sostenibilidad en la región Bosque Modelo Chihuahua, 2002.
	7.- Indicadores ambientales del Estado de Hidalgo, 2003.
Consejo Estatal de Ecología del Estado de Hidalgo	
Instituto de Ecología UNAM	8.- Marco de Evaluación de Sistemas de Manejo de Indicadores de Sustentabilidad en México (MESMIS; 2000)

Fuente: Rodríguez y López (2009)

El gobierno federal desarrolló el Sistema Nacional de Indicadores Ambientales (SNIA) a cargo de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Este sistema está dedicado a recopilar, organizar y difundir la información ambiental y los recursos naturales del país. Los distintos conjuntos de indicadores que integran el SNIA se ordenan bajo el marco conceptual del modelo P-E-R. La estructura del SNIA coloca a diversos conjuntos de indicadores que reciben influencia y la ejerce sobre otras iniciativas y los divide en: a) conjuntos internacionales, los que corresponden a acuerdos como la ONU o la OCDE; b) indicadores ambientales estatales, su contenido se establece de acuerdo a las características y necesidades propias de cada estado, c) regionales, incluye indicadores específicos a regiones del país que por su naturaleza requieran de una evaluación y monitoreo específico, los cuales se incluyen dentro de los ordenamientos ecológicos. A su vez este sistema divide los indicadores en dos conjuntos según la información que aportan: a) indicadores de desempeño ambiental, 140 indicadores distribuidos en los temas de atmósfera, agua, suelos, residuos sólidos, residuos peligrosos, biodiversidad, recursos forestales y pesqueros cuyo nivel de profundidad es ideal para uso por parte del público especializado y b) indicadores clave, 15 indicadores que abarcan los mismos temas que los

indicadores de desempeño sin embargo el público al que está dirigido es básicamente para los tomadores de decisiones (Rodríguez y Flores, 2009).

Cabe mencionar que si bien el SNIA es un esfuerzo para la realización de un inventario de la información (estadística, geográfica, documental) en sus diversas disciplinas, sectores y fuentes, aún se plantean fuertes problemas a la hora de estructurar estos indicadores bajo criterios y procedimientos homogéneos, armonizados, sistematizados y comparativos entre las escalas locales, regionales, nacionales e internacionales (López, 2009). Por otro lado no existe información consistente de cómo se abordan estos indicadores, la mayoría son meramente descriptivos (es decir no se les confiere un valor indicador), algunos se elaboran sin las bases ecológicas adecuadas, se presentan en forma de extensos informes y no están integrados para dar un diagnóstico claro del estado del ecosistema en particular.

Un importante avance entre el discurso y la generación de datos o valores para los criterios e indicadores es el trabajo de Masera *et al.* (2000) quienes propusieron una “Metodología para la evaluación de sistemas de manejo de recursos naturales incorporando indicadores de sustentabilidad” (MESMIS), que procura integrar y analizar la sustentabilidad en sus tres dimensiones: social, económica y ambiental. En este marco se proponen como atributos de sustentabilidad a la productividad, estabilidad, resiliencia, confiabilidad, equidad, adaptabilidad y autogestión. A diferencia de la mayoría de los trabajos sobre criterios e indicadores, esta propuesta aporta un método de evaluación de los resultados o valores obtenidos para los indicadores considerados (Negrete y Reygadas, 2009). Su objetivo principal es evaluar la sustentabilidad de diferentes sistemas de manejo de recursos naturales a escala local (Orozco, *et al.* 2009). A la fecha se han realizado más de 50 estudios de caso que han incorporado al MESMIS como marco de análisis y discusión. Estos se han realizado principalmente en México, Centroamérica y Sudamérica. La información obtenida mediante los diferentes indicadores se integra finalmente utilizando técnicas de análisis multicriterio ecosistémico con el fin de emitir un juicio de valor sobre los sistemas de manejo y brindar sugerencias para mejorar el perfil socioambiental (Orozco, *et al.* 2009). Este método es muy útil ya que muestra las diferencias entre un sistema manejado y otro de referencia, sin embargo los resultados finales sólo generan recomendaciones específicas para el sistema sin abordar las causas directas de deterioro o disminución de los atributos de sustentabilidad.

El Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México (PROCYMAF) de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) elaboró en el año 2000 un reporte sobre Criterios e Indicadores de Desempeño para Programas de Manejo Forestal Sustentable, en el cual se retoman los conceptos clásicos de rendimiento sostenido de los bosques y sus variables de medición

tradicionales como lo es la posibilidad de corta o extracción de madera, el incremento medio anual, la calidad del sitio, entre otros (Negrete y Reygadas, 2009).

La CONANP por su parte en el 2006 conformó una Comisión llamada “Sistema de Información, Monitoreo y Evaluación para la Conservación” (SIMEC) cuyo objetivo es establecer un sistema de indicadores biológicos, geográficos, sociales, y económicos que permitan analizar la efectividad e impacto en la aplicación de políticas públicas en las Regiones Prioritarias para la Conservación, y está conformado por 53 indicadores (CONANP, 2006). Sin embargo sus indicadores están dirigidos sólo a la existencia de instrumentos de política o normatividad acerca de los recursos naturales y sobre la magnitud en que estos instrumentos apoyan el desarrollo sustentable.

ESTUDIOS DE CASO

Se revisaron algunos estudios de caso en México para conocer algunas estrategias en la utilización de los indicadores ambientales. Perales *et al.*, (2007) realizaron un estudio en el cual se observa el significado que tiene la medición de una serie de atributos o indicadores por medio de un análisis de tipo “amiba”, en donde se ponderan los indicadores en base a un “óptimo estado” en el cual concluyen que el sistema innovador se perfila con un mayor grado de sustentabilidad integral (Cuadro 3).

Cuadro 3. Evaluación del sistema agro-silvo-pastoril del sur de Sinaloa (Perales *et al.*, 2000)

Una herramienta que ha demostrado ser útil para gráficamente integrar y controlar los diferentes indicadores es el Diagrama de AMEBA. Este muestra el diagrama, en términos cualitativos, en qué medida el objetivo se ha cumplido para cada indicador, y que permite una sencilla, pero completa, gráfica de comparación de las ventajas y limitaciones de la sistemas de gestión están evaluando. La figura muestra la AMEBA derivada de un MESMIS de un estudio de caso en el estado mexicano de Sinaloa, en que se evaluaron dos sistemas agro-silvo-pastorales (Perales *et al.*, 2000).

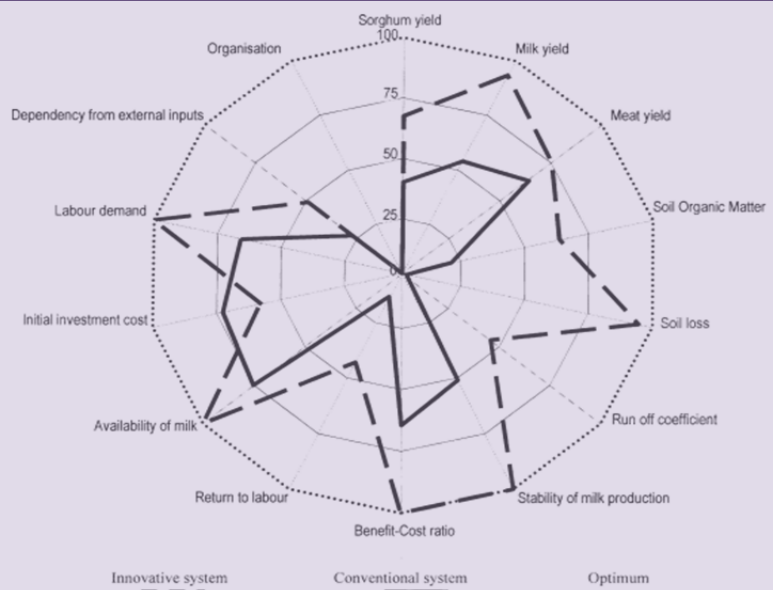


Figura. Indicadores usados en un análisis de “amiba” para dos sistemas agrosilvopastoriles

Rodríguez y López (2009) plantean las unidades ambientales biofísicas como una herramienta clave para la realización de estudios a escala local en México debido a la alta heterogeneidad biofísica y

socioeconómica. Este estudio utiliza el enfoque P-E-R e integra algunos indicadores sociales que determinan el grado de conservación de los bosques templados en una zona al sur de la Ciudad de México. Sin embargo los resultados del estudio sólo se reflejan en una agrupación de tales unidades ambientales y una caracterización de estos grupos de forma estrictamente descriptiva (Cuadro 4).

Cuadro 4. Determinación de indicadores ambientales a escala detallada para la evaluación biofísica y la planeación del territorio: el caso de Milpa Alta, Distrito Federal (Rodríguez y López, 2009)

Este estudio se realizó en la delegación de Milpa Alta, donde el sistema se caracteriza por tener un relieve montañoso que alberga a bosques de pinos, bosque de oyamel, bosque mixto, pastizal y matorral. En él se consideró el enfoque metodológico Presión-Estado-Respuesta (P-E-R) para establecer los indicadores ambientales, aplicando sólo los de presión y estado. El estudio toma en cuenta que, parte de las condiciones de estado dependen de las condiciones de presión. Se utilizaron Sistemas de Información Geográfica para caracterizar unidades ambientales biofísicas (UAB) Los indicadores de presión, estado y respuesta utilizados se muestran en la figura (Rodríguez y López, 2009).

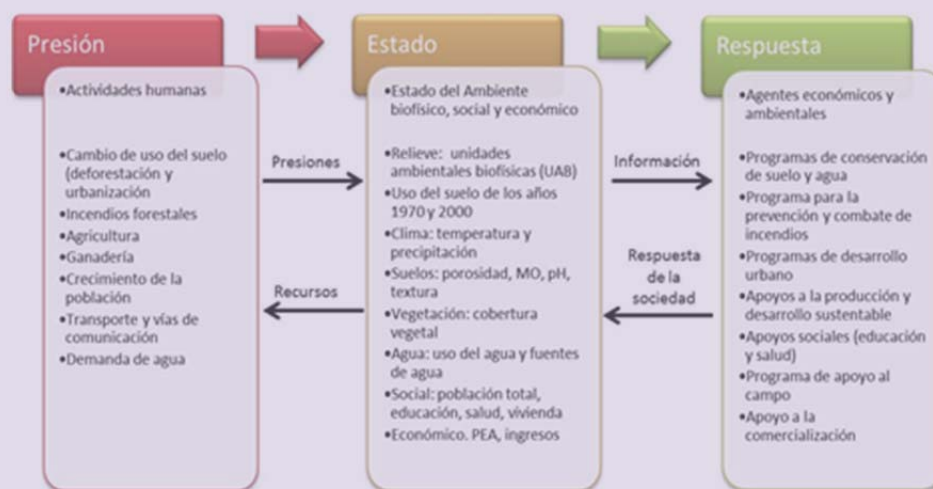


Figura. Indicadores considerados para el estudio en la delegación Milpa Alta, D.F.

Alcalá *et al.*, (2009) incorporan un método originado por la Unión Mundial para la Conservación (UICN) que es el MARPS (Mapeo Analítico, Reflexivo y Participativo de la Sostenibilidad) (Imbach *et al.*, 1997) el cual se aplica a un nivel comunitario a través de encuestas de opinión lo cual resulta un elemento novedoso que abre una nueva perspectiva de ponderación de la importancia de los diferentes tipos de indicadores, representando esta información a través de mapas (Cuadro 5).

Cuadro 5. *Criterios e Indicadores Ambientales como estrategia de Gestión Ambiental en el Ordenamiento Territorial: Bosque Modelo Chihuahua* (Alcalá *et al.*, 2009).

En este estudio se aplicó una metodología para generar y evaluar criterios e indicadores ambientales con apoyo de la comunidad a través de encuestas para ponderar la percepción de 92 indicadores sobre el sistema social, económico y ambiental de la región. Se utilizó el modelo P-E-R y el método MARPS además del uso de imágenes LANDSAT. Bajo el consenso de los indicadores con una prueba de X_2 se encontró que algunos atributos sociodemográficos son condicionantes en la percepción de los indicadores. Con el modelo P-E-R se propusieron 26 temas prioritarios en materia ambiental, social, económica e institucional (Alcalá *et al.* 2009).

Método	Dimensión	Aspecto indicativo	Variables	Indicadores
MARPS	Ecológica	Condición natural	10	18
		Degradación	12	18
		Conservación	9	10
	Social	Valores	14	17
		Actitudes	10	15
		Organización	9	12
		Poder	9	10
	Económica	Base productiva	23	33
	Total		96	133

Figura. Resumen de la información generada en la región con la aplicación de MARPS Y PER.

Aspecto	Presión	Estado	Respuesta	
Ecológico	16	15	14	
Modelo PER	Social	20	22	17
	Económico	15	14	12
Institucional	9	9	10	
Total		60	60	53

Espejel *et al.* (2004) presentan una propuesta metodológica realizando un análisis factorial que permitió identificar algunos indicadores más representativos. Es de reconocer que el estudio presenta una propuesta para integrar un índice de deterioro interesante que englobe el diagnóstico por unidad de estudio y por municipio (Cuadro 6).

Cuadro 6. *El índice de deterioro ambiental en los municipios de Tlaxcala: Una propuesta metodológica* (Espejel *et al.*, 2004)

Este estudio tuvo como objetivo obtener un índice de deterioro ambiental (IDA) para clasificar los municipios del estado de Tlaxcala y establecer prioridades de atención. El estudio se desarrolló con indicadores de un programa de ordenamiento previamente en el 2002, con 311 unidades en 47 municipios del estado. Se eliminaron los indicadores que tuvieron un alto coeficiente de correlación para evitar información redundante. Para elaborar el índice de deterioro (IDA) de cada unidad territorial se partió de las puntuaciones factoriales y componentes principales como lo muestra la Figura. Posteriormente se calculó el promedio de las unidades correspondientes a cada municipio obteniendo así el índice de deterioro de cada municipio (Espejel *et al.* 2004).

COMPONENTE	AUTOVALORES INICIALES			EXTRACCIÓN DE LA SUMA DE LOS CUADRADOS DE LAS DESVIACIONES ESTÁNDAR		
	TOTAL	% DE VARIANZA	% ACUMULADO	TOTAL	% DE VARIANZA	% ACUMULADO
1	4.85	25.54	25.54	4.85	25.54	25.54
2	2.59	13.63	39.17	2.59	13.63	39.17
3	2.11	11.12	50.29	2.11	11.12	50.29
4	1.46	7.72	58.02	1.46	7.72	58.02
5	1.15	6.06	64.08	1.15	6.06	64.08
6	1.08	5.71	69.79	1.08	5.71	69.79

$IDA_j = \sum (P_i \times F_{ij})$
 IDA_j = índice para cada unidad territorial
 F_{ij} = variable de deterioro ambiental
 i = componente, factor principal o variable ambiental
 j : unidades de análisis $j:1, \dots, 360$ $i: 1, 2, 3, \dots, 6$
 P_i = factor de ponderación que corresponde a la variable de deterioro ambiental (raíz cuadrada del valor Eigen).
 Figura. Fórmula del índice de deterioro ambiental (IDA)
 Figura. Resultados del análisis. 1) Actividad económica, 2) Características del suelo y su degradación, 3) Contaminación del aire y el agua, 4) Políticas de conservación, 5) Efecto y causas de políticas ambientales, 6) Condiciones climatológicas.

En la mayoría de los estudios de caso escogidos, comprenden algunos aspectos mencionados en la elaboración de los indicadores ambientales pero a menudo carecen de algunos otros aspectos, proponiendo métodos que presentan algunas ventajas y desventajas. En el estudio de caso MESMIS se resumen y se integran indicadores cualitativos o cuantitativos que describen la presencia de beneficios ecológicos, económicos y sociales, sin embargo carece de una técnica estadística o matemática para integrar los resultados de una manera efectiva (López *et al.*, 2002). La mayoría de los estudios que involucran indicadores sociales no tienen como resultado esta relación que existe entre una línea de causalidad con los indicadores de estado o no se percibe el efecto de éstos sobre el ecosistema. Cabe resaltar el hecho de que muchos estudios de indicadores se dedican a describir cómo las alteraciones ambientales ocasionan pérdidas en la sustentabilidad que sostiene formas de organización social, pero sin bases ecológicas adecuadas es imposible entender la dinámica del sistema y mucho menos plantear estrategias útiles para su mantenimiento.

Es importante el avance que ha tenido México en el tema de los indicadores ambientales, sin embargo es necesario pasar de la fase descriptiva y cualitativa a una fase más evolucionada con métodos más robustos. Es notable el hecho de que en el ámbito de los indicadores aún no se desarrollan métodos cuantitativos que proporcionen un resultado numérico y cuyo análisis integral (que explore la relación entre los componentes sociales y ecológicos) cumpla con las características que un marco de referencia debe poseer.

PROPUESTA METODOLÓGICA Y EL RETO DE LA HETEROGENEIDAD EN MÉXICO

La disminución de la cantidad y calidad de recursos naturales es el resultado de un mal estado de conservación. El término de conservación a menudo está ligado al concepto de integridad del ecosistema. Kay (1991) utiliza el término integridad del ecosistema para referirse a la capacidad de un ecosistema de mantener su organización. Por lo tanto las medidas de integridad deben de reflejar los tres

atributos de un ecosistema: estructura, composición y función. La estructura y la composición se refieren a la interconexión entre los componentes del sistema y la función se refiere a los procesos generales del ecosistema (Jorgenzen et al., 2005). Uno de los criterios con mayor importancia para desarrollar indicadores del estado de conservación es evaluar el aspecto más importante de los ecosistemas, la biodiversidad, pues de ella depende su calidad, función y su integridad (Spies, 1998; Noss, 1999). Este último atributo del ecosistema está íntimamente relacionado al aspecto social, ya que, el número, la abundancia y composición de especies, influyen fuertemente en la provisión de servicios ambientales y en el bienestar humano, de ahí la importancia de evaluar este aspecto (Hassan *et al.*, 2005). De hecho algunos estudios evalúan los indicadores de estado a partir de los servicios ecosistémicos que brindan y no por los demás atributos o propiedades del sistema (Collins, *et al.* 2010).

Existen numerosos indicadores de biodiversidad para bosques templados, los cuales, en función de la información que proporcionan, son agrupados en siete categorías o grupos (Newton y Kapos, 2002) que son 1) tipos de bosque y estado sucesional; 2) grado de fragmentación de los tipos de bosque; 3) tasa de conversión de la cubierta forestal a otros usos; 4) área y porcentaje del bosque afectado por disturbios naturales y antropogénicos; 5) heterogeneidad y complejidad de la estructura forestal; 6) especies asociadas al tipo de bosque y 7) estado de conservación de las especies asociadas al bosque. La ventaja de esta clasificación es que toma en cuenta el aspecto de heterogeneidad que es muy recurrente en la mayoría de los bosques mexicanos. Mientras más grupos de indicadores se puedan abarcar los resultados serán más cercanos a la realidad tratando de representar el escenario completo. Además de esta clasificación, se propone ubicar a los indicadores de biodiversidad de cada grupo, de manera que brinden simultáneamente información sobre los tres atributos de los ecosistemas: composición, estructura y función (Noss 1999; Angelstam *et al.*, 2004).

Una vez elaborados los indicadores es necesario integrarlos a un modelo. El modelo P-E-R (OCDE, 1993) es una opción integral de indicadores con una línea de causalidad y retroalimentación adecuado para la generación de indicadores ambientales que reflejen el estado del ecosistema.

CAUSAS DE DETERIORO MULTIFACTORIALES: HACIA UN MODELO INTEGRAL

Existe poca información sobre cómo elaborar un modelo integral de investigación que proporcione un mecanismo claro para la comprensión e incorporación de los indicadores entre los sistemas sociales y ecológicos ya que muchos de estos modelos son lineales cuando en la realidad la problemática ambiental es un sistema de interrelaciones complejas (Kremen y Ostfeld, 2005; Theobald *et al.*, 2005).

Los cambios ecológicos de origen natural o antropogénico ocurren en vías muy complejas y raramente actúan en una sola dirección, lo que conlleva a preguntarnos ¿Cómo evaluar estas relaciones?

Por otro lado, a menudo los modelos utilizados son cerrados sin oportunidad de poder integrar en el futuro otros componentes de los sistemas socio-ecológicos (Aguirre, 2002).

Por lo tanto es necesario contar con técnicas que permitan el análisis detallado de situaciones causales y complejas. La utilización de estadística multivariada es la mejor decisión a la hora de abordar estos sistemas complejos. La estadística multivariada (en particular el análisis canónico de correspondencia) permite reconocer a primera instancia los factores que están jugando un papel importante en la determinación del estado de conservación y así establecer relaciones causales hipotéticas y las posibles conexiones entre indicadores en un modelo *a priori*. Sin embargo, esto no es suficiente, pues ahora es necesario confirmar la fuerza de estas relaciones.

Los modelos de ecuaciones estructurales son modelos que permiten proponer el tipo y dirección de las relaciones que se espera encontrar entre las diversas variables contenidas en él y para estimar los parámetros que vienen especificados por las relaciones propuestas a nivel teórico. Por este mecanismo se denominan “modelos confirmatorios” ya que el interés es “confirmar” mediante el análisis de las muestras las relaciones propuestas a partir de la teoría explicativa que se haya decidido utilizar como referencia (Pardo y San Martín, 2010). No sólo es importante proponer estructuras causales entre las variables, sino que a su vez pueden trasladar estos efectos a otras variables, creando concatenaciones de variables. El uso de SEM puede ser adecuado para estudiar procesos a escala de comunidades, ecosistemas y ecología del paisaje sin embargo pocos son los estudios que los incluyen, por ejemplo Grace et al. (2007) usaron estos modelos para abordar el efecto de variables abióticas y de disturbio sobre la riqueza y productividad, o cómo la riqueza de especies disminuye cuando un área natural se convierte en usos de suelo dominados por el hombre (Desrochers et al., 2011) y para entender cómo la riqueza de especies de plantas está relacionada con las condiciones del paisaje y algunos factores ambientales locales, tanto directa como indirectamente (Gazol et al., 2012).

Los puntos fuertes de estos modelos son: tener una representación gráfica práctica, la posibilidad de generar hipótesis sobre los efectos causales entre las variables, permitir la concatenación de efectos entre variables y permitir relaciones recíprocas entre variables (Pardo y San Martín, 2010).

CONSIDERACIONES FINALES

Los indicadores ambientales constituyen una herramienta de la biología de la conservación para estimar el estado del ecosistema, conocer las causas de su deterioro y establecer las medidas necesarias o estrategias pertinentes según sea el caso. La adecuada elaboración de indicadores ambientales no es una tarea fácil debido a las diferentes características que deben de cumplir, es una tarea extraordinaria que requiere la inversión de esfuerzo, tiempo, personal y capital. Sin embargo esto es apenas un aspecto que complica el objetivo del diagnóstico, ya que la recopilación, valoración, e integración de esta información conlleva ciertas dificultades que librar siendo necesario pasar de lo cualitativo a lo cuantitativo. En esta revisión se propone un método de elaboración de indicadores de manera clara ya que su función esencial es comunicar resultados de manera sintetizada entre los investigadores y los “tomadores de decisiones” (Mallén, 2005). Esto implica contar con un modelo conceptual que relacione adecuadamente los sistemas ecológicos con los sistemas socio-económicos con indicadores evaluados y validados en su desempeño (Winograd y Farrow, 2000). Sólo con una visión integradora será posible hacer frente e incluso resolver las desventajas de los indicadores, dirigir las acciones sociales ante las diferentes necesidades y responsabilidades para mantener los recursos naturales y el funcionamiento de los ecosistemas (Collins *et al.* 2010).

Referencias

- Aguirre, M. A. 2002. Los sistemas de indicadores ambientales y su papel en la información e integración del medio ambiente. Comunicaciones del I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio ambiente. Madrid, España. Disponible en:
http://www.ciccp.es/webantigua/icitema/Comunicaciones/Tomo_II/T2p1231.pdf
- Alcalá, J.A. *et al.* (2009). Criterios e Indicadores Ambientales como estrategia de Gestión Ambiental en el Ordenamiento Territorial: Bosque Modelo Chihuahua. *Revista Ciencias Forestales* Vol. 17, No. 1-2 77-87
- Angelstam, P. *et al.* (2004). Monitoring forest biodiversity- from the policy level to the management unit. *Ecological Bulletins* 51, 295-304
- Balvanera, P. y Cotler, H. (2009) Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. En: *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México
- Bell, S. y Morse S. (2001). Breaking through the glass ceiling: who really cares about sustainability indicators. *Local Environmental* No. 6. 291-309

-
- Boncina, A. *et al.* (2002). Comparison of the two main types of selection forests in Slovenia: distribution, site conditions, stand, structure, regeneration and management. *Forestry* Vol.75 No. 4
- Bradstock, R. A. y Kenny, B. J. (2003). Application of plant functional traits to fire management in a conservation reserve in southeastern Australia. *Journal of Vegetation Science* 14: 345-354
- Carle, J. y Holmgren, P. (2003). Definitions related to planted forests. *Forests Resources Assessment Programme Working Paper*. FAO. Rome.
- CONANP (2006). *Sistema de Monitoreo y Evaluación Participativa de los Programas de Desarrollo Regional Sustentable (PRODEERS)*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. SEMARNAT. México.
- Collins S. *et al.* (2010). An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. *Ecol Environ* 9(6): 351-357
- Daily, G.C. *et al.* (1997). Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystem. *Issues in Ecology*. 2: 1-16.
- D'Antonio, C. M. y Vitousek, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63-87.
- Desrochers, R.E., Kerr, J.T., Currie, D.J., 2011. How, and how much, natural cover loss increases species richness. *Global Ecology and Biogeography* 20, 857-867.
- Ehrlich, P. R. y Ehrlich, J.(1981). *Extinction: The causes and Consequences of the Disappearance of species*. Random House. New York.
- Espejel, A. *et al.* (2004). El índice de deterioro ambiental en los municipios de Tlaxcala: Una propuesta metodológica. *Gaceta Ecológica* 70:19-30
- Eswaran, J. *et al.* (2000). Resource management domains: a biophysical unit for assessing and monitoring land quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81: 155-162
- Forman, R.T.T. y Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. Wiley, New York.
- FAO (2005). *Proceedings of the third expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders*. FAO. Rome.
- Fisher, B. *et al.* (2009). Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. *Ecol Appl* 18: 2050-67.
- Fujimori, T. (2001). *Ecological and silvicultural strategies for sustainable forest management*. Elsevier Science. Amsterdam, Holanda.
- Galicia, L. *et al.* (2007). Cambio de uso de suelo y degradación ambiental. *Ciencia*. 58: 50-59

-
- Galicia, L. *et al.* (2008). *Análisis, priorización de alternativas y plan estratégico para mejorar la competitividad del manejo del agua, conservación de la biodiversidad y los recursos forestales de los bosques templados en México: Informe final*. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. México.
- Gazol, A., Tamme, R., Takkis, K., Kasari, L., Saar, L., Helm, A., Pärtel, M., 2012. Landscape- and small-scale determinants of grassland species diversity: direct and indirect influences. *Ecography* 35, 944-951.
- Gibson, D. J. (2002). *Methods in comparative plant population ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Gitay, H. y Noble, I.R. (1997). What are functional types and how should we seek them? En: *Plant functional types*. Eds. T. M. Smith, H. H. Shugart y F.I. Woodward. Cambridge University Press, Cambridge. 3-19
- Grace, J.B., Michael Anderson, T., Smith, M.D., Seabloom, E., Andelman, S.J., Meche, G., Weiher, E., Allain, L.K., Jutila, H., Sankaran, M., Knops, J., Ritchie, M., Willig, M.R., 2007. Does species diversity limit productivity in natural grassland communities? *Ecology letters* 10, 680-689.
- Grime, J. P. (1974). Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*. 250: 26-31
- Hammond, A. *et al.* (1995). *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Hassan, R. M. *et al.* (2005). *Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.
- Hyman, J. B. y Leibowitz, S. G. (2001). JSEM: a framework for identifying and evaluating indicators. *Environmental Monitoring and Assessments* 66, 207-232.
- Imbach, A. *et al.* (1997). *Mapeo Analítico, Reflexivo y Participativo de la Sostenibilidad. Una aproximación integral de la evaluación del progreso hacia la sostenibilidad*. UICN. Suiza y Reino Unido.
- Jorgenzen, S.E., Costanza, R., Xu, F.L., 2005. *Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health*. CRC Press, U.S.A.
- Kay, J.J., Schneider, E.D., 1991 Thermodynamics and measurements of ecosystem integrity, in: McKenzie, D. (Ed.), *Ecological Indicators*. Elsevier, Amsterdam, pp. 159–182.
- Kremen C. y Ostfeld R. S. (2005). A call to ecologist: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Front Ecol Environ* 3: 540-48

-
- Kolasa, J. y Rollo, C. D.. 1991. Introduction: the Heterogeneity of Heterogeneity: a Glossary. En: Kolasa, J. y S. T. A. Pickett (eds.) *Ecological Heterogeneity in Ecology*. Springer-Verlag.
- Leishman, M. R. y Westoby, M. (1992). Classifying plants into groups on the basis of associations on individual traits-evidence from Australian semi-arid woodlands. *Journal of Ecology* 80, 417-424 pp.
- Liu J. *et al.* (2007). Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317: 1513-16.
- López, C. R. (2009). Experiencia del INEGI en la elaboración de Indicadores Ambientales y Desarrollo Sustentable. En: López, J. y Rodríguez, M. L. (coord.) *Desarrollo de indicadores ambientales y de sustentabilidad en México*. Colección Geografía para el siglo XXI. Instituto de Geografía, UNAM. 28-55 pp.
- López J. y Rodríguez M. L. (2009). *Desarrollo de indicadores ambientales y de sustentabilidad en México*. Colección Geografía para el siglo XXI. Instituto de Geografía, UNAM. Pp 134
- López-Ridaura, S., Masera, O. R. y M. Astier. 2002. Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework. *Ecological Indicators* 2:135-148.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford.
- Mallén, C. (2005). Indicadores para la evaluación del ambiente: Los recursos naturales y al sustentabilidad. En: *Contribución al estudio de los servicios ambientales*. eds. Benavides J. D., Becerra F., Hernández T., González C. y Flores, J. G. INIFAP. México.
- Masera, O. *et al.* (1997). Carbon emissions from Mexican forest: Current situation and long-term scenarios. *Climate Change* 24: 256-295
- Masera, O. *et al.* (2000). *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación MESMIS*. Mundi-Prensa México.
- Naem, S. *et al.* (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368:734-737
- Negrete G. y Reygadas D. (2009). Indicadores de desempeño para el ordenamiento ecológico territorial (OET) a nivel local: experiencia en la construcción de indicadores para dos municipios del país. En: López, J. y Rodríguez, M. L. (coord.) *Desarrollo de indicadores ambientales y de sustentabilidad en México*. Colección Geografía para el siglo XXI. Instituto de Geografía, UNAM. 57-81
- Newton, A. C. (2007). *Forest Ecology and Conservation*. Techniques in Ecology and Conservation Series. Oxford University Press. Oxford.
- Newton, A. C., y Kapos, V. (2002). Biodiversity indicators in national forest inventories. *Unasylva*. 53, 56-64

-
- Noble, I. R. y Slatyer, R. O. (1980). The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbance. *Vegetatio*, 43, 5-21 pp.
- Noss, R. F. (1999). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4 (4), 355-364
- OECD (2003). *Environmental indicators. Development, measurement and use*. Organization for Economic Co-operation and Development. France.
- Ohl C. *et al.* (2007). Towards an understanding of long-term ecosystem dynamics by merging socio-economic and environmental research. Criteria for long-term socio-ecological research sites selection. *Ecol Econ* 63: 383-91
- Orozco, *et al.* (2007). El marco MESMIS, estudios de caso en Iberoamérica y Norteamérica. En: López, J. y Rodríguez, M. L. (coord.) *Desarrollo de indicadores ambientales y de sustentabilidad en México*. Colección Geografía para el siglo XXI. Instituto de Geografía, UNAM. 146-163
- Paine, R.T. (1980). Food webs: linkage interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology*. 49: 667-685 pp.
- Petchey, O. L. y Gaston, K. L. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecological Letters*. 5: 402-411 pp.
- Perales, M.A., Fregoso, L.E., Martínez, C.O., Cuevas, V., Loaiza, A., Reyes J.E., Moreno, T., Palacios, O., Guzmán, J.L., 2000. Evaluación del sistema agro-silvo-pastoril del sur de Sinaloa. En: Maser, O., López-Ridauro, S., (Eds.), *Sustentabilidad y Sistemas Campesinos. Cinco experiencias de evaluación en el México rural*. MundiPrensa-GIRA-UNAM, México, pp. 143–206.
- Pickett, S. T. A. y White, P. S. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Pillar, V.D., y Sosinski, Jr. E. E. (2003). An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science*. 14: 323-332 pp.
- Power, M. E. *et al.* (1996). Challenges in the quest for keystones. *Bioscience* 46: 609-620.
- Quiroga, R. 2007. Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe. Serie Manuales. División de Estadística y Proyecciones Económicas. CEPAL, ONU. Santiago de Chile. 227 p
- Reed, *et al.* (2006). An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecological Economics*. No. 59, 406-418 pp.
- Reid, M. *et al.* (1993). *Biodiversity indicators for policy-makers*. World Resources Institute. USA.

-
- Rodríguez, C. y Flores, A. (2009). El Sistema Nacional de Indicadores Ambientales (SNIA). En: López, J. y Rodríguez, M. L. (coord.) *Desarrollo de indicadores ambientales y de sustentabilidad en México*. Colección Geografía para el siglo XXI. Instituto de Geografía, UNAM. 15-26
- Rodríguez, M. L. y López, J. (2009). Determinación de indicadores ambientales a escala detallada para la evaluación biofísica y la planeación del territorio: el caso de Milpa Alta, Distrito Federal. En: López, J. y Rodríguez, M. L. (coord.) *Desarrollo de indicadores ambientales y de sustentabilidad en México*. Colección Geografía para el siglo XXI. Instituto de Geografía, UNAM. 166-196
- Salminis, J. *et al.* (2007). *Estudio comparativo de la sustentabilidad socioeconómica y ambiental en sistemas agrícolas y agrícola-ganaderos*. Trabajo de investigación. Córdoba. Argentina. http://www.produccion-animal.com.ar/empresa_agropecuaria/empresa_agropecuaria/75-salminis.pdf
- Sánchez Colón, S., A. *et al.* (2009). Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. En: *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México. 2009.
- Shugart, H. H. (1997). Plant and ecosystem functional types. En: *Plant functional types*. Eds. T. M. Smith, H. H. Shugart and F.I. Woodward. Cambridge University Press, Cambridge. 104-121
- Spies, T.A. (1998). Forest structure: a key to the ecosystem. *Northwest Science*. 72:2 pp.34-39.
- Symstad, A. (2002). An Overview of Ecological Plant Classification Systems. En: Ambasth, R.S. y Ambasth, N. V. eds. *Modern Trends in Applied Terrestrial Ecology*. Kluwer Academic. Nueva York. 13-50
- Theobald, D. M. *et al.* (2005). Ecological support for rural land-use planning. *Ecol Appl* 15: 1906-14.
- Tilman, D. *et al.* (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystem. *Nature* 379: 718-720
- Toledo, V. M. *et al.* (1989). *La producción rural en México: alternativas ecológicas*. Fundación Universo Veintiuno. México, D.F.
- Vilá, M. (1998). Efectos de la diversidad de especies en el funcionamiento de los ecosistemas. *Orsis* 13: 105-117.
- Westoby, M. y Leishman, M. (1997). Categorizing plant species into functional types. En: *Plant functional types*. Eds. T. M. Smith, H. H. Shugart and F.I. Woodward. Cambridge University Press, Cambridge. 104-121
- Wilson, J. B. (1999). Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos* 86: 507-522
- Winograd, M. y Farrow, A. (2000). *From Indices to Policy Implications: Land Use in Central America*. CIAT-World Bank-United Nations Environment Program (UNEP) Project, Washington, DC.

→Wu, J. y Loucks, O. (1995). From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70(4): 439-465.

→Yoccoz, N. G. *et al.* (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16 (8), 446-453.

Capítulo 3

Método

DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

Localización. La cuenca del río Magdalena (Delgadillo-Durán) ($19^{\circ} 13' 53''$ y $19^{\circ} 18' 12''$ N y $99^{\circ} 14' 50''$ y $99^{\circ} 20' 30''$ W) se ubica en la Sierra de las Cruces, dentro de la Faja Volcánica Transmexicana (Álvarez, 2000) en un intervalo altitudinal de 2570 m s. n. m en el noreste (límite del áreas ecológica con la urbana) a los 3850 m s. n. m al suroeste. Se localiza al límite sur-occidental del Distrito Federal dentro de la cuenca de México, abarca parte de las delegaciones políticas Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa, mientras que en el estado de México es la región este del municipio de Ocoyoacac (Figura 1). La extensión total del área es de aproximadamente 2, 925 ha (Ávila-Akerberg, 2002).

La cuenca del río Magdalena se localiza en la vertiente que forman las sierras del Ajusco y de las Cruces, en su unión al suroeste de la cuenca del río Eslava y, al noroeste, por las cabeceras de los ríos Mixcoac, Guadalupe y Anzaldo (Arenas, 1969).

El río Magdalena tiene una longitud total de 21, 6 km de los cuales 13 km recorren los bosques de la cuenca alta (Figura. 2). El río se extiende en la zona urbana hasta llegar a la presa Anzaldo, con un recorrido de 4 km. A partir de esta presa el río Magdalena es entubado y dirigido hacia el río Churubusco en un trayecto de 2 km. Las aguas continúan su recorrido por el gran canal de desagüe, para

salir de la cuenca de México a través de los túneles artificiales de Tequisquiác, donde llega a la cuenca del río Tula (Álvarez, 2000).

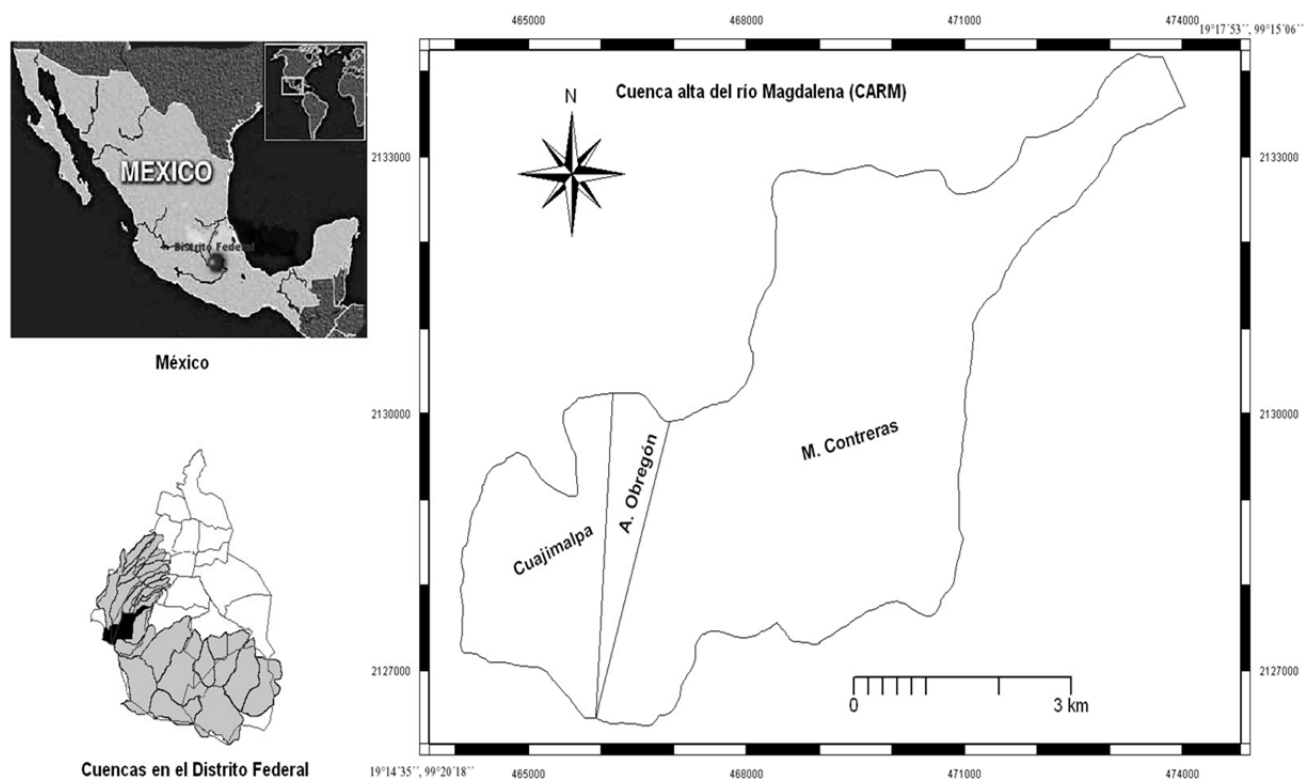


Figura 1. Localización de la cuenca del río Magdalena, México, D. F.

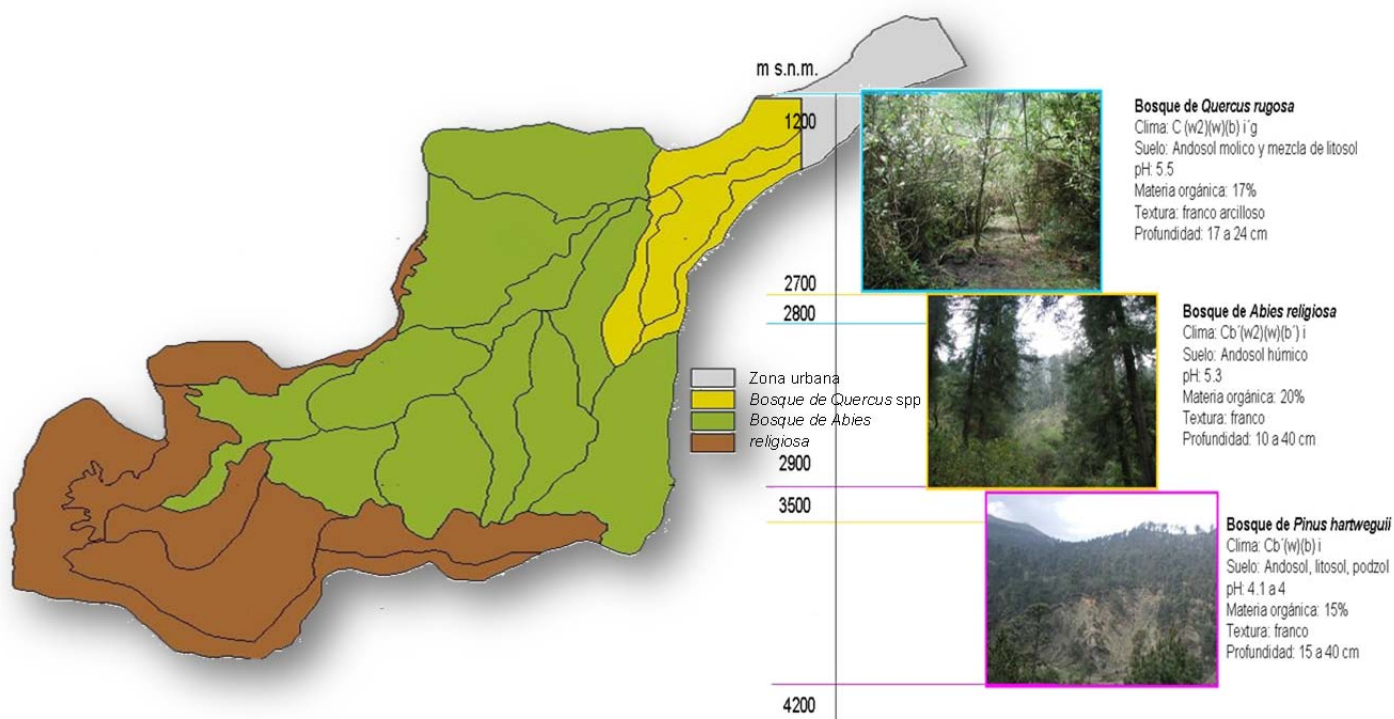


Figura 2. Cauce del río Magdalena

Situación de la Zona de Protección Forestal. Entre 1936 y 1939 durante el gobierno del presidente Lázaro Cárdenas se decretaron la mayoría de los parques nacionales y las áreas protegidas de la cuenca

de México. En 1987, las aguas del río Magdalena fueron concedidas a la compañía de Ángel Sánchez, quien construyó los cuatro Dinamos para aprovechar el torrente del río para la generación de electricidad. Dentro de la categoría de Área de Protección de Recursos Naturales, existe la categoría de Zona de Protección Forestal, que según la LGEEPA en su artículo 53 son aquellas zonas destinadas a la conservación, protección y restauración de suelos, cuencas hidrográficas, vegetación, fauna y en general todos los recursos naturales existentes dentro de ellas. La Zona de Protección Forestal de la Cañada de Contreras fue decretada el 27 de junio de 1932 con una extensión de 3100 ha aproximadamente (D.O.F., 1932). Por otro lado, esta zona está considerada dentro del área de suelo de conservación del Distrito Federal, sin embargo su administración no, ya que el decreto se llevó a cabo a nivel federal, a pesar de ello el organismo de SEMARNAT no la contempla dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Tipos de vegetación en la Cuenca del Río Magdalena. Se distinguen para la zona las siguientes comunidades principalmente: *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, *Quercus* spp. (Nava, 2003). Debido al gradiente climático y las condiciones de humedad, la vegetación se dispone en bandas altitudinales más o menos bien definidas, con traslapes entre los diferentes tipos de bosques (Ávila-Akerberg, 2002).



GRUPOS DE INDICADORES DE ESTADO DEL ECOSISTEMA Y SUS FUNDAMENTOS TEÓRICOS

Existen numerosos indicadores de biodiversidad para bosques templados, los cuáles, en función de la información que proporcionan, son agrupados en siete categorías o grupos (Newton and Kapos, 2002) cuya importancia se describe teóricamente a continuación:

1) ***Tipos de bosque y estado sucesional***; Uno de los principales retos en la generación de la información de los indicadores ambientales es la definición de los términos utilizados. Muchos de los términos que se usan en la biología de la conservación tienen una variedad de diferentes interpretaciones lo cual puede ser un obstáculo para una comunicación clara. Los ecólogos forestales y los conservacionistas han contribuido en la creación de conceptos que son difíciles de definir con exactitud, o para aplicarlos en la práctica. La clasificación de tipo de bosque se puede aplicar en función de las especies arbóreas dominantes, su estado sucesional, grado de conservación, unidades de paisaje (o rodales) entre otros.

Es común el hecho de clasificar, de forma general, por tipo de bosque en función de la especie arbórea más dominante, sin embargo dentro de estos mismos tipos existen diferencias en relación a su estructura y composición que son determinados por el efecto de factores físicos como la orientación de ladera, altitud y pendiente. Dada la alta complejidad ambiental de los bosques de México que está relacionado con las características topográficas de la región conviene una clasificación más detallada (Sánchez-González and López-Mata, 2003; Sánchez-González et al., 2006; Velázquez and Cleef, 1993). Estas características permiten establecer unidades discretas a escala de paisaje que permite una mejor sistematización y comprensión de la correspondencia entre vegetación y ambiente (Matteucci and Colma, 1982).

Una clasificación del tipo de bosque es útil para estratificar un territorio forestal de gran tamaño en un número discreto de unidades ecológicamente más pequeñas y homogéneas para facilitar su análisis, la interpretación y el reporte de los datos forestales, especialmente de aquellos que se refieren a la biodiversidad (Larsson, 2001; Mc Roberts et al., 2011).

En relación al estado sucesional la clasificación descrita por varios autores es, en términos prácticos, la más acertada ya que clasifican a los bosques templados en diferentes categorías como: 1) *bosque natural*, que son porciones de bosque compuestos predominantemente de árboles nativos y especies establecidas naturalmente; 2) *bosque seminatural*, son bosques que han sido manejados pero que, a lo largo del tiempo han adquirido características más naturales como diversos estratos, mayor riqueza y diversidad, distribución aleatoria, 3) *bosque primario*, un bosque que nunca ha sido talado y se ha desarrollado tras los disturbios y bajo los procesos naturales, independientemente de su edad; 4)

bosque secundario, un bosque que ha sido talado y regenerado naturalmente o artificialmente y; 5) *bosque maduro*, unidades de bosque que se distinguen árboles adultos con atributos estructurales que pueden incluir árboles de tamaño, acumulación de material leñoso muerto, estratos de vegetación, composición de diversas especies y la función del ecosistema (Carle and Holmgren, 2003; FAO, 2005; Newton, 2007).

En relación al grado de conservación, los bosques caracterizados con un nivel bajo de influencia humana han sido descritos como prístinos, maduros, primarios y clímax (Newton, 2007) . Otro ejemplo es el concepto de bosque “natural”. Este aspecto puede considerarse muy importante por muchos conservacionistas sin embargo la cuestión no es muy clara. Por ejemplo, un bosque cultivado que se ha regenerado naturalmente por un periodo de tiempo prolongado puede ser muy difícil de diferenciar (en términos de estructura y composición) de los bosques que nunca han sido talados (Newton, 2007).

2) ***Grado de fragmentación de los tipos de bosque***. La fragmentación del bosque se refiere a la división de la extensión continua del bosque en pequeños parches discretos (reduciendo su área) y que están separados por algún otro tipo de vegetación o uso de suelo (por ejemplo suelo agrícola) (Forman and Godron, 1986). La continuidad de la cobertura de los bosques templados permite desarrollar complejas estructuras biofísicas, las cuales contienen mayor número y calidad de hábitats y nichos, que a su vez permiten contener varios organismos. Por lo tanto, garantizar la continuidad de la cobertura es fundamental porque contribuyen a la conformación de diferentes clases de hábitats y nichos, asegurando así el mantenimiento de la biodiversidad (Fujimori, 2001).

La deforestación es la causa principal de la pérdida de la cobertura de los bosques templados y de la degradación y fragmentación de estos ecosistemas, influyendo significativamente en la pérdida de la biodiversidad y servicios ambientales (Gomez-Mendoza et al., 2008). Esta fragmentación reduce la reproducción y el flujo génico promoviendo la extinción de especies haciendo de los fragmentos más vulnerables a la presencia de fuegos, invasión de especies exóticas y a otros procesos de erosión del hábitat (Cuevas-Reyes, 2010). Por ello, el control de la tasa de deforestación es fundamental porque impacta directamente la diversidad biológica e interviene en el cambio climático local, regional y global.

3) ***Tasa de conversión de la cubierta forestal a otros usos***; Actualmente se estima que aproximadamente 40% del área de bosques templados del país han sido transformadas a otros usos de suelo (Toledo et al., 1989), con tasas de deforestación anual entre 0.5 y 0.8% (Maser et al., 1997). Esto se debe a que los bosques templados están sujetos a regímenes naturales y antropogénicos de perturbación (Boncina et al., 2002; Galicia et al., 2008). Principalmente las perturbaciones de origen humano como la expansión de la agricultura, la inducción de incendios y el sobrepastoreo han

ocasionado una disminución de la cobertura forestal. Otras causas que actúan de forma directa son: la extracción indiscriminada de los recursos maderables y no maderables, el desarrollo de infraestructura, la ausencia de planes de manejo forestal y la tala ilegal (Galicía et al., 2007).

4) **Área y porcentaje del bosque afectado por disturbios naturales y antropogénicos**; Este grupo de indicadores tratan de evaluar la calidad del ecosistema, la cual involucra la influencia de los disturbios en su condición. Los disturbios han sido definidos como “eventos relativamente discretos en el tiempo que modifican la estructura de una población, comunidad o ecosistema, además de alterar el ambiente físico y la disponibilidad de los recursos que provee” (Runkle et al., 1985)

Los principales tipos de disturbio *naturales* que afectan a los bosques son el fuego (incendios), el clima (que incluye variación en la temperatura, la precipitación y el viento, además de eventos climáticos como tormentas, heladas e inundaciones), alteraciones del suelo (erosión, depositación y lixiviación) y depredación (defoliación y descortezadores). Por otro lado, los principales tipos de disturbio *antropogénicos* incluyen la tala inmoderada, incendios inducidos, extracción de especies, introducción de especies exóticas, sobrepastoreo, construcción de caminos, aplicación de fertilizantes y pesticidas, contaminación del aire, entre otros (Gibson, 2002; Newton, 2007).

Estos disturbios provocan lo que se denomina *perturbación*, alterando la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas, por lo tanto, es importante analizar estos eventos en cualquier ecosistema, no sólo en el diagnóstico de su estado, sino que este grupo de indicadores también funcionan como indicadores de respuesta dentro del contexto del modelo P-E-R, ya que, además permiten definir qué tipo de prioridad representan y que tipo de intervención sería necesaria (Newton, 2007).

5) **Heterogeneidad y complejidad de la estructura forestal**; Los sistemas ecológicos tienen componentes cualitativamente diferentes, cuyas propiedades varían en el espacio y el tiempo (Kolasa and Rollo, 1991). Esta propiedad aunada con la escala a la que se evalúa se manifiesta en la condición de mosaico en la mayoría de los ecosistemas. En términos generales, un mosaico está compuesto por “manchones” o “parches” que pueden definirse como “una unidad espacial diferente de su entorno ya sea en su apariencia o en sus propiedades” (Wu and Loucks, 1995). Este grupo de indicadores evalúan la heterogeneidad y complejidad de la estructura y composición de la vegetación para establecer diferencias entre las distintas comunidades o tipos de bosque en relación a algunas variables estructurales (especies dominantes, cobertura, densidad, edad, altura, etc.), reconocer los sitios con mayor riqueza de especies, ubicar las zonas que presenten especies de importancia ecológica, entre otros aspectos.

6) **Especies asociadas al tipo de bosque**; La conservación de la biodiversidad efectiva depende del conocimiento de las especies que están presentes en un área particular del bosque. Sin embargo, una evaluación de la biodiversidad incluye no solo el inventario de todas las especies, sino el conocimiento de sus interacciones y requerimientos ambientales de estas, sobretodo el reto es transformar este conocimiento en forma de indicadores biológicos. Esta información puede ser utilizada de diversas maneras; para definir y analizar la distribución de las comunidades ecológicas, analizar el grado de similitud de la composición florística entre muestras de diferentes zonas, analizar la relación que existe entre las muestras en términos de las especies presentes, relacionar la composición de especies con variables ambientales y determinar las especies clave o grupos funcionales de especies (Newton, 2007).

Grupos funcionales. La clasificación de las especies dentro de grupos o tipos funcionales ha recibido mucha atención de los ecólogos, ya que se ha utilizado en primera instancia para conocer cómo se encuentra estructurada una comunidad en un tiempo y espacio, además se ha utilizado para simplificar la complejidad de la comunidad vegetal, tratando de retomar sólo información esencial con diversos objetivos, por ejemplo explicar la distribución de las especies en relación al clima, tipo de suelo, disturbios, así como para describir el papel o la función que desempeñan en el ecosistema (Newton, 2007; Symstad, 2002).

La base de cualquier clasificación de los grupos funcionales depende de su finalidad, en otras palabras, los distintos atributos de las plantas son relevantes en función del objetivo de clasificación ya sea taxonomía, estructura, uso de los recursos, respuesta a disturbios y el papel que juegan en la función del ecosistema (Westoby and Leishman, 1997; Wilson, 1999). En la aproximación de Woodward (1993), la definición de grupos funcionales de acuerdo con un grupo de variables de clima se llaman *grupos de respuesta climática* (Gomez-Mendoza et al., 2008). El régimen de disturbio altera las condiciones climáticas, por lo tanto existen algunos grupos de respuesta a éste régimen de disturbio se ve reflejado en la composición de especies nativas, malezas e introducidas (Hooper et al., 2002; Wilson, 1999). Estas propiedades son importantes para establecer los tratamientos y las prioridades a nivel de unidades de paisaje (Whilliams et al., 2002).

7) **Estado de conservación de las especies asociadas al bosque.** Las perturbaciones de origen humano como la expansión de la agricultura a través de los incendios inducidos y el sobrepastoreo han contribuido a la deforestación de estos ecosistemas, lo cual a su vez ha favorecido la entrada de especies exóticas o invasoras, aumentando la probabilidad de extinción de las especies nativas.

El establecimiento de malezas y de especies introducidas puede ser interpretado como un indicador de la modificación del hábitat (Stenhouse, 2004). Las malezas se caracterizan por un

crecimiento acelerado, un síndrome de dispersión efectivo y por lo tanto un alto índice de abundancia. Estas especies pueden causar efectos indeseables en el sistema como la disminución de la riqueza de especies nativas del sitio, agotamiento de nutrientes, alelopatía, inclusión de enfermedades y mayor competencia con las especies circundantes (Pysek et al., 2004). Las especies no nativas o exóticas por otro lado, se definen como aquellas especies que han sobrepasado sus límites de distribución geográfica por tener síndromes de dispersión muy eficaces o dispersarse por causas antropogénicas, alterando la estructura y funcionalidad de los ecosistemas receptores (Mooney and Hobbs, 2000). Varios estudios discuten la relevancia de resaltar la presencia de especies introducidas y malezas en estudios de comunidades, ya que esto conduce a robustecer los valores de diversidad (Pysek et al., 2004).

Por otro lado, los bosques templados contienen un alto número de especies que están en la lista de la NOM-059-SEMARNAT-2001, en las categorías de especies raras, amenazadas, en peligro de extinción y sujetas a protección especial, debido a que las elevadas tasas de deforestación y cambio de uso de suelo, la sobreexplotación y la escasa efectividad de las zonas de protección han propiciado la degradación y pérdida de hábitats con la consecuente pérdida principalmente de especies animales (Gomez-Mendoza et al., 2008).

Además de esta clasificación, en este proyecto se propone ubicar a los indicadores de biodiversidad de cada grupo de forma que brinden simultáneamente información sobre los tres atributos de los ecosistemas: composición, estructura y función (Fig. 3) (Angelstam et al., 2004; Noss, 1990).

Grupo de Indicadores	Estructura	Composición	Función
Tipos de bosque y estado sucesional	<ul style="list-style-type: none"> Unidades de paisaje Tipos de bosque Grado de densidad del bosque o apertura de dosel Estado sucesional 	<ul style="list-style-type: none"> Variación en la composición de especies Abundancia Especies dominantes o raras 	<ul style="list-style-type: none"> Aporte de especies por unidad o tipo de bosque Captación de carbono Patrones de disturbio a los que están sujetos las unidades y tipos de bosque
Grado de fragmentación de los tipos de bosque	<ul style="list-style-type: none"> Área con cobertura forestal Mosaico ambiental Mosaico sucesional Número de tipos de parches Tamaño promedio de parche Área del núcleo 	<ul style="list-style-type: none"> Presencia de especies en parches Dominancia de las especies en parches Riqueza en parches 	<ul style="list-style-type: none"> Nivel de fragmentación del ecosistema Diversidad Similitud Proximidad Conectividad Calidad del parche Nivel de regeneración
Tasa de conversión de la cubierta forestal (por tipo) a otros usos	<ul style="list-style-type: none"> Cambios de la cobertura forestal Nivel de deforestación Tasa de deforestación Patrones de deforestación 	<ul style="list-style-type: none"> Cambios en la dominancia de especies en el tiempo 	<ul style="list-style-type: none"> Índice de vegetación (NDVI) Productividad por unidad o tipo de bosque Descomposición por unidad o tipo de bosque
Área y porcentaje del bosque afectado por disturbios naturales y antropogénicos	Disturbios naturales y disturbios antropogénicos: <ul style="list-style-type: none"> Extensión Intensidad Severidad 	<ul style="list-style-type: none"> Evaluación del impacto de los disturbios sobre la dominancia y la riqueza relacionado con el tipo y clase del disturbio 	<ul style="list-style-type: none"> Efecto de disturbios en la estructura y composición del bosque Interacciones entre disturbios
Heterogeneidad y complejidad de la estructura forestal	Ponderación de variables estructurales por unidad o tipo de bosque: <ul style="list-style-type: none"> Cobertura Densidad DAP Área basal Altura Edad o estado de desarrollo Nivel de regeneración natural 	<ul style="list-style-type: none"> Valor de importancia Riqueza de especies 	<ul style="list-style-type: none"> Aporte de riqueza de especies por unidad o tipo de bosque Especies clave Fenología reproductiva Banco y lluvia de semillas
Número de especies asociadas al tipo de bosque	Ponderación de variables estructurales por especie <ul style="list-style-type: none"> Cobertura Densidad Altura 	<ul style="list-style-type: none"> Valor de importancia Riqueza de especies Diversidad α, γ 	<ul style="list-style-type: none"> Grupos funcionales (atributos de las especies) Especies clave Diversidad β Fenología reproductiva
Estado de conservación de las especies asociadas al bosque	<ul style="list-style-type: none"> Ponderación de especies nativas en relación a especies introducidas 	Presencia, dominancia y valor de importancia de especies: <ul style="list-style-type: none"> Endémicas Nativas Amenazadas En peligro de extinción Exóticas Invasoras Malezas 	<ul style="list-style-type: none"> Grupos funcionales Especies indicadoras Efecto de las especies exóticas, invasoras o malezas Banco y lluvia de semillas

Figura 3. Clasificación de algunos indicadores (modificado de Newton y Kapos, 2002; Angestlam et al., 2004)

En el siguiente diagrama se muestran las diferentes etapas en el desarrollo del proyecto “Estado de conservación de la cuenca del río Magdalena: Una evaluación a través de indicadores” (Fig. 4). Se

elaboraron algunos indicadores en función a la clasificación de Newton y Kapos (2002) excepto el grupo 3 (*tasa de conversión de la cubierta vegetal*) ya que no se contaba con la información necesaria.

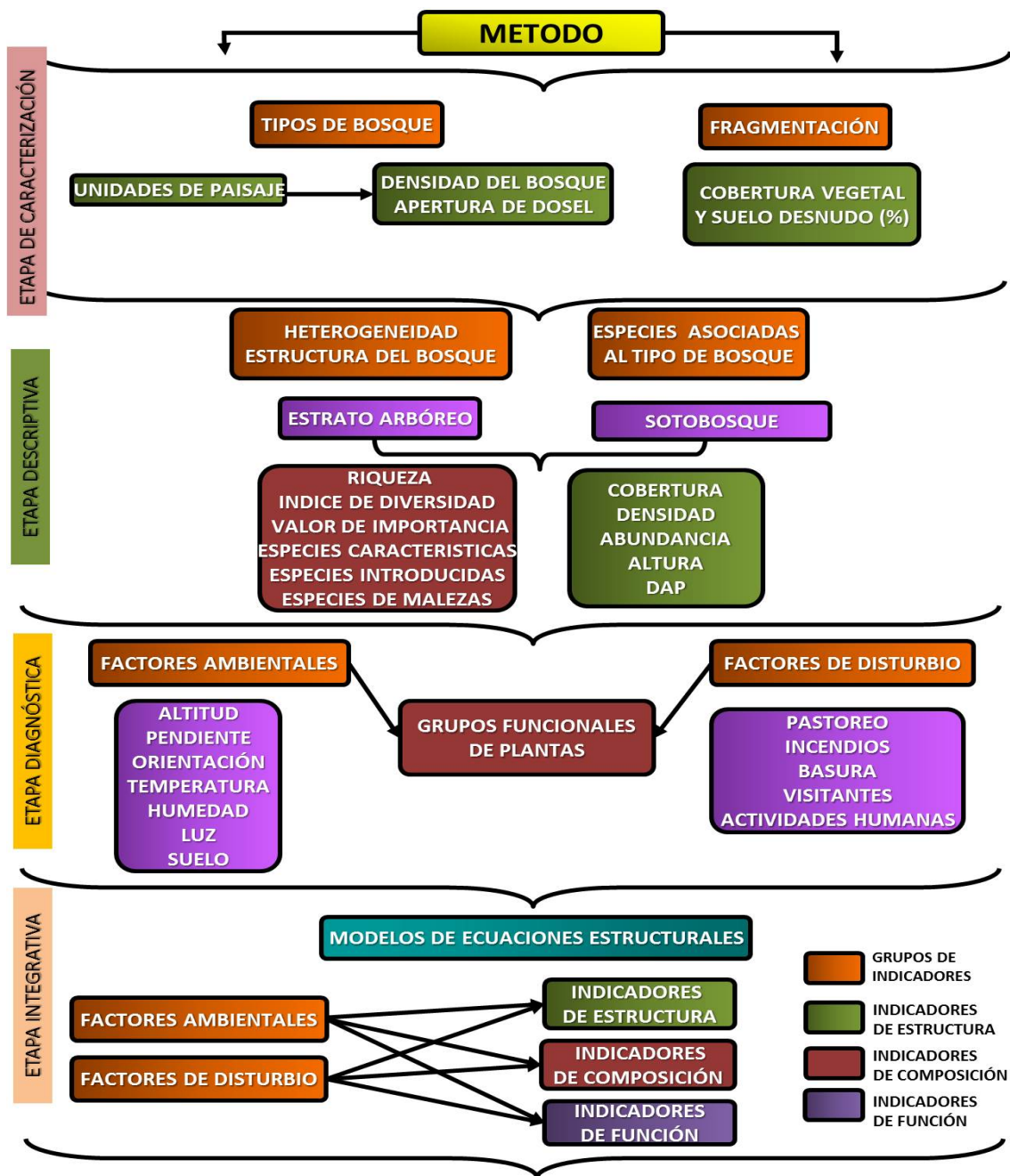


Fig. 4 Método de elaboración e integración de indicadores ambientales para la cuenca del río Magdalena.

ETAPA DE CARACTERIZACIÓN

Se consideraron dos componentes para delimitar las entidades ecológicas en la descripción de la cuenca (referidas a la escala de cuenca): 1) ambiente físico (geología, suelo y clima) y 2) ambiente

biológico (vegetación). Se digitalizaron seis mapas de la cuenca (escala 1:25 000) del INEGI (1993). Los modelos digitales de elevación proveen un acercamiento útil para distinguir los atributos del paisaje que fueron utilizados para la clasificación. Estos fueron generados con datos de los intervalos de elevación de 100 m en una escala topográfica de 1:10000 en ArcView GIS 3.2 (ESRI, 1999) e ILWIS 3.2 (ITC, 2002). Las unidades biofísicas fueron delimitadas a través de fotos aéreas e imágenes de satélite. Estas unidades fueron definidas como áreas con las mismas características en términos de fisionomía, tipo de vegetación, topografía y orientación de ladera (Murtha and Sharma, 2005). Se realizó la fotointerpretación a 1:25 000 a través de la técnica de estereoscopia. Esta información fue digitalizada, georreferenciada y orto-correcta con el método de GCPs en las imágenes de satélite (en ILWIS 3.2 y Arc View 3.2) y posteriormente integrada con la información digital de topografía, geología, suelo, clima y vegetación de la cuenca.

Se determinaron 21 unidades biofísicas en base a criterios topográficos y de vegetación como son: la orientación de la ladera, tipo de pendiente, tipo de bosque y uso de suelo, además del grado de apertura del dosel y densidad arbórea (Franklin et al., 2001; Pekkarinen and Tuominen, 2003; Santibañez-Andrade, 2009) donde cuatro corresponden al bosque de *Quercus* spp (denominadas QU1 a QU4), once al bosque de *Abies religiosa* (AU1 a AU11) y seis al bosque de *Pinus hartwegii* (PU1 a PU6) (Figura 5).

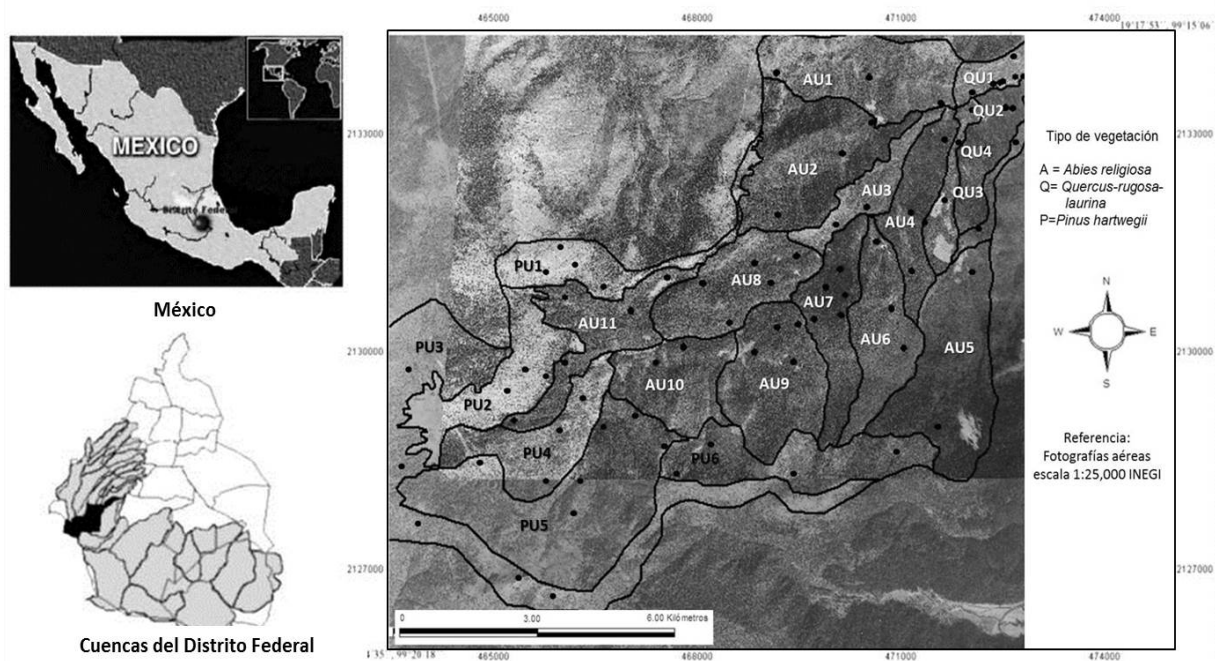


Figura 5. Ubicación de la cuenca del río Magdalena, México D. F. y sus unidades biofísicas.

Se describieron los atributos de las unidades biofísicas como: pendiente, orientación, tipo de bosque, uso de suelo, apertura de dosel, densidad del bosque y algunos efectos antropogénicos (presencia de pastizal o campos de cultivo en este caso) (Pekkarinen and Tuominen, 2003).

Fragmentación. Por medio de Sistemas de Información Geográfica y técnicas de fotointerpretación se identificaron las zonas sin cobertura forestal, estas áreas se convirtieron en polígonos a través del programa ArcView GIS 3.2 (ESRI, 1999) y por medio de álgebra de polígonos se calculó el área fragmentada en relación al área total de la unidad biofísica a la que pertenecía. Se obtuvo un valor porcentual del área fragmentada por unidad (Fig. 6).

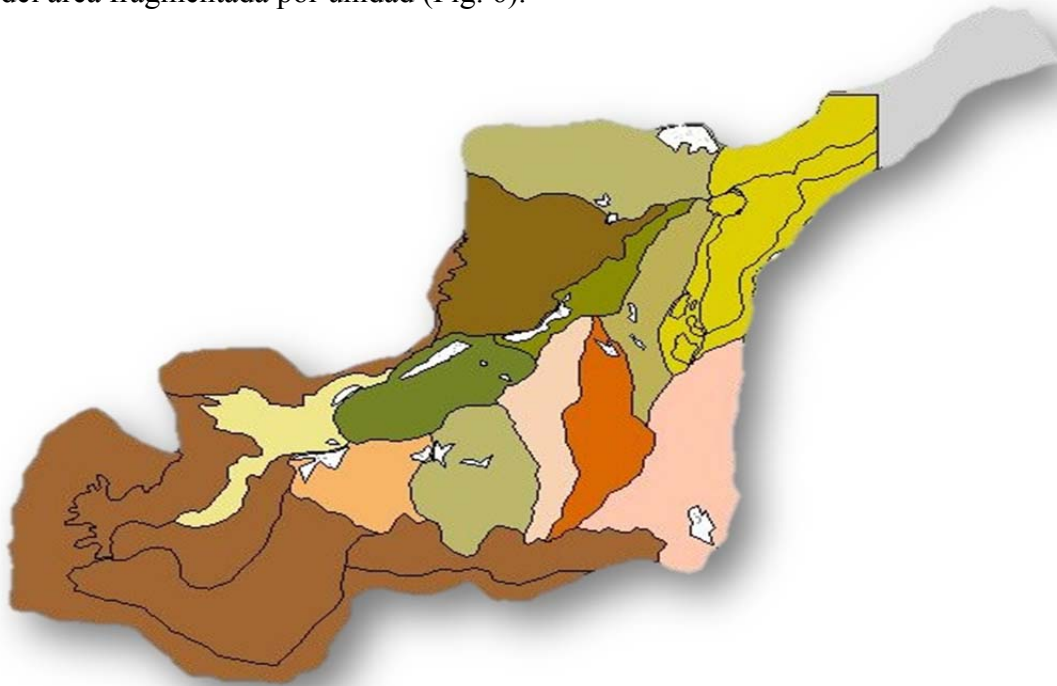


Fig. 6. Unidades biofísicas con zonas fragmentadas de la cuenca del río Magdalena.

ETAPA DESCRIPTIVA

Se realizó un muestreo aleatorio estratificado donde se establecieron 78 parcelas de 25 x 25 m a lo largo de las 21 unidades ambientales (Fig. 3) y se registraron en el estrato arbóreo y herbáceo las siguientes variables: riqueza, cobertura, densidad, frecuencia, DAP, altura, número de plántulas. Las variables físicas que se registraron fueron: la altitud, orientación, pendiente, temperatura, humedad y luz. Se analizaron fotografías hemisféricas para calcular la apertura de dosel y el factor de sitio global. Se tomaron muestras de suelo en cada sitio para calcular el pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, nitrógeno fósforo y potasio. Finalmente se registraron algunos factores de perturbación como son: presencia de basura, pastoreo y afluencia humana.

Cuantificación de la estructura y composición de la vegetación. En las 78 parcelas establecidas se calculó la riqueza y la diversidad con ayuda del índice de Shannon-Wiener a través del programa EstimateS ver-8 (Colwell, 2006) para estimar la diversidad tanto del estrato arbóreo como del sotobosque en cada unidad biofísica. En la figura 7 se muestran los valores obtenidos para el índice de Shannon-Wiener en relación a un gradiente altitudinal.

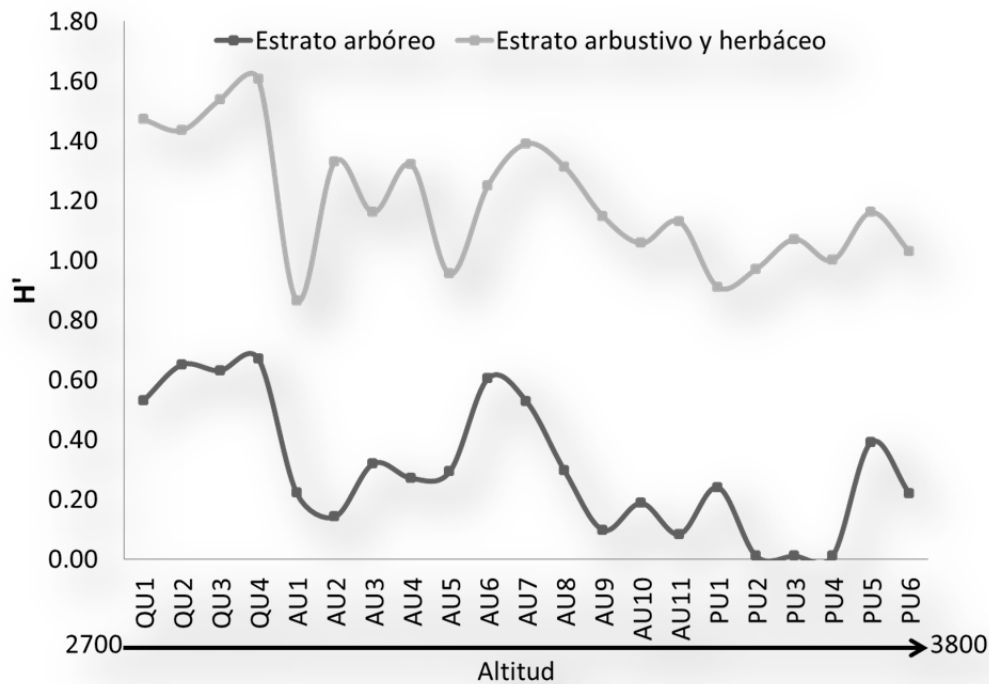


Fig. 7. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de las unidades biofísicas para el sotobosque y el estrato arbóreo en relación a un gradiente altitudinal en la cuenca del río Magdalena.

Se registraron las siguientes variables biológicas: densidad, cobertura y frecuencia de cada una de las especies. Se calculó el índice de valor de importancia (IV_i) con la siguiente fórmula:

$$IV_i = DR_i + Fr_i + CR_i$$

Donde DR_i , FR_i y CR_i representan la densidad relativa, frecuencia relativa y la cobertura relativa de las especies arbóreas y del sotobosque i , respectivamente para entender el papel de cada una de las especies en las unidades biofísicas.

Este valor de importancia también se calculó agrupando a las especies en nativas, malezas e introducidas. Las especies introducidas fueron determinadas con base en su lugar de origen y aquellas reportadas como malezas a partir de las listas florísticas de la base de datos de CONABIO (2012).

ETAPA DIAGNÓSTICA

Clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales.

Se examinó la presencia de grupos de especies que reflejaran una respuesta similar a condiciones ambientales realizando un Análisis de Especies Indicadores de dos Vías (TWINSPAN por sus siglas en inglés) (Hill, 1994) utilizando el valor de importancia (Godefroid and Koedam, 2003; LaPaix and Freedman, 2010). Los resultados del análisis de dos vías se muestran en el dendrograma de la Figura 8. En la clasificación de las especies se observa a una distancia relativa de 50% como umbral de corte de la información remanente la presencia de 6 grupos de especies.

Posteriormente se realizó un análisis de correspondencia corregido (DCA por sus siglas en inglés) (Hill 1994) para explorar si la composición de especies responde a la presencia de gradientes ambientales, realizar una interpretación visual de la agrupación de especies-sitios (unidades biofísicas) y analizar si se mantiene similar a los grupos obtenidos en el TWINSPAN (McCune and Mefford, 2006).

Finalmente para determinar si las agrupaciones obtenidas corresponden a grupos funcionales de respuesta, es decir si la composición de especies y su presencia en las unidades biofísicas está explicada por factores ambientales, se realizó una ordenación de correspondencia canónica a través del programa PC-ORD v 5.10 usando el método de Hill's (McCune and Mefford, 2006). Se utilizaron las permutaciones de Monte Carlo para determinar si los eigenvalores del primer eje y los valores de la correlación entre especies y las variables ambientales obtenidos con el análisis canónico fueron estadísticamente significativos ($P < 0,05$). Los coeficientes canónicos estandarizados y las correlaciones entre las variables fueron calculados entre las variables ambientales y los ejes del análisis canónico.

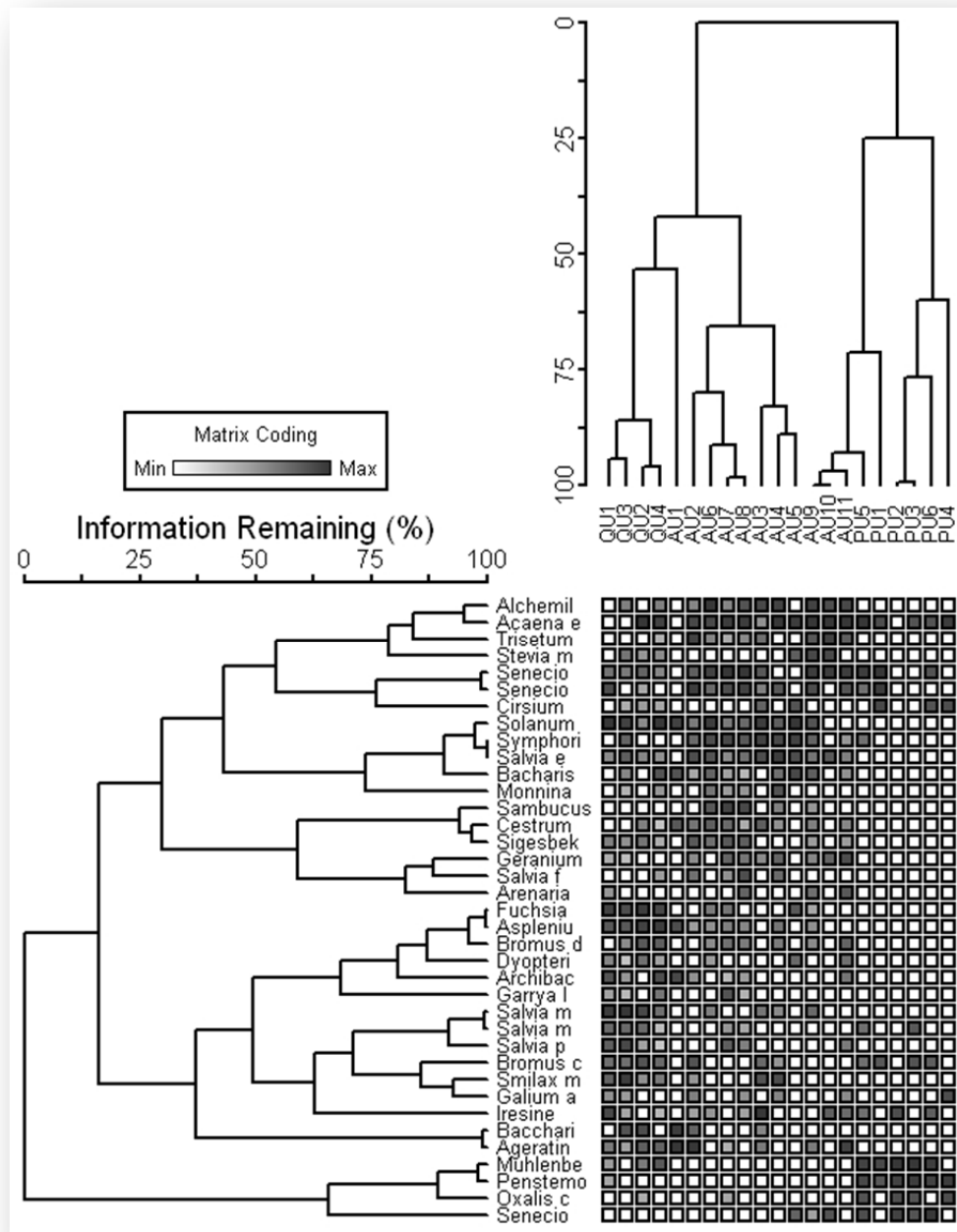


Fig. 8 Dendrograma del Análisis de Dos Vías (TWINSpan) de las especies y las unidades biofísicas de la cuenca del río Magdalena. Los tonos de los cuadros indican abundancia (negro = más abundante, blanco = ausencia)

Evaluación del estado de conservación basado en la estructura y composición.

El nivel de infestación de malezas y especies introducidas indican la modificación del hábitat y la pérdida de la biodiversidad nativa (Godefroid and Koedam, 2003; Stenhouse, 2004). Conocer la presencia o ausencia de estas especies en los sitios es un buen indicador, sin embargo es necesario

también conocer sus abundancias. Para ello, se calculó un índice de conservación para cada unidad biofísica, que tomó en cuenta los valores de especies nativas pero restándole el valor del índice de Stenhouse (2004) (suma de especies malezas e introducidas) con las siguientes fórmulas:

$$\text{Ind-S}_i = \text{SR/Nat}_i - (\text{SR/Mal}_i + \text{SR/Int}_i)$$

Donde SR/Nat_i , SR/Mal_i , SR-Int_i representan la riqueza relativa de especies nativas, malezas e introducidas de las unidades biofísicas i , respectivamente, para calcular Ind-S_i que representa el valor indicador de riqueza.

$$\text{Ind-VI}_i = \text{VI/Nat}_i - (\text{VI/Mal}_i + \text{VI/Int}_i)$$

Donde VI/Nat_i , VI/Mal_i , VI/Int_i representan el valor de importancia de especies nativas, malezas e introducidas de las unidades biofísicas i , respectivamente, para calcular Ind-VI_i que representa el indicador de valor de importancia.

Posteriormente se sumaron los dos índices (Urbina-Cardona and Flores-Villela, 2010) y se relativizaron respecto al valor máximo obtenido para calcular un índice de conservación por unidad biofísica (Ind-Con). Finalmente con el índice de conservación se realizó una prueba de X^2 con una prueba de bondad de ajuste para conocer si existen diferencias significativas entre las frecuencias observadas a un conjunto esperado de estas.

ETAPA INTEGRATIVA

Indicadores de estado

Los indicadores de estado se refieren a la calidad del ambiente y la cantidad de los recursos naturales, es decir proporcionan información sobre la situación actual del ambiente.

Newton y Kapos (2002) agruparon los indicadores de biodiversidad para bosques en relación al tipo de información que brindan, y determinaron siete categorías o grupos (ver cuadro 1). Sólo 6 grupos de indicadores fueron evaluados. Sin embargo, además de esta clasificación los indicadores de biodiversidad deben ser ubicados de forma que brinden simultáneamente información sobre los tres atributos de los ecosistemas: composición, estructura y función (Angelstam et al., 2004; Noss, 1999). En el cuadro 1 se muestran los indicadores que se elaboraron por cada grupo y aspecto del ecosistema.

Para elaborar los indicadores la mayoría de las variables fueron relativizadas respecto al máximo por tipo de bosque en forma de gradiente de conservación, (los valores cercanos a 1.00 representaron un mayor estado de conservación). Los indicadores se calcularon para cada unidad ambiental.

Cuadro 1. Indicadores ambientales utilizados para evaluar el estado de conservación de la Cuenca del río Magdalena

Grupos	Estructura	Composición	Función
Tipo de bosque y estado sucesional	-Clasificación de unidades ambientales -Grado de densidad del bosque	-Especies dominantes arbóreas -Especies acompañantes arbóreas	-Biomasa aérea -Hojarasca anual -PPNA -Regeneración -Ton C/ha
Grado de fragmentación del bosque	-Área con cobertura forestal -Área sin cobertura forestal (pastizales inducidos o campos de cultivo)	Composición en las unidades ambientales con diferentes grados de fragmentación: -Riqueza -Diversidad arbórea	-Evaluación de efecto de la fragmentación en la Biomasa aérea, PPNA, Regeneración, Ton C/ha*
Área y porcentaje del bosque afectado por disturbios naturales y antropogénicos	-Presencia de incendios -Basura -Pastoreo -Afluencia humana	-Cambios en la dominancia debidos a factores de disturbio*	-Evaluación del efecto del disturbio en la estructura y la función* -Interacciones entre disturbios*
Heterogeneidad y complejidad de la estructura forestal	Variables estructurales por especie arbórea: -Cobertura -Densidad -DAP -Área basal	-Riqueza -Diversidad arbórea -Valor de importancia relativa	-Relación entre factores ambientales con la estructura y composición*
Número de especies asociados al tipo de bosque	Variables estructurales por especie del sotobosque: -Cobertura -Densidad -Frecuencia	-Riqueza -Valor de importancia relativa -Diversidad α	-Diversidad β
Estado de conservación de las especies asociadas al tipo de bosque	Variables estructurales por especie nativa, no-nativa y malezas: -Cobertura -Densidad -Frecuencia	Variables de composición de especie nativa, no-nativa y malezas: -VI Indicador	-Grupos funcionales de respuesta* -Regeneración

*Incluye la utilización de análisis multivariados y representan el efecto de indicadores de presión.

Indicadores de estructura.

Existen dos enfoques para describir la estructura de la vegetación: el enfoque cualitativo, en el cual se estudia la presencia o ausencia de especies y el enfoque cuantitativo que se basa en la abundancia de las especies (Matteucci and Colma, 1982).

La estructura cuantitativa considera el cálculo de las variables que permiten analizar y comparar de manera más precisa las muestras (Kershaw, 1973; Matteucci and Colma, 1982). Se puede utilizar

variables continuas como el área basal, la cobertura y altura o variables discretas como la densidad y la frecuencia (Daubenmire, 1968; Flores and Gerez, 1994).

La pérdida de cobertura forestal en México es debida en gran medida a causas antropogénicas severas, de las que destacan algunos tipos de agricultura, la ganadería, la extracción de biomasa de los bosques, el cambio de uso de suelo, la apertura de caminos, los incendios, entre otros (Martínez, 2004).

Los indicadores de estructura elaborados para este estudio fueron:

Cobertura: (**COV cover**) La cobertura es la superficie que ocupa la proyección vertical de las partes aéreas de las especies arbóreas y herbáceas. Esta variable se usa con mucha frecuencia como medida de la abundancia de los atributos de la comunidad (Mueller-Dombois and Heinz Ellenberg, 1974). Se registraron los diámetros 1 y 2 de la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos arbóreos con ayuda de un flexómetro para calcular posteriormente la cobertura utilizando la siguiente fórmula:

$$C = \frac{(D1 + D2)^2 \pi}{4}$$

Donde C = cobertura, D1 = diámetro 1, D2 = Diámetro 2 y $\pi = 3.1415$. Se calculó la cobertura relativa que representa el porcentaje de una especie en relación con la cobertura total de los individuos muestreados.

Densidad: (**DE density**). La densidad está definida como el número de individuos presentes en un área. Se calculó la densidad relativa que representa el porcentaje de una especie en relación con la densidad total de individuos muestreados.

$$DR = \frac{\text{Número de individuos de una especie} \times \text{parcela}}{\text{Número total de individuos en todas las parcelas}} \times 100$$

Área basal: (**BA basal área**) El área basal representa el espacio que ocupa una sección transversal de un tallo o tronco en un solo plano. De los individuos jóvenes y adultos se registró el diámetro a la altura del pecho a partir de 1.30 m de altura desde la parte basal del tronco con una cinta métrica. La estimación del área basal puede realizarse a partir de la medición del diámetro o del perímetro y se utiliza la fórmula del área de un círculo para calcularla. A partir de esta variable se calculó la dominancia relativa o área basal relativa (Abrundan and Mather, 1999) que es el área basal ocupada por cada especie dividida entre el área total de todas las especies en un área dada (en este caso 625 m²) (Matteucci y Colma, 1982).

$$\text{Diámetro} = \frac{\text{Perímetro}}{\pi}$$

$$\text{Área basal} = \pi \left(\frac{D^2}{4} \right)$$

$$\text{ABR} = \frac{\text{Área basal de una especie}}{\sum \text{del área basal de todas las especies}} \times 100$$

Indicadores de composición.

Diversos estudios han demostrado una correlación entre la degradación ambiental y algunos indicadores biológicos, como lo son los cambios en la riqueza, la composición y la abundancia de especies de las comunidades vegetales (Hill and Hamer, 1998).

El valor de importancia relativa es una variable estructural sintética que se obtiene a partir de la generalización de la dominancia de las especies el cual brinda una aproximación acerca de los elementos que son los más importantes en las muestras en términos de la organización o estructura de la comunidad (Matteucci and Colma, 1982). El cálculo de estos valores permite estimar cual es la aportación de una especie en particular a la estructura de la comunidad (Escutia, 2004). Este valor contribuye a brindar un panorama previo en el análisis de la diversidad biológica ya que, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, permite contar con parámetros que son útiles en la toma de decisiones o acciones encaminadas a la conservación o monitoreo de las especies de las comunidades vegetales afectadas por perturbaciones en el ambiente (Escutia, 2004).

Los indicadores de composición elaborados en este estudio fueron:

Riqueza total (RT total richness). La riqueza específica (S) se utilizó para describir el número total de especies presentes en las unidades biofísicas y posteriormente para evaluar las diferencias entre las unidades.

Riqueza arbórea (Rt tree richness). Se calculó la riqueza específica para el estrato arbóreo.

Riqueza del sotobosque (Ru understory richness). Se calculó la riqueza específica para el estrato de sotobosque.

Indicador de riqueza (Ri richness indicator). Se elaboró un indicador que reflejara la presencia de especies malezas e introducidas (tanto arbóreas como herbáceas) en relación a las especies nativas el cual se denominó indicador de riqueza.

Valor de importancia (IVi importance value indicator). Se calculó el índice de valor de importancia (IV_i) con la siguiente fórmula:

$$IV_i = DR_i + Fr_i + CR_i$$

Donde DR_i , FR_i y CR_i representan la densidad relativa, frecuencia relativa y la cobertura relativa de las especies arbóreas y del sotobosque i , respectivamente para entender el papel de cada una de las especies en las unidades biofísicas. Posteriormente se sumó el valor de importancia de las especies por grupos (nativas, malezas e introducidas).

Con esta información se calculó un índice de conservación para cada unidad biofísica, que tomara en cuenta los valores de especies nativas pero restándole el valor del índice de Stenhouse (2004) (suma de especies malezas e introducidas) con la siguiente fórmula:

$$\text{Ind-VI}_i = \text{VI/Nat}_i - (\text{VI/Mal}_i + \text{VI/Int}_i)$$

Donde VI/Nat_i , VI/Mal_i , VI/Int_i representan el valor de importancia de especies nativas, malezas e introducidas de las unidades biofísicas i , respectivamente, para calcular el indicador de valor de importancia.

Diversidad total ($H'T$ total diversity). En sentido estricto, la diversidad es un concepto derivado de la teoría de sistemas, siendo simplemente la medida de heterogeneidad de un sistema y para el caso de los sistemas biológicos, se refiere a la cantidad y proporción de los diferentes elementos biológicos contenidos en ellos. La diversidad α está en función de la cantidad de especies presentes en un mismo hábitat (Halffter and Ezcurra, 1992) para ello se calculó el Índice de Shannon-Wiener (H') con la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum (p_i)(\ln p_i)$$

donde N es el número de individuos de todas las especies, n_i es el número de individuos de la especie i , y p_i es la proporción de individuos de la especie i , y $\ln p_i$ es el logaritmo natural de dicha proporción (Magurran, 1988). Este índice se calculó para el total de la especies.

Diversidad arbórea ($H't$ tree diversity) Se calculó el índice de Shannon-Wiener con EstimateS ver. 8 (Colwell, 2006) para estimar la diversidad de especies arbóreas.

Diversidad del sotobosque ($H'u$ understory diversity) Se calculó el índice de Shannon-Wiener con EstimateS ver. 8 (Colwell, 2006) para estimar la diversidad de especies del sotobosque.

Indicadores de función.

Estimar el estado de la función del ecosistema permite estimar simultáneamente la habilidad y capacidad que tienen los ecosistemas de absorber, amortiguar y resistir los cambios abióticos y bióticos que ocurren después de las perturbaciones de origen natural o antropogénico, es decir su resiliencia (Cuevas-Reyes, 2010). Esta capacidad de recuperación o amortiguamiento está determinada por

variables específicas asociadas a la regeneración como la composición de plantas, la productividad, la biomasa, la acumulación de nutrientes en el suelo y la diversidad ecológica (Pimm, 1999). Los indicadores de función del ecosistema permiten incorporar el papel de las actividades humanas en el funcionamiento del ecosistema para la identificación de los sitios más vulnerables a las perturbaciones.

La productividad primaria neta PPN es un proceso clave del ecosistema y su entendimiento es esencial para valorar su funcionamiento. Representa el flujo neto de carbono de la atmósfera a las plantas y en conjunto con la respiración heterótrofa determina la tasa de recambio del CO₂ atmosférico siendo un indicador del potencial de carbono que puede ser almacenado en el ecosistema (Vitousek et al., 1986). Además, constituye la energía potencial disponible para los consumidores primarios y los niveles tróficos superiores (Scurlock and Olson, 2002). Por lo anterior la PPN representa un aspecto importante de la funcionalidad de un ecosistema y un servicio fundamental para la humanidad (Vitousek et al., 1986).

Por otro lado, la conservación de un bosque supone mantener las condiciones para que se regeneren sus poblaciones de árboles y arbustos. Cada vez es más frecuente la existencia de bosques envejecidos, con una estructura de edades donde faltan las clases más jóvenes. Por lo tanto, la identificación de los sitios que tengan un bajo índice de regeneración es esencial para procurar subsanar este proceso, o en su caso, para planificar programas de restauración o regeneración asistida (Valladares, 2004)

Los procesos ecológicos que operan en un ecosistema son, en gran medida, consecuencia de los organismos que lo habitan, sin embargo, muchos de los procesos que regulan el funcionamiento de los ecosistemas son difícilmente asignables a una especie en particular, y a menudo no es posible determinar la contribución relativa de cada especie a un proceso en concreto (Martín-López et al., 2007). Por ejemplo, los ensamblajes de especies que habitan en ambientes frecuentemente perturbados presentan mayores niveles de resiliencia que aquellos que ocurren en ambientes con menos frecuencia de perturbaciones (Death, 1996). En este estudio se definió a los grupos funcionales como el conjunto de especies que exploran la misma clase de recursos ambientales de manera similar, es decir que sobrepone su nicho ecológico (Westoby and Leishman). La definición de grupos funcionales de acuerdo con un grupo de variables de clima se llaman *grupos de respuesta climática* (Gomez-Mendoza et al.). El régimen de perturbación altera las condiciones climáticas, por lo tanto existen algunos grupos de respuesta al régimen de disturbio que se verá reflejado en la composición de especies nativas, malezas e introducidas (Hooper et al.; Wilson).

Los indicadores de función elaborados para este estudio fueron:

Productividad primaria neta anual (ANPP annual net primary productivity). La estimación de la PPN se basó en el incremento de la biomasa aérea arbórea y la caída anual de hojarasca por tipo de bosque (Clark *et al.*, 2001). Los datos de productividad primaria neta, biomasa aérea, caída de hojarasca y carbono total por hectárea fueron revisados del estudio de Delgadillo-Durán (2011).

Biomasa aérea (AB aerial biomass). El incremento de la biomasa arbórea generalmente se determina utilizando medidas sucesivas del diámetro normalizado (DN) que son extrapoladas al incremento de biomasa arbórea usando ecuaciones alométricas desarrolladas para sitios con formas similares de crecimiento o basadas en datos de uno o más sitios de condiciones climáticas y edáficas similares. En el estudio de Delgadillo-Durán (2011) se estimó este parámetro por tipo de bosque en la cuenca del río Magdalena y se utilizaron las siguientes ecuaciones alométricas, basadas en especies forestales de bosques templados del sur de México.

$$\begin{aligned} \text{BMA}_{\text{Pino}} &= 0.084 \cdot \text{DN}^{2.475} \\ \text{BMA}_{\text{Oyamel}} &= 0.0754 \cdot \text{DN}^{2.513} \\ \text{BMA}_{\text{Encino}} &= 1.91 \cdot \text{DN}^{1.782} \end{aligned}$$

Donde, BMA= biomasa aérea y DN=diámetro normalizado.

Se realizó el seguimiento de un año sobre el incremento de biomasa aérea en parcelas establecidas en cada tipo de bosque.

Hojarasca anual (AL anual litter). La caída de hojarasca está dada por la suma de los detritos vegetales aéreos aportados al suelo durante un período de tiempo expresado en peso seco. Estos detritos incluyen restos foliares, restos reproductivos (flores, frutos y sus partes) y ramas (Delgadillo-Durán, 2011; Wright, 1996). Su estimación se realizó a través de la colocación de trampas o colectores de malla, distribuidos al azar en un área determinada. Este peso fue extrapolado y expresado en $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ o en $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ (Del Valle-Arango, 2003). La hojarasca de cada trampa fue colectada mensualmente con el fin de evitar la pérdida de material por descomposición.

Toneladas C/ha (CTon/ha carbono tons produced per hectarea). Se colectaron muestras de suelo de manera sistemática por cada tipo de vegetación y se determinó el carbono total en un Laboratorio de Fertilidad de Suelos del Colegio de Postgraduados. Después de realizó la extrapolación de la cantidad de carbono por hectárea.

Regeneración (RE regeneration). En cada parcela se contabilizó el número de plántulas que correspondían a regeneración natural de las especies arbóreas dominantes de los tipos de vegetación.

Grupos Funcionales de Plantas (PFGs plant functional groups). A partir del valor de importancia se realizó un Análisis de Especies Indicadoras de Dos Vías (TWINSPAN) para determinar la presencia de grupos funcionales y con estos grupos se generó una ordenación con el método de Análisis de correspondencia con tendencia (DCA) utilizando el programa PC-ORD v 5.10 (McCune and Mefford, 2006). Con los resultados y la composición de especies nativas, no-nativas y malezas en cada grupo se asignó un valor indicador del nivel de conservación de los grupos funcionales encontrados.

Indicadores ambientales

Algunos factores como la temperatura, la humedad e intensidad de luz recibida, la altitud, la pendiente y las características del suelo como textura, el pH, el porcentaje de materia orgánica, la conductividad eléctrica, el fósforo y nitrógeno disponibles y totales, son fundamentales para describir y reconocer un ambiente determinado (Rees et al., 1996). Estas características actúan como una presión de selección sobre todas las especies de la comunidad, modificando los patrones de asignación de recursos a las diferentes funciones básicas de los organismos y modificando sus probabilidades de establecimiento y supervivencia (Rosenberg and Freedman, 1994).

Es importante que dentro de los objetivos de conservación se incluya el mantenimiento de la biodiversidad para lo cual es necesaria una evaluación adecuada de la estructura de la vegetación y su relación con la heterogeneidad ambiental.

Para conocer la relación ambiente-estado y presión-estado como lo marca el modelo P-E-R fue elaborada una matriz con datos ambientales (**EI matrix**; environmental indicators) con los indicadores de:

Altitud (AL altitude). La altitud se estableció con un GPS Garmín (± 5 m).

Pendiente (SL slope). La pendiente fue registrada con un clisímetro Suunto ($\pm 3^\circ$).

Temperatura ambiental (ET environmental temperature) y **Temperatura del suelo (ST soil temperatura).** La temperatura se midió con ayuda de un Termohidrómetro a nivel de suelo y a nivel de 1 m de altura.

Humedad (RH relative humidity). De la misma forma, con ayuda del termohigrómetro se calculó la humedad relativa de cada parcela, a nivel de suelo y a nivel de 1 m de altura.

Por otro lado se contó con datos digitales de temperatura y humedad registrados a través de Hobos durante el tiempo de muestreo en cada sitio para estimar su variabilidad.

Luz (LI light). Con ayuda de un Fotómetro Li-Cor se estimó la luz fotosintéticamente activa de cada parcela a la misma hora del día.

Factor de apertura de dosel (COF canopy openness factor) Se calculó la fracción de apertura de dosel (FAD) y el factor de sitio global (FSG) a partir de fotografías hemisféricas tomadas con una cámara digital Nikon con un lente de 180° de campo de visión. La cámara fue montada en un trípode y nivelada previamente a la fotografía. Las fotografías fueron orientadas con el norte del lado superior de la imagen. Se utilizó el programa Gap Light Analyzer (Frazer et al., 1999) configurando las imágenes a un mismo radio y umbral de análisis (threshold).

Factor de sitio global (GSF global site factor) (disponibilidad lumínica). Se estimó el Factor de Sitio Directo (FSD; porcentaje de transmitancia directa), el Factor de Sitio Indirecto o Difuso (FSI; porcentaje de transmitancia difusa) y el Factor de Sitio Global (FSG; porcentaje de transmitancia total). Los factores de sitio directo e indirecto están definidos como la proporción de radiación directa o indirecta recibida bajo el dosel como una fracción de la recibida por encima del dosel (Rich, 1990). El Factor de Sitio Global (FSG) representa la proporción total de luz recibida en el sitio y puede ser calculada como:

$$FSG = \frac{FSD + FSI}{2}$$

El factor de sitio puede tener un rango porcentual desde 100 (cielo abierto) hasta 0 (obstrucción completa).

pH del suelo (SpH soil pH), Conductividad eléctrica (EC electric conductivity), Materia orgánica (OM organic matter), Nitrógeno (N nitrogen), Fósforo (P phosphorus) Potasio (K potassium). Se tomaron cinco muestras de suelo a 20 cm de profundidad en cada parcela que se analizaron en el Laboratorio de Suelos del Colegio de Postgraduados de la Universidad de Chapingo. Se obtuvieron datos como el pH, conductividad eléctrica, porcentaje de materia orgánica, además de nitrógeno (% Kjeld), fósforo (Olsen ppm) y potasio (cmoles Kg-1) disponibles.

Indicadores de presión

Los indicadores de presión son aquellos que describen las diversas presiones que ejercen las múltiples actividades antropogénicas sobre el medio ambiente y recursos naturales.

La ganadería representa la principal amenaza para las comunidades vegetales de los bosques templados, ya que las actividades de pastoreo extensivo conllevan prácticas de quema en las épocas de estiaje, que aunado a la tala, provocan graves problemas de deterioro. El resultado ha sido una disminución paulatina de la riqueza biológica de la región (Velázquez and Romero, 1999). Por otro lado la ganadería tiene efectos de simplificación de los ecosistemas, pues algunas especies herbáceas son muy susceptibles al pisoteo y se pierden, además el ganado provoca la compactación y erosión del suelo, procesos que afectan la salud de los ecosistemas (Challenger, 1998). La degradación física del suelo impermeabiliza el terreno, lo que origina un volumen mayor de escurrimientos y disminución de la cantidad de agua disponible en el suelo, generando problemas para la emergencia de plántulas y penetración de raíces (Martínez, 2004).

Por otro lado, se sabe que el fuego es un elemento natural en los ecosistemas y las especies bajo estos regímenes de incendios han evolucionado generando una resistencia y resiliencia ante las perturbaciones por fuego, aunque también esta presión actúa como un “filtro” de selección de algunas especies que pueden tolerar una reducida infiltración de agua, incremento en la erosión, cambios en la degradación y estructura del suelo lo cual afecta la estructura de las comunidades de plantas (Cuevas-Reyes, 2010)

Sin duda, las actividades humanas de mayor impacto son aquellas que transforman sustancialmente la estructura y composición de las comunidades naturales como el turismo y la afluencia humana generando daños ambientales (por ejemplo, basura, incendios, etc.). La mayoría de los bosques (en particular aquellos que poseen ríos) cuentan con atractivos paisajísticos y se han habilitado como áreas recreativas y de esparcimiento (Velázquez and Romero, 1999). Principalmente la falta de información impide un mejor desarrollo de las actividades turísticas, ocasionando con ello que una proporción de los visitantes se restrinja a unos cuantos sitios (muy perturbados) y otra se distribuya a lo largo de caminos y carreteras para realizar días de campo, generando daños ambientales (por ejemplo, basura, quemadas, etc.). Esto ha coadyuvado al deterioro de los recursos naturales en diversos sitios provocando paulatinamente la pérdida del paisaje natural.

Se elaboraron algunos indicadores de presión antropogénica los cuales se enlistan a continuación.

Incendios (FI fire). Los datos de frecuencia de incendios en la zona para los años de 1995 al 2004 fueron revisados del estudio de Flores-Rodríguez (2006) estos datos fueron georreferenciados y se determinaron las unidades ambientales con mayor frecuencia de incendios.

Fragmentación (FR fragmentation) Se determinó el nivel de fragmentación como el porcentaje de suelo desnudo o pastizal dentro del área total de cada una de las unidades ambientales y se relativizó al máximo valor.

Basura (RUB rubbish), Se registró la presencia de basura en cada sitio de muestreo por unidad ambiental.

Pastoreo (GRA grazing), Se registró la presencia de actividades de pastoreo en los sitios de muestreo por unidad ambiental.

Afluencia humana (VIS visitors) Se registró la proximidad de los sitios de muestreo a las brechas o veredas, estimando su frecuencia de concurrencia. Se le asignó una escala ordinal en relación a la intensidad de afluencia humana baja (1), media (2) y alta (3).

Actividades humanas (HA human activities) Se registró presencia de turismo en los sitios, en una escala de magnitud del 1 al 3 (bajo, intermedio y alto) en sitio de muestreo.

Cada indicador de presión fue relativizado en relación al máximo valor por tipo de bosque y se elaboró una matriz con los indicadores de presión (**PI matrix**; pressure indicators).

En la figura 9 se muestran los indicadores finales por tipo de indicador.

ESTRUCTURA	COMPOSICIÓN	FUNCIÓN	AMBIENTALES	PRESIÓN
ESTRATO ARBÓREO	ESTRATO ARBÓREO	• BIOMASA AEREA	• ALTITUD	• FRAGMENTACIÓN
• COBERTURA	• RIQUEZA	• HOJARASCA ANUAL	• PENDIENTE	• PASTOREO
• DENSIDAD	• DIVERSIDAD	• PRODUCTIVIDAD PRIMARIA NETA AEREA	• TEMPERATURA	• INCENDIOS
• AREA BASAL	• VALOR DE IMPORTANCIA	• PRODUCTIVIDAD TON C/ha	• HUMEDAD	• BASURA
SOTOBOSQUE	SOTOBOSQUE	• GRUPOS FUNCIONALES	• LUZ	• VISITANTES
• COBERTURA	• RIQUEZA	• REGENERACIÓN	• FACTOR DE APERTURA DE DOSEL	• ACTIVIDADES HUMANAS
• DENSIDAD	• DIVERSIDAD		• FACTOR DE SITIO GLOBAL	
• AREA BASAL	• VALOR DE IMPORTANCIA		• pH DEL SUELO	
	• INDICADOR DE RIQUEZA		• CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	
	• INDICADOR DE VALOR DE IMPORTANCIA		• MATERIA ORGÁNICA	
			• NITRÓGENO	
			• FÓSFORO	

Malezas e introducidas

Fig. 9 Indicadores elaborados para las unidades biofísicas de la cuenca del río Magdalena.

Diagnóstico del estado de conservación

Una vez calculados los indicadores de estructura, composición y función se colocaron en un cuadro donde se clasificaron en tres categorías: bajo (0-0.33), intermedio (0.34-0.66) y alto nivel de conservación (0.67-1.00). Finalmente se calculó un índice para cada aspecto del ecosistema cuya fórmula fue:

$$Index = \sum \frac{n_i}{N}$$

Donde n_i representa el valor del indicador y N el número total de indicadores.

Eliminación de indicadores redundantes

Para evitar el uso de indicadores que presentaran información redundante y descartar algunas variables se realizaron varios análisis para detectar la multicolinealidad entre las distintas variables incluidas en cada una de las cinco matrices. La colinealidad es cuando uno de los coeficientes de correlación entre algunas variables independientes es muy cercano a 1, es decir, cuando algunas variables independientes están correlacionadas entre sí (Belsey, 1991). Para medir la colinealidad en este estudio se utilizaron el coeficiente de determinación de cada variable independiente con todas las demás es decir

$$R_i^2 = R_{X_i | X_1, \dots, X_{i-1}, X_{i+1}, \dots, X_k}^2 \quad i = 1, \dots, k$$

Además se calculó el factor de inflación de la varianza (FIV) (Etxeberria, 1999) y la tolerancia (T) definidos como:

$$FIV_i = \frac{1}{1 - R_i^2} \quad T_i = \frac{1}{FIV_i} = 1 - R_i^2$$

Donde R_i^2 es el coeficiente de determinación múltiple entre la variable cuya multicolinealidad se está calculando y el resto de las variables de la matriz. Se consideró según la regla de Kleinbaum et al. (1998) que existen problemas de colinealidad si $R_i^2 \geq 0.9$, si algún FIV es superior a 10 y $T_i < 0.1$. La solución para los problemas de colinealidad en este estudio fue eliminar alguna de las variables colineales. Las regresiones múltiples se realizaron con el programa Statistica ver. 6 (StatSoft, 2007).

A continuación se muestran los resultados de las pruebas de colinealidad entre los tipos de indicadores.

Cuadro 2. Matriz de los coeficientes de correlación lineal (r_{xy}) de los indicadores estructurales en la CRM.

Variable Independiente	Variables independientes		
	COV	DE	BA
COV	1.00		
DE	0.82*	1.00	
BA	0.53	0.30	1.00

* $p < 0.05$, se muestran en gris los valores con mayor coeficiente de correlación, y en negritas los valores con colinealidad según FIV y T.

Cuadro 3. Matriz de los coeficientes de correlación lineal (r_{xy}) de los indicadores de composición en la CRM.

Variable Independiente	Variable independiente							
	RT	Rt	Ru	Ri	IVi	H't	H'u	H'T
RT	1.00							
Rt	0.81*	1.00						
Ru	0.99*	0.73	1.00					
Ri	0.89*	0.78*	0.87*	1.00				
IVi	-0.56	-0.63	-0.52	-0.29	1.00			
H't	0.69	0.86*	0.61	0.70	-0.57	1.00		
H'u	0.93*	0.77	0.91*	0.79*	-0.58	0.71	1.00	
H'T	0.89*	0.77	0.87*	0.72	-0.69	0.79*	0.93*	1.00

* $p < 0.05$, se muestran en gris los valores con mayor coeficiente de correlación, y en negritas los valores con colinealidad según FIV y T.

Cuadro 4. Matriz de los coeficientes de correlación lineal (r_{xy}) de los indicadores de función de la CRM.

Variable Independiente	Variable independiente					
	PGFs	AB	AL	ANPP	RE	Cton/ha
PGFs	1.00					
AB	-0.28	1.00				
AL	-0.40	0.97*	1.00			
ANPP	-0.51	0.87*	0.88*	1.00		
RE	-0.39	0.07	0.14	0.22	1.00	
Cton/ha	-0.26	0.67	0.67	0.60	-0.01	1.00

* $p < 0.05$, se muestran en gris los valores con mayor coeficiente de correlación, y en negritas los valores con colinealidad según FIV y T.

Cuadro 5. Matriz de los coeficientes de correlación lineal (r_{xy}) de los indicadores ambientales de la CRM.

Variable Independiente	Variable Independiente														
	ALT	SL	ET	ST	RH	LI	COF	GSF	Sph	EC	OM	N	P	K	
ALT	1.00														
SL	-0.18	1.00													
ET	-0.55	-0.09	1.00												
ST	-0.74	0.21	0.79*	1.00											
RH	-0.64	-0.25	0.46	0.52	1.00										
LI	0.75	0.23	-0.68	-0.66	-0.89*	1.00									
COF	0.73	0.20	-0.57	-0.67	-0.90*	0.93*	1.00								
GSF	0.76	0.09	-0.57	-0.73	-0.89*	0.91*	0.98*	1.00							
Sph	-0.70	0.14	0.56	0.73	0.35	-0.49	-0.50	-0.57	1.00						
EC	-0.10	-0.42	0.26	0.02	0.53	-0.56	-0.52	-0.43	-0.30	1.00					
OM	-0.17	-0.44	0.05	-0.04	0.45	-0.37	-0.41	-0.30	-0.30	0.70	1.00				
N	-0.06	-0.49	0.02	-0.10	0.40	-0.33	-0.34	-0.25	-0.42	0.81*	0.87*	1.00			
P	-0.10	0.11	-0.03	0.17	0.15	-0.11	-0.11	-0.24	0.07	0.05	0.24	0.06	1.00		
K	-0.18	0.25	0.13	0.09	-0.26	0.11	0.32	0.30	0.28	-0.38	-0.28	-0.30	-0.24	1.00	

* $p < 0.05$, se muestran en gris los valores con mayor coeficiente de correlación, y en negritas los valores con colinealidad según FIV y T.

Cuadro 6. Matriz de los coeficientes de correlación lineal (r_{xy}) de los indicadores de presión de la CRM

Variable Independiente	Variable Independiente					
	FR	HA	GRA	RUB	VIS	FI
FR	1.00					
HA	0.02	1.00				
GRA	0.39	0.04	1.00			
RUB	-0.04	0.32	-0.09	1.00		
VIS	0.17	0.35	0.25	0.71*	1.00	
FI	0.18	-0.05	0.07	-0.41	-0.44	1.00

* $p < 0.05$, se muestran en gris los valores con mayor coeficiente de correlación, y en negritas los valores con colinealidad según FIV y T.

Relación de indicadores para establecer conexiones en los modelos de ecuaciones estructurales (SEM)

Se realizó un análisis canónico de correspondencia (McCune and Mefford, 2006) para determinar el efecto de los indicadores ambientales y de presión sobre los indicadores de estado. Esto permite interpretar la relación entre los indicadores y detectar posibles gradientes de variables explicativas en relación con los indicadores de estado. El grado de poder explicativo de los gradientes se expresa por

su raíz característica (valor “eigen”) además de que los indicadores de estado se ubican por sus correlaciones vectoriales con los ejes principales (Becker et al., 1998). El análisis canónico se realizó con el programa PC-ORD v 5.10 usando el método de Hill (McCune and Mefford, 2006). Con los resultados se establecieron las posibles conexiones ecológicas para el modelo de ecuaciones estructurales.

Modelo de ecuaciones estructurales

Los modelos de ecuaciones estructurales (SEM) son modelos estadísticos multivariados que permiten estimar el efecto y las relaciones directas o indirectas entre múltiples variables. Son menos restrictivos que los modelos de regresión ya que algunas variables pueden jugar el papel de variable predictora y de variable dependiente de manera simultánea (Ruiz et al., 2010). Además utiliza coeficientes estructurales o coeficientes de vías (path coefficients, λ) que son matemáticamente equivalentes a los coeficientes de correlación parcial que permiten evaluar los efectos directos, indirectos y totales de cada factor sobre la variable de respuesta analizada, lo cual ofrece una gran ventaja sobre las regresiones múltiples (Schumacker and Lomax, 2004). Con el objetivo de evaluar de manera integral la influencia de diversos factores, tanto abióticos como de presión, sobre los indicadores de estructura, composición y función se utilizó el modelaje de ecuaciones estructurales (SEM) a través del programa AMOS ver 16.0.0 (Arbuckle, 2007) para determinar si el modelo hipotético, diseñado a priori y sustentado con base a los resultados de los análisis canónicos (CCA) y el conocimiento previo del sistema se ajustaba significativamente a los datos observados en la zona (ver figura 9).

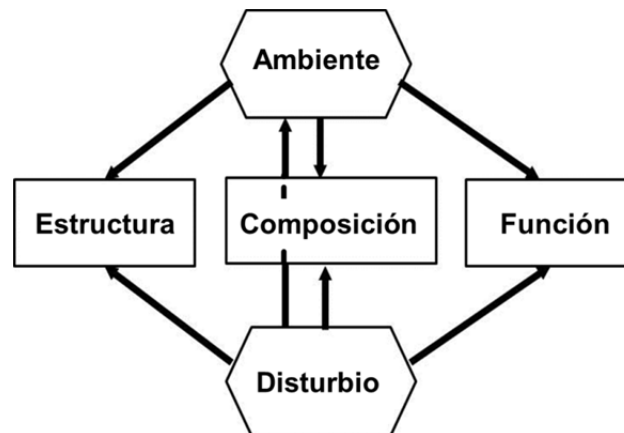


Figura 9. Modelo general de la conexión entre los indicadores.

Para confirmar si los datos observados respaldaban el modelo teórico bajo prueba (*modelo a priori*), se utilizaron indicadores de bondad de ajuste absoluto que comparan la estructura de las covarianzas implicadas en el modelo, con la estructura real de covarianzas de los datos. Se utilizó la

máxima verosimilitud con bondad de ajuste por χ^2 , que debe tener asociada una $P \geq 0.05$ para poder considerar un buen ajuste significativo (útil para estudios con menos de 200 datos), y la raíz cuadrada del cuadrado medio del error de aproximación (RMSEA, por sus siglas en inglés, *root-mean-square error of approximation*) cuyo valor debe ser menor que 0.05 para poder considerar el ajuste significativo (Sánchez-Gallén, 2011).

El índice de Bentler-Bonett de ajuste normado (NFI, por sus siglas en inglés) se interpreta como un porcentaje de incremento en la bondad de ajuste sobre el modelo nulo. Los índices de modificación fueron una herramienta muy útil para ajustar las interacciones del modelo inicial y reducir al máximo los índices de modificación, los valores de χ^2 y su P asociada, siempre y cuando las relaciones estuvieran sustentadas en una explicación biológica probada (Sánchez-Gallén, 2011).

Referencias

- Abrundan, I.V., Mather, R.A., 1999. The influence of site factors on the composition and structure of semi-natural mixed-species stands of beech (*Fagus sylvatica*), silver fir (*Abies alba*) and Norway spruce (*Picea abies*) in the Upper Draganul Watershed of North-West Romania. *Forestry* 72, 87-93.
- Álvarez, K., 2000. Geografía de la Educación Ambiental: Algunas Propuestas de Trabajo en el Bosque de los Dinamos, Área de Conservación Ecológica de la Delegación Magdalena Contreras. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, México. D.F.
- Angelstam, P., Roberge, J.M., Dönnz-Breuss, M., Burfield, I.J., Ståhl, G., 2004. Monitoring Forest Biodiversity: from the policy level to the management unit. *Ecological Bulletins* 51, 295-304.
- Arbuckle, J.L., 2007. Amos 16.0 User's Guide. SPSS, Chicago, USA.
- Arenas, E.G., 1969. Valoración de los Recursos Hidráulicos superficiales de la cuenca de México. S. R. H., México, D. F.
- Ávila-Akerberg, V.D., 2002. The vegetation of the Magdalena River Basin: A floristic, phytosociological and structural approach., Thesis in Biology, Faculty of Science. UNAM, Mexico City, p. 86.
- Becker, B., Terrones, M., Horchler, P., 1998. Indicator species of flora accompanying in agricultural fields of the Andes, <http://www.condesan.org/memoria/CAJ0698.pdf>.
- Belsey, D.A., 1991. Conditioning diagnostics: Collinearity and weak data in regression. John Wiley & Sons, New York.
- Boncina, A., Diaci, J., Cencic, L., 2002. Comparison of the two main types of selection forests in Slovenia: distribution, site conditions, stand, structure, regeneration and management. *Forestry* 75, 365-373.
- Carle, J., Holmgren, P., 2003. Definitions related to planted forests. Forests Resources Assessment Programme Working Paper FAO, Rome, p. 79.
- Colwell, R.K., 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (Version 8.0.0).

- CONABIO, 2012. Listado de malezas de México. Comisión Nacional para el conocimiento de la Biodiversidad.
- Cuevas-Reyes, P., 2010. Importancia de la resiliencia como posible indicador del estado de conservación de los ecosistemas: implicaciones en los planes de manejo y conservación de la biodiversidad. *Biológicas* 12, 1-7.
- Challenger, A., 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C, México.
- D.O.F., 1932. Acuerdo que declara Zona Protectora Forestal los bosques de la Cañada de Contreras, México. *Diario Oficial Federal*.
- Daubenmire, R., 1968. *Plant communities. A textbook of plant synecology*. Harper & Row, Nueva York.
- Death, R.G., 1996. Predicting the impacts of biological and physical disturbances: does theoretical ecology hold any answers? *New Zealand Journal of Ecology* 20, 17-26.
- Del Valle-Arango, J., 2003. Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico sur colombiano. *Interciencia* 28, 443-449.
- Delgadillo-Durán, E., 2011. Net primary productivity of temperate forests in the Magdalena River basin (Master's Thesis), Graduate Program of Biological Sciences. UNAM, Mexico City, p. 90.
- Escutia, J.A., 2004. Análisis Estructural del Bosque mesófilo de montaña de Monte Grande de Lolotla, Hidalgo, México. Facultad de Ciencias, UNAM.
- ESRI, 1999. ArcView GIS v3.2. Software program of Environmental Systems Research Institute, Inc. .
- Etxeberria, J., 1999. *Multiple Regression*. The Wall and Hesperides publishers, Madrid, Spain.
- FAO, 2005. Proceedings of the third expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders, Rome, pp. 17-19.
- Flores-Rodríguez, A., 2006. Forest fires frequency, their relation to precipitation and plant species richness in the Magdalena's river basin, Mexico City (Master's thesis). Faculty of Sciences. National Autonomous University of Mexico.
- Flores, V.O., Gerez, P., 1994. Conservación en México: síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo. INIREB y Conservation International, México.
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, Nueva York.
- Franklin, J., Simons, D., Beardsley, D., Gordon, H., Rogan, J.M., 2001. Evaluating errors in a digital vegetation map with forest inventory data and accuracy assessment using fuzzy sets. *Transactions in GIS* 5, 285-304.
- Frazer, G.W., Canham, C.D., Lertzman, K.P., 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York
- Fujimori, T., 2001. *Ecological and silvicultural strategies for sustainable forest management*. Elsevier Science, Amsterdam, Holanda.
- Galicia, L., García-Romero, A., Gómez-Mendoza, L., Ramirez, M.I., 2007. Cambio de uso de suelo y degradación ambiental. *CIENCIA Academia Mexicana de Ciencias* 58, 50-59.
- Galicia, L., Gómez, L., Mendoza, A., Zarco, A., 2008. Análisis, priorización de alternativas y plan estratégico para mejorar la competitividad del manejo del agua, conservación de la biodiversidad y los recursos forestales de los bosques templados en México: Informe final. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, México, p. 165.

- Gibson, D.J., 2002. *Methods in comparative plant population ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Godefroid, S., Koedam, N., 2003. Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone. *Landscape and Urban Planning* 65, 169-185.
- Gomez-Mendoza, L., Galicia, L., Aguilar-Santelises, R., 2008. Sensibilidad de grupos funcionales al cambio climático en la Sierra Norte de Oaxaca. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 67, 76-100.
- Halffter, G., Ezcurra, E., 1992. ¿Que es la biodiversidad?, in: Halffter, G. (Ed.), *La diversidad biológica de Iberoamérica. Acta Zool. Mexicana y Programa Iberoamericano de ciencia y tecnología para el desarrollo*, México, pp. 3-24.
- Hill, J.K., Hamer, K.C., 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 35, 456-460.
- Hill, M.O., 1994. DECORANA and TWINSPLAN for ordination and classification of multivariate species data: a new edition, together with supporting programs, in FORTRAN 77. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, England.
- Hooper, D.U., Solan, M., Symstad, A., Díaz, S., Gessner, M.O., 2002. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning, in: Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P. (Eds.), *Biodiversity and ecosystem functioning - Synthesis and perspectives*. Oxford University Press, New York, pp. 195-208.
- INEGI, 1993. Mapa topográfico – sección E14A38 escala 1:50,000 Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. .
- ITC, 2002. ILWIS v.3.2 Academic. The Integrated Land & Water Information System., ITC, Enschede.
- Kershaw, K.A., 1973. *Quantitative and dynamic plant ecology*. Arnold, Londres.
- Kleinbaum, D.G., Kupper, L.L., Muller, K.E., 1998. *Applied Regression Analysis and Other Multivariables Methods*. PWS-KENT Publishing Company.
- Kolasa, J., Rollo, C.D., 1991. Introduction: the Heterogeneity of Heterogeneity: a Glossary, in: Kolasa, J., Pickett, S.T.A. (Eds.), *Ecological Heterogeneity in Ecology*. Springer-Verlag, pp. 1-23.
- LaPaix, R., Freedman, B., 2010. *Vegetation Structure and Composition within Urban Parks of Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada*. *Landscape and Urban Planning* 98, 124-135.
- Larsson, T.B., 2001. Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecol. Bull* 50.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Martín-López, B., González, J.A., Díaz, S., Castro, R., García-Llorentes, M., 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16, 69-80.
- Martínez, G., 2004. Efecto de la perturbación crónica sobre la integridad biológica de las comunidades vegetales de Concepción Buenavista, Oaxaca, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Masera, O.R., Ordoñez, M.d.J., Dirzo, R., 1997. Carbon emissions from mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35, 265-295.
- Matteucci, S.D., Colma, A., 1982. *Metodología para el Estudio de la Vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington D.C.
- Mc Roberts, R.E., Chirici, G., Winter, S., Barbati, A., Corona, P., Marchetti, M., Hauk, E., Brändli, U.B., Beranova, J., Rondeaux, J., Sanchez, C., Bertini, R., Barsoum, N., Alberdi Asencio, I., Condéz, S., Saura, S., Neagu, S., Cluzeau, C., Hamza, N., 2011. Prospects for harmonized biodiversity assessments using national forest inventory data, in: Chirici, G., Winter,

- S., McRoberts, R.E. (Eds.), National Forest Inventories: Contributions to Forest Biodiversity Assessments. Springer, Heidelberg, pp. 41–97.
- McCune, B., Mefford, M.J., 2006. PC-ORD - Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 5.10. MjM Software, Oregon, U.S.A - Gleneden Beach.
 - Mooney, H.A., Hobbs, R.J., 2000. Invasive species in a changing world. Washington, Island Press.
 - Mueller-Dombois, D., Heinz Ellenberg, H., 1974. Aims and methods of vegetation analysis. J. Wiley & Sons, New York.
 - Murtha, P., Sharma, R., 2005. Remote sensing, photo interpretation and photogrammetry, in: Watts, S.B., Tolland, L. (Eds.), Remote sensing, photo interpretation and photogrammetry. Faculty of Forestry at University British Columbia, pp. 637-667.
 - Nava, M., 2003. Los bosques de la cuenca alta del río Magdalena, D.F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad, Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias. UNAM, México, D.F.
 - Newton, A.C., 2007. Forest Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press, Oxford.
 - Newton, A.C., Kapos, V., 2002. Biodiversity indicators in national forest inventories. *Unasylva* 53, 56-64.
 - Noss, R.F., 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity - A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
 - Noss, R.F., 1999. Indicators for Monitoring Biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
 - Pekkarinen, A., Tuominen, S., 2003. Stratification of a forester a for multiresource forest inventory by means of aerial photographs and image segmentation, in: Coronan, P., Köhl, M., Marchetti, M. (Eds.), Advances in forest inventory for sustainable forest management and biodiversity monitoring. Kluwer, Dordrecht, Netherlands, pp. 111-123.
 - Pimm, S.L., 1999. The dynamics of the flows of matter and energy, in: McGlade, J. (Ed.), Advanced ecological theory, principles and applications. Blackwell Science, London, pp. 172-193
 - Pysek, P., Richardson, D., Rejmánek, M., Webster, G., Williamson, M., Kirschner, J., 2004. Alien plants in checklist and floras: Forwards better communications between taxonomist and ecologists. *Taxon* 53, 131-143.
 - Rees, M., Grubb, P.J., Kelly, D., 1996. Quantifying the impact of competition and spatial heterogeneity on the structure and dynamics of a four species guild of winter annuals. *American Naturalist* 147, 1-32.
 - Rich, P.M., 1990. Characterizing plant canopies with hemispherical photography, in: Goel, N.S., Norman, J.M. (Eds.), Instrumentation for studying vegetation canopies for remote sensing in optical and thermal infrared regions. *Remote Sensing Reviews*, pp. 13-29.
 - Rosenberg, D.B., Freedman, S.M., 1994. Temporal heterogeneity and ecological community structure. *International Journal of Environmental Studies* 46, 97-102.
 - Ruiz, M.A., Pardo, A., San Martín, R., 2010. Structural equation models. *Psychologist Roles* 31, 34-45.
 - Runkle, J.R., Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985. Disturbance regimes in temperate forests The ecology of natural disturbance and patch dynamics
 - Sánchez-Gallén, I., 2011. Analysis of seedling community regarding arbuscular mycorrhizal fragments remaining in a rain forest vegetation (Doctoral dissertation), Faculty of Sciences. National Autonomous University of Mexico, Mexico City, p. 145.

- Sánchez-González, A., López-Mata, L., 2003. Classification and ordination of the vegetation of the northern Sierra Nevada, along altitudinal gradient. *Annals of the Institute of Biology, Botany Series* 74, 47-71.
- Sánchez-González, A., López-Mata, L., Vibrans, H., 2006. Composición y patrones de distribución geográfica de la flora del Bosque de Oyamel del Cerro Tlaloc, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79, 67-78.
- Santibañez-Andrade, G., 2009. Composition and structure of *Abies religiosa* forest based on environmental heterogeneity and determining their degree of conservation in the Magdalena's river basin in Mexico City (Master's thesis), Graduate Program of Biological Sciences. National Autonomous University of Mexico.
- Scurlock, J.M.O., Olson, R.J., 2002. Terrestrial net primary productivity- A brief history and new worldwide database. *Environmental Review* 10, 91-109.
- Schumacker, R.E., Lomax, R.G., 2004. A beginner's guide to structural equation modeling. Taylor and Francis Group, LLC, Mahwah, NJ.
- StatSoft, I., 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0 ed.
- Stenhouse, R.N., 2004. Fragmentation and internal disturbance of native vegetation reserves in the Perth metropolitan area, Western Australia. *Landscape and Urban Planning* 68, 389-401.
- Symstad, A., 2002. An Overview of Ecological Plant Classification Systems, in: Ambasth, R.S., Ambasht, N.V. (Eds.), *Modern Trends in Applied Terrestrial Ecology*. Kluwer Academic, Nueva York, pp. 13-50.
- Toledo, V.M., Carabias, J., Toledo, C., Gonzalez-Pacheco, A., 1989. La producción rural en México: alternativas ecológicas. Fundación Universo Veintiuno, México, D.F.
- Urbina-Cardona, J.N., Flores-Villela, O., 2010. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 24, 1031-1041.
- Valladares, F., 2004. The light environment of the Iberian understory. *Quercus* 215, 28-35.
- Velázquez, A., Cleef, A.M., 1993. The plant communities of the volcanoes "Tlaloc" and "Pelado", México. *Phytocoenología* 22, 145-191.
- Velázquez, A., Romero, F.J., 1999. Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México: Bases para el ordenamiento ecológico. Universidad Autónoma Metropolitana y Secretaría del Medio Ambiente, Ciudad de México.
- Vitousek, M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., Matson, P.A., 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36, 368-373.
- Westoby, M., Leishman, M., 1997. Categorizing plant species into functional types, in: Smith, T.M., Shugart, H.H., Woodward, F.I. (Eds.), *Plant functional types*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 104-121.
- Whilliams, P.H., Margules, C.R., Hilbert, D.W., 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *J. Biosci. (Suppl. 2)* 27, 327-338.
- Wilson, J.B., 1999. Guilds, Functional Types and Ecological Groups. *Oikos* 86, 507-522.
- Woodward, F.I., 1993. How many species are required for functional ecosystem?, in: Ernst-Detlef, S., Mooney, H.A. (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlang, Berlin, pp. 215-228.
- Wright, L., 1996. Plant species diversity and ecosystem functioning in tropical forests, in: Orians, G.H., Dirzo, R., Cushman, J.H. (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests*. Springer, Berlín, Alemania, pp. 12-31.
- Wu, J., Loucks, O., 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70, 439-465.

Capítulo 4

Evaluación del estado de conservación de la vegetación de los bosques de una cuenca heterogénea del Valle de México

Santibañez-Andrade Gabriela¹, Castillo-Argüero Silvia¹, Martínez-Orea Yuriana¹

¹Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México 04510, D.F., México.

Aceptado en *Bosque*

Resumen

Los estudios que evalúan el estado de conservación de los ecosistemas en México a menudo carecen de las bases teóricas o herramientas metodológicas que ofrece la ecología del paisaje. Esta situación limita la posibilidad de construir estrategias de manejo adecuadas, así como acciones de restauración y conservación. En este estudio se propuso un método de cuatro etapas para caracterizar el ambiente biofísico y estimar el estado de conservación de la vegetación en una cuenca con alta heterogeneidad

ambiental y fuerte presión antropogénica. Las etapas fueron: 1) delimitación y caracterización de unidades biofísicas en base a las condiciones biofísicas, 2) cuantificación de la estructura y composición de la vegetación, 3) clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales, y 4) evaluación del estado de conservación basado en la estructura y la composición. Como resultado, las unidades biofísicas tuvieron diferencias en su riqueza, diversidad, valor de importancia de las especies nativas, malezas e introducidas. Se identificaron grupos funcionales de plantas con diferentes respuestas ambientales y que reflejan un gradiente de conservación de las unidades biofísicas. A través de análisis de correspondencia canónica se demostró que esta composición estuvo principalmente relacionada con la luz, temperatura, humedad y algunas condiciones del suelo. Se encontraron diferencias significativas del grado de conservación entre las unidades biofísicas. La composición de la vegetación fue un indicador importante del estado de conservación, lo cual ayudará a generar estrategias de gestión puntuales en la planificación o proceso de conservación.

Palabras clave: grupos funcionales de plantas, especies introducidas, malezas, bosques templados, cuenca del río Magdalena.

Abstract

Studies that evaluate conservation status of ecosystems in Mexico often lack the integration of some theoretical basis as well as some methodological tools that landscape ecology offers. This situation imposes limitations for the implementation of more adequate management, restoration and conservation strategies. In this study we propose a four stage method in order to characterize the biophysical environment and to estimate the vegetation conservation status in a highly environmentally heterogeneous basin, under strong anthropogenic pressure. The stages were: 1) delimitation and characterization of environmental units based on biophysical conditions, 2) quantification of the vegetation structure and composition, 3) classification of the species according to their functional responses, and 4) evaluation of the conservation status based on the community structure and composition. As a result, biophysical units showed differences in richness, diversity, and in the importance index values of native, weed and introduced species. Plant functional groups were identified; they comprised different environmental responses in a conservation gradient in the biophysical units. Through the canonical correspondence analysis it was demonstrated that composition is mainly related to the light regime, temperature, humidity and some soil conditions. Significant differences in the conservation status of the biophysical units were found. Therefore vegetation composition is an

important indicator of the conservation status; its definition helps to generate punctual strategies for conservation planning.

Keywords: plant functional groups; non-native species, weeds, temperate forests, Magdalena river watershed.

INTRODUCCIÓN

La planeación de la conservación de las zonas forestales debe ser un proceso estructurado con el objetivo de identificar las prioridades y decidir dónde, cuándo y cómo preservar los componentes principales de la biodiversidad. El proceso completo requiere de estudios con un enfoque integral con el fin de informar, analizar y monitorear el estado de conservación de la cubierta vegetal (Thackway *et al.* 2007).

Para efectos de la planificación, es necesario explorar cómo los tipos o elementos del paisaje influyen sobre la diversidad al generar ambientes que pueden ser aprovechados de manera diferencial por las especies (Dummel y Pinazo 2013). Por lo tanto, un estudio diagnóstico debe tener en cuenta dos aspectos importantes; a) la determinación y la caracterización del mosaico ambiental (Fairbanks y Benn 2000) y b) la recopilación de información precisa que sirva como un indicador de la estructura y funcionamiento del ecosistema (Grooves 2003).

La clasificación del paisaje en unidades es una herramienta importante de la biología de la conservación, este proceso debe realizarse adecuadamente con base en sus propiedades ecológicas y físicas (Eswaran *et al.* 2000). A esta escala general es indispensable describir algunas características generales como: el tipo de suelo, extensión, orientación, pendiente, cobertura vegetal, fisionomía y apertura de dosel, las cuáles son útiles a la hora de asignar un nivel de conservación (Margules y Redhead 1995). Sin embargo, estas variables generales a menudo no proveen la información específica requerida para la implementación de acciones dirigidas a la preservación de la dinámica del ecosistema (Noss 1990). Una obtención de información a escala más fina puede complementar esta metodología con la cual se puede analizar si el ensamblaje de las especies locales está influenciado por la calidad del hábitat (Allan 2004). La escala más fina permite determinar los aspectos de la biodiversidad local más importantes a través de algunos atributos como la riqueza, la diversidad, el valor de importancia, la

proporción de especies nativas, introducidas y malezas así como la presencia de grupos funcionales (Noss 1990).

Una caracterización de los aspectos de la biodiversidad por sí misma no nos indica el estado de conservación. Por lo tanto es necesario contar con algunos indicadores basados en la estructura y composición para diferenciar sitios conservados de los perturbados (Lindemayer *et al.* 2000). A nivel de paisaje es importante conocer cómo las especies difieren en sus respuestas a los cambios ambientales o a agentes de disturbios. Un grupo funcional es un conjunto de especies que exploran la misma clase de recursos ambientales de manera similar, es decir que sobrepone su nicho ecológico (Westoby y Leishman 1997). En la aproximación de Woodward (1993), la definición de grupos funcionales de acuerdo con un grupo de variables de clima se llaman *grupos de respuesta climática* (Gomez-Mendoza *et al.* 2008). El régimen de perturbación altera las condiciones climáticas, por lo tanto existen algunos grupos de respuesta al régimen de disturbio que se ve reflejado en la composición de especies nativas, malezas e introducidas (Wilson 1999; Hooper *et al.* 2002). Estas propiedades son importantes para establecer los tratamientos y las prioridades a nivel de unidades de paisaje (Whilliams *et al.* 2002).

El establecimiento de malezas y de especies introducidas puede ser interpretado como un indicador de la modificación del hábitat (Stenhouse 2004). Las malezas se caracterizan por un crecimiento acelerado, un síndrome de dispersión efectivo y por lo tanto, un alto índice de abundancia. Estas especies pueden causar efectos indeseables en el sistema como la disminución de la riqueza de especies nativas del sitio, agotamiento de nutrientes, alelopatía, inclusión de enfermedades y mayor competencia con las especies circundantes (Pysek *et al.* 2004). Las especies no nativas o exóticas por otro lado, se definen como aquellas especies que han sobrepasado sus límites de distribución geográfica por tener síndromes de dispersión muy eficaces o dispersarse por causas antropogénicas, alterando la estructura y funcionalidad de los ecosistemas receptores (Mooney y Hobbs 2000). Varios estudios discuten la relevancia de resaltar la presencia de especies introducidas y malezas en estudios de comunidades, ya que esto conduce a robustecer significativamente los valores de diversidad nativa (Parkes *et al.* 2003, Pysek *et al.* 2004).

En este estudio fue seleccionada la cuenca del río Magdalena ubicada al sur de la Ciudad de México para realizar un estudio diagnóstico del estado de la vegetación, porque: 1) la cuenca es una zona muy heterogénea de 3.100 ha; 2) existe una base de datos de información ecológica generada de un proyecto académico previo; 3) los bosques de la cuenca contienen un río vivo de suma importancia para la ciudad de México y proveen de muchos servicios ecosistémicos y 4) la cuenca está en peligro por varios factores de deterioro, como resultado de presiones antropogénicas como la incidencia de fuego,

agricultura, pastoreo y turismo ocasionados por estar inmersos en la Ciudad de México (Ávila-Akerberg *et al.* 2008). Sin embargo, falta información relacionada al estado de conservación de la comunidad vegetal.

Este artículo propone un planteamiento metodológico aplicado a un estudio de caso en cuatro etapas: (1) delimitación y caracterización de las unidades biofísicas basadas en condiciones ambientales, (2) cuantificación de la estructura y la composición de la vegetación, (3) clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales, y (4) evaluación del estado de conservación basado en la estructura y la composición. El objetivo de este estudio es proponer un método para la caracterización de bosques templados muy heterogéneos (topográficamente) en una escala espacial adecuada y con bases ecológicas a diferencia de los métodos usados comúnmente en los inventarios nacionales forestales. Este estudio enfatiza no sólo la importancia de la composición arbórea sino también del sotobosque caracterizando la contribución relativa de especies nativas, malezas y exóticas como indicadores del estado de deterioro.

La hipótesis principal es que las especies de malezas e introducidas se encuentran asociadas a características ambientales particulares y se distribuyen en sitios con mayor grado de disturbio, por lo tanto, son indicadores del estado de conservación de las unidades ambientales.

Este enfoque puede proveer de herramientas para el diagnóstico de la condición de la vegetación y puede servir como base para generar estrategias de manejo y programas de restauración.

MÉTODO

Área de estudio. La cuenca del río Magdalena (19° 13' 53"/19° 18' 12"N y 99° 14' 50"/99° 20' 30"O) se ubica en la Sierra de las Cruces, dentro de la faja volcánica transmexicana en un intervalo altitudinal de 2570 y 3870 m s.n.m. La cuenca del río Magdalena se extiende dentro de la zona de conservación ecológica al sureste del Distrito Federal y cuya extensión es de 3100 ha (figura 1). El río Magdalena es uno de los últimos ríos vivos en la ciudad de México. El río tiene una extensión de 21,6 km de longitud. Este río corre dentro del área natural (13 km) y luego fluye a través del área urbana. Los bosques que prevalecen en la zona son el bosque de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. *et* Cham) (46 %), dominando la comunidad, seguido del bosque de *Pinus hartwegii* (Lindl.) (29 %), bosque de *Quercus rugosa* (Nees) – *Quercus laurina* (Humb. *et* Bonpl.) (8,3 %), pastizal (7,2 %) y bosques mixtos (1,3 %) (Ávila-Akerberg *et al.* 2008).

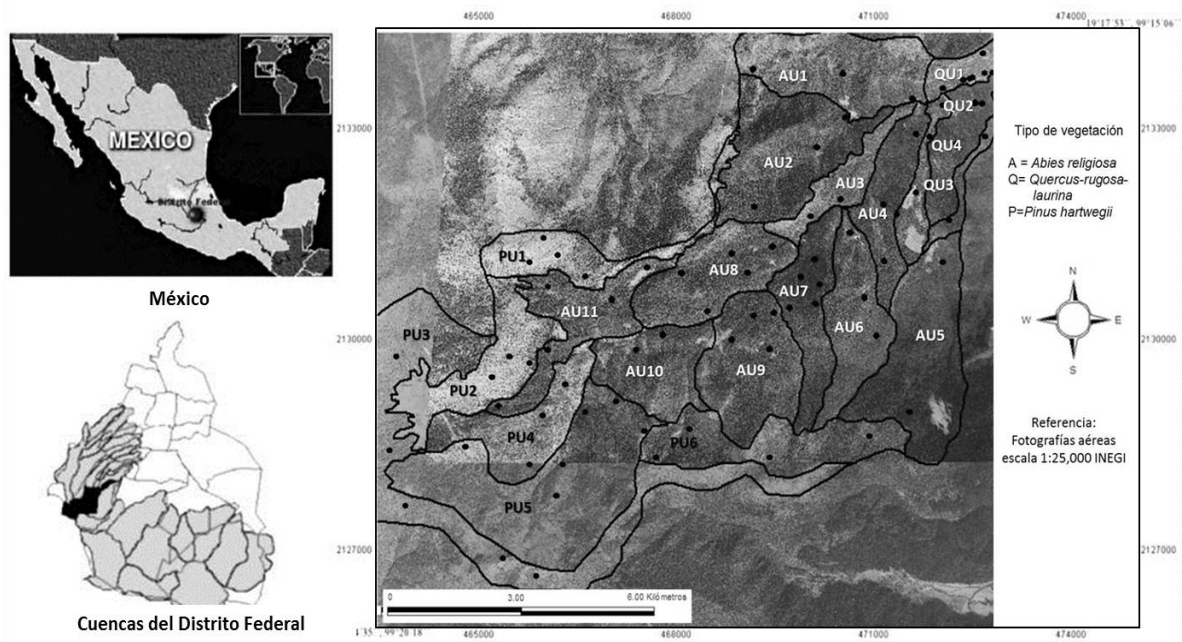
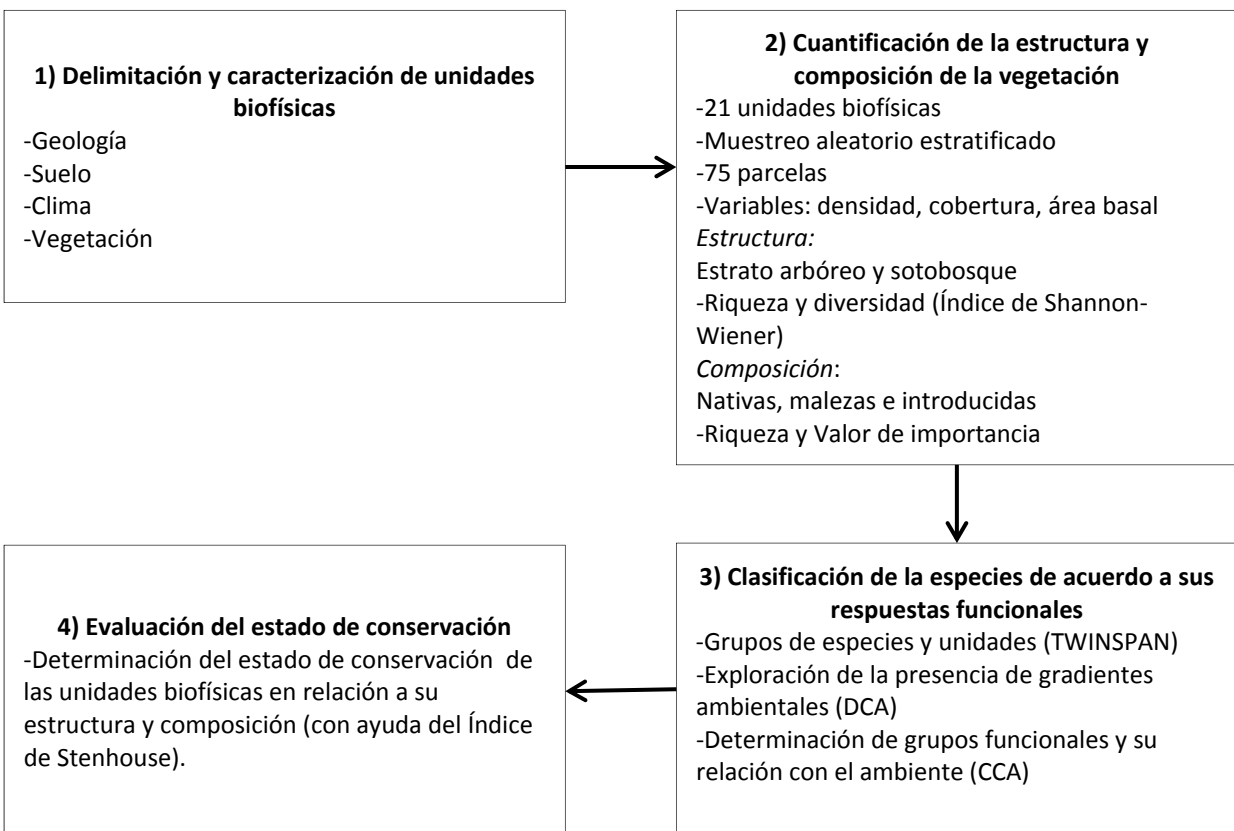


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Magdalena, México D. F. y sus unidades biofísicas.

Enfoque metodológico. Se desarrolló un enfoque sistemático para determinar el estado de conservación de los bosques de la cuenca del río Magdalena (figura 2).



Delimitación y caracterización de las unidades biofísicas con base en las condiciones ambientales. Se consideraron dos componentes para delimitar las entidades ecológicas en la descripción de la cuenca (referidas a la escala de cuenca): 1) ambiente físico (geología, suelo y clima) y 2) ambiente biológico (vegetación). Se digitalizaron seis mapas de la cuenca (escala 1:25 000) del INEGI (1993). Los modelos digitales de elevación proveen un acercamiento útil para distinguir los atributos del paisaje que fueron utilizados para la clasificación. Estos fueron generados con datos de los intervalos de elevación de 100 m en una escala topográfica de 1:10000 en ArcView GIS 3.2 (ESRI 1999) e ILWIS 3.2 (ITC 2002). Las unidades biofísicas fueron delimitadas a través de fotos aéreas e imágenes de satélite. Estas unidades fueron definidas como áreas con las mismas características en términos de fisionomía, tipo de vegetación, topografía y orientación de ladera (Murtha y Sharma 2005). Se realizó la fotointerpretación a 1:25 000 a través de la técnica de estereoscopia. Se describieron los atributos de las unidades biofísicas como: pendiente, orientación, tipo de bosque, uso de suelo, apertura de dosel, densidad del bosque y algunos efectos antropogénicos (presencia de pastizal o campos de cultivo en este caso) (Pekkarinen y Tuominen 2003). Esta información fue digitalizada, georreferenciada y orto-correcta con el método de GCPs en las imágenes de satélite (en ILWIS 3.2 y Arc View 3.2) y posteriormente integrada con la información digital de topografía, geología, suelo, clima y vegetación de la cuenca.

Cuantificación de la estructura y composición de la vegetación. Se realizó un muestreo aleatorio estratificado donde se establecieron 78 parcelas de 25x 25 m en las 21 unidades ambientales definidas para la cuenca.

Se calculó la riqueza y la diversidad con ayuda del índice de Shannon-Wiener a través del programa EstimateS ver-8 (Colwell 2006) para estimar la diversidad tanto del estrato arbóreo como del sotobosque en cada unidad biofísica.

Se registraron las siguientes variables biológicas: densidad, cobertura y área basal de cada una de las especies. Se calculó el índice de valor de importancia (IV_i) con la siguiente fórmula:

$$IV_i = DR_i + FR_i + CR_i \quad [1]$$

Donde DR_i , FR_i y CR_i representan la densidad relativa, frecuencia relativa y la cobertura relativa de las especies arbóreas y del sotobosque i , respectivamente para determinar el papel de cada una de las especies en las unidades biofísicas.

Este valor de importancia también se calculó agrupando a las especies en nativas, malezas e introducidas. Las especies introducidas fueron determinadas con base en su lugar de origen y aquellas reportadas como malezas a partir de las listas florísticas de la base de datos de CONABIO (2012).

Clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales.

Se examinó la presencia de grupos de especies que reflejaran una respuesta similar a condiciones ambientales realizando un Análisis de Especies Indicadores de dos Vías (TWINSPAN por sus siglas en inglés) (Hill 1994) utilizando el valor de importancia (Godefroid y Koedam 2003, LaPaix y Freedman 2010).

Posteriormente se realizó un análisis de correspondencia corregido (DCA por sus siglas en inglés) (Hill 1994) para explorar si la composición de especies responde a la presencia de gradientes ambientales, realizar una interpretación visual de la agrupación de especies-sitios (unidades biofísicas) y analizar si se mantiene similar a los grupos obtenidos en el TWINSPAN (McCune y Mefford 2006).

Finalmente para determinar si las agrupaciones obtenidas corresponden a grupos funcionales de respuesta, es decir, si la composición de especies y su presencia en las unidades biofísicas está explicada por factores ambientales, se realizó una ordenación de correspondencia canónica a través del programa PC-ORD v 5.10 usando el método de Hill's (McCune y Mefford 2006). Se utilizaron las permutaciones de Monte Carlo para determinar si los eigenvalores del primer eje y los valores de la correlación entre especies y las variables ambientales obtenidos con el análisis canónico fueron estadísticamente significativos ($P < 0,05$). Los coeficientes canónicos estandarizados y las correlaciones entre las variables fueron calculados entre las variables ambientales y los ejes del análisis canónico.

Evaluación del estado de conservación basado en la estructura y composición.

El nivel de infestación de malezas y especies introducidas indica la modificación del hábitat y la pérdida de la biodiversidad nativa (Godefroid y Koedam 2003, Stenhouse 2004). Determinar la presencia o ausencia de estas especies en los sitios es un buen indicador, sin embargo es necesario también conocer sus abundancias. Para ello, se calculó un índice de conservación para cada unidad biofísica, que tomara en cuenta los valores de especies nativas pero restándole el valor del índice de Stenhouse (2004) (suma de especies malezas e introducidas) con las siguientes fórmulas:

$$\text{Ind-S}_i = \text{SR/Nat}_i - (\text{SR/Mal}_i + \text{SR/Int}_i) \quad [2]$$

Donde SR/Nat_i , SR/Mal_i , SR/Int_i representan la riqueza relativa de especies nativas, malezas e introducidas de las unidades biofísicas i , respectivamente, para calcular Ind-S_i que representa el valor indicador de riqueza.

$$\text{Ind-VI}_i = \text{VI/Nat}_i - (\text{VI/Mal}_i + \text{VI/Int}_i) \quad [3]$$

Donde VI/Nat_i , VI/Mal_i , VI/Int_i representan el valor de importancia de especies nativas, malezas e introducidas de las unidades biofísicas i , respectivamente, para calcular Ind-VI_i que representa el indicador de valor de importancia.

Posteriormente se sumaron los dos índices (Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010) y se relativizaron respecto al valor máximo obtenido para calcular un índice de conservación por unidad biofísica (Ind-Con). Finalmente con el índice de conservación se realizó una prueba de X^2 con una prueba de bondad de ajuste para conocer si existen diferencias significativas entre las frecuencias observadas a un conjunto esperado de estas.

RESULTADOS

Delimitación y caracterización de las unidades biofísicas con base en las condiciones ambientales.

En total se identificaron 21 unidades ambientales en la cuenca, donde cuatro corresponden al bosque de *Quercus rugosa*-*Q. laurina*, once al bosque de *A. religiosa* y seis al bosque de *P. hartwegii* (figura 1). La descripción de las unidades biofísicas por sus atributos se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Características principales de las unidades biofísicas de la cuenca del río Magdalena, México.

Unidades	Tipo de suelo	Intervalo de altitud m s.n.l.	Extensión ha	Orientación y nivel de la pendiente	Vegetación: especies arbóreas dominantes	Fisionomía y nivel de conservación del bosque
QU1	Ah Lit/Ah	2.700 – 3.000	76,21	SE/Ligera	<i>Quercus rugosa</i> , (Neess), <i>Quercus laurina</i> (Humb. et Bonpl.) y <i>Quercus crassipes</i> (Humb. et Bonpl.)	Dosel cerrado, muy denso y conservado
QU2	Ah/Lit	2.700 – 3.100	102,51	NW/Alta	<i>Quercus laurina</i> (Humb. et Bonpl.) <i>Garrya laurifolia</i> (Hartw. ex Benth.) y pastizal	Dosel abierto, poco denso con signos de disturbio
QU3	Ah/Lit Ah	2700 - 3100	39,43	NW y NE/Alta	<i>Quercus rugosa</i> (Neess), <i>Quercus laurina</i> (Humb. et Bonpl.) y <i>Garrya laurifolia</i> (Hartw. ex Benth.)	Dosel abierto, poco denso semiconservado
QU4	Ah/Lit Ah	2800 - 3200	44,38	NE y NW/Alta	<i>Quercus rugosa</i> (Neess), <i>Garrya laurifolia</i> (Hartw. ex Benth.) y pastizal	Dosel abierto, poco denso con signos de disturbio
AU1	Ah/Lit	2900 - 3400	187,54	S/Alta	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham) y pastizal	Dosel abierto, poco denso con signos de disturbio
AU2	Ah/Lit	2900 - 3400	214,95	S/Moderada	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham)	Dosel cerrado, muy denso y conservado
AU3	Ah	2800 - 3100	60,19	SE/Ligera	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham) y <i>Ceanothus coeruleus</i> (Lag.)	Dosel abierto, poco denso y con signos de disturbio
AU4	Ah	3000 - 3100	101,30	W/Alta	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham), <i>Pinus</i>	Dosel abierto, poco denso y con signos de disturbio

AU5	Ah	3100 - 3400	202,60	W/Alta	<i>ayacahuite</i> (C.Ehrenb. ex Schltld. var. (Roezl) Shaw.) y <i>Prunus serotina</i> (Cav.) McVaugh.) <i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham)	Dosel cerrado, muy denso y conservado
AU6	Ah	3100 - 3500	118,74	E/Ligera	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham) y <i>Pinus ayacahuite</i> (C.Ehrenb. ex Schltld. var. (Roezl) Shaw.)	Dosel cerrado, muy denso y conservado
AU7	Ah	3200 - 3600	104,77	W/Ligera	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham), <i>Garrya laurifolia</i> (Hartw. ex Benth.) y <i>Sambucus nigra</i> (L.) B.L.Turner)	Dosel cerrado, muy denso y conservado
AU8	Ah	3200 - 3500	127,55	SE/Alta	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham) y <i>Pinus montezumae</i> (Lamb.)	Dosel abierto, poco denso y con signos de disturbio
AU9	Ah	3200 - 3600	143,25	N/Moderada	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham) y pastizal	Dosel cerrado, muy denso y conservado
AU10	Lit/Ah	3200 - 3600	92,56	E y W/Alta	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham) y pastizal	Dosel abierto, muy denso y conservado
AU11	Lit/Ah	3200 - 3600	105,80	W and E/Alta	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham) y <i>Pinus hartwegii</i> (Lindl.)	Dosel abierto, denso y conservado
PU1	Ah/Ao/Fk	3500 - 3700	93,12	SW/Alta	<i>Pinus hartwegii</i> , (Lindl.) y <i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltld. et Cham)	Dosel cerrado, denso y conservado
PU2	Ao/Fh/Lit	3500 - 3800	113,56	E/Moderada	<i>Pinus hartwegii</i> (Lindl.) y pastizal	Dosel abierto, poco denso y conservado
PU3	Ao/Fh/Lit Ah	3500 - 3800	314,53	NE y NW/Ligera	<i>Pinus hartwegii</i> (Lindl.) y pastizal	Dosel abierto, poco denso y conservado
PU4	Ao/Fh/Lit Lit/Ah Ah	3400 - 3600	98,70	NE/Moderada	<i>Pinus hartwegii</i> (Lindl.) y pastizal	Dosel abierto, poco denso y conservado
PU5	Ao/Fh/Lit Lit/Ah Ah	3400 - 3700	247,61	NW/ Moderada	<i>Pinus hartwegii</i> (Lindl.) y pastizal	Dosel abierto, poco denso y conservado
PU6	Ah	3400 - 3600	129,32	NW /Ligera	<i>Pinus hartwegii</i> (Lindl.) y pastizal	Dosel abierto, poco denso y conservado

Suelo:Ah: Andosol humico; Ao: Andosol Oerico; Fh; Feozem haplico; Fl: Feozem luvico; Lit: Litosol

En general las unidades biofísicas del bosque de *Q. rugosa-laurina* están dominados por *Q. rugosa*, *Q. laurina*, y *Garrya laurifolia* (Hartw. ex Benth.), todas ellas especies nativas. Basadas en los atributos de la fisionomía sólo las unidades QU2 y QU4 muestran un dosel abierto y ralo con signos de disturbio derivados de actividades humanas (zonas de cultivo, pastizales y pastoreo).

Frecuentemente *A. religiosa* fue la especie dominante en todas sus unidades aunque en algunas ocasiones está asociada a *Ceanothus coeruleus* (Lag.), *Pinus ayacahuite* (C.Ehrenb. ex Schltdl. var. (Roezl) Shaw.), *G. laurifolia*, *Pinus montezumae* (Lamb.) y *P. hartwegii* todas especies nativas excepto *P. ayacahuite*. En algunas unidades del bosque de *A. religiosa* es posible encontrar a *Sambucus nigra* (L.) B.L.Turner) (una especie de árbol considerada una maleza), además de que ya están establecidas algunas especies introducidas resultado de programas de reforestación (como *P. ayacahuite* y *Cupressus lusitanica* (Mill.)) y la presencia de pastizales (usados para el pastoreo).

Las unidades del bosque de *Pinus* siempre estuvieron dominadas por *P. hartwegii* en asociación con especies de pastizal. Estos bosques son ralos y con un dosel abierto.

Cuantificación de la estructura y composición de la vegetación. Se encontraron 192 especies en total para los tres tipos de vegetación. Este dato representa 28 % de las 543 especies vegetales que se han reportado previamente para la cuenca (Ávila-Akerberg *et al.* 2008, Santibañez-Andrade 2009). El bosque de *Q. rugosa-laurina* registró la riqueza más alta en ambos estratos (123 especies), con 17 especies en el estrato arbóreo y 106 especies arbustivas y herbáceas. Mientras tanto el bosque de *A. religiosa* registró 98 especies con 10 especies en el estrato arbóreo y 88 especies arbustivas y herbáceas. En el bosque de *P. hartwegii* un total de 59 especies fueron registradas donde 3 de ellas fueron especies arbóreas y 56 especies arbustivas y herbáceas.

La riqueza osciló entre 62 y 65 especies en las unidades biofísicas del bosque de *Q. rugosa-laurina*, mientras que QU2 mostró el mayor número de especies en ambos estratos (13 especies de árboles y 50 especies arbustivas y herbáceas; cuadro 2). En relación al bosque de *A. religiosa* la riqueza osciló de 12 a 46 especies por unidad, donde AU6 y AU7 registraron una mayor riqueza en el estrato arbóreo. Sin embargo, las unidades con mayor riqueza en el sotobosque fueron AU7 (41 especies, AU8 (39 especies) y AU9 (38 especies). En el bosque de *P. hartwegii*, la riqueza en las unidades osciló de 12 a 44 especies donde PU5 fue la unidad que registró más especies en ambos estratos (44 especies).

El valor del índice de Shannon-Wiener calculado por unidad se muestra en el cuadro 2. Las unidades del bosque de *Q. rugosa-laurina* tuvieron los valores más altos de diversidad, de las cuales la QU4 registró el valor más alto. Para el bosque de *A. religiosa* las unidades AU2, AU4, AU7 y AU8 tuvieron valores altos de diversidad en el estrato arbustivo y herbáceo pero valores bajos en el estrato arbóreo. Sólo las unidades AU6 y AU7 registraron diversidad alta en ambos estratos. Para las unidades del bosque de *P. hartwegii* la diversidad disminuyó a medida que aumenta la altitud.

Cuadro 2. Riqueza (S) e índice de diversidad de Shannon-Weaner (H') por unidad biofísica de la cuenca del río Magdalena. Ar = arbórea, s = sotobosque.

Unidades	S-Ar	S-s	S-Total	H'-Ar	H'-s	H'-Total
QU1	7	58	65	0,53	1,47	1,46
QU2	13	50	63	0,78	1,43	1,52
QU3	11	52	63	0,59	1,53	1,47
QU4	9	53	62	0,77	1,60	1,64
AU1	2	10	12	0,21	0,86	0,94
AU2	2	32	34	0,14	1,33	1,35
AU3	3	21	24	0,32	1,16	1,20
AU4	4	37	41	0,27	1,32	1,35
AU5	3	14	17	0,29	0,95	1,01
AU6	5	25	30	0,60	1,25	1,33
AU7	5	41	46	0,52	1,39	1,44
AU8	4	39	43	0,29	1,31	1,35
AU9	3	38	41	0,10	1,14	1,18
AU10	2	19	21	0,18	1,05	1,10
AU11	3	29	31	0,08	1,13	1,16
PU1	2	20	22	0,28	0,97	1,05
PU2	1	23	24	0,00	1,10	1,02
PU3	1	39	40	0,00	1,16	1,12
PU4	1	11	12	0,00	1,00	0,71
PU5	3	41	44	0,47	1,25	1,28
PU6	2	22	24	0,22	1,07	1,09

La composición florística descrita a través de la riqueza de las especies y el valor de importancia de las especies nativas, introducidas y malezas se muestran para cada unidad en la figura 3. El número de especies de cada tipo en el bosque de *Q. rugosa-laurina* fue relativamente homogéneo entre las unidades. Aproximadamente 70 y 80 % de toda la riqueza estuvo representada por especies nativas (40 a 46 especies), entre un 10 y 20 % fueron malezas (12 a 15 especies por unidad) y sólo de un 5 a 9 % (3 a 4 especies) fueron especies introducidas (figura 3). Siendo las unidades QU3 y QU4 las que muestran un número alto de especies nativas (45-46 especies). Las unidades QU1 y QU2 registraron más especies de

malezas (15 especies) pero sólo la unidad QU2 (4 especies) tuvo más especies introducidas en relación a otras unidades.

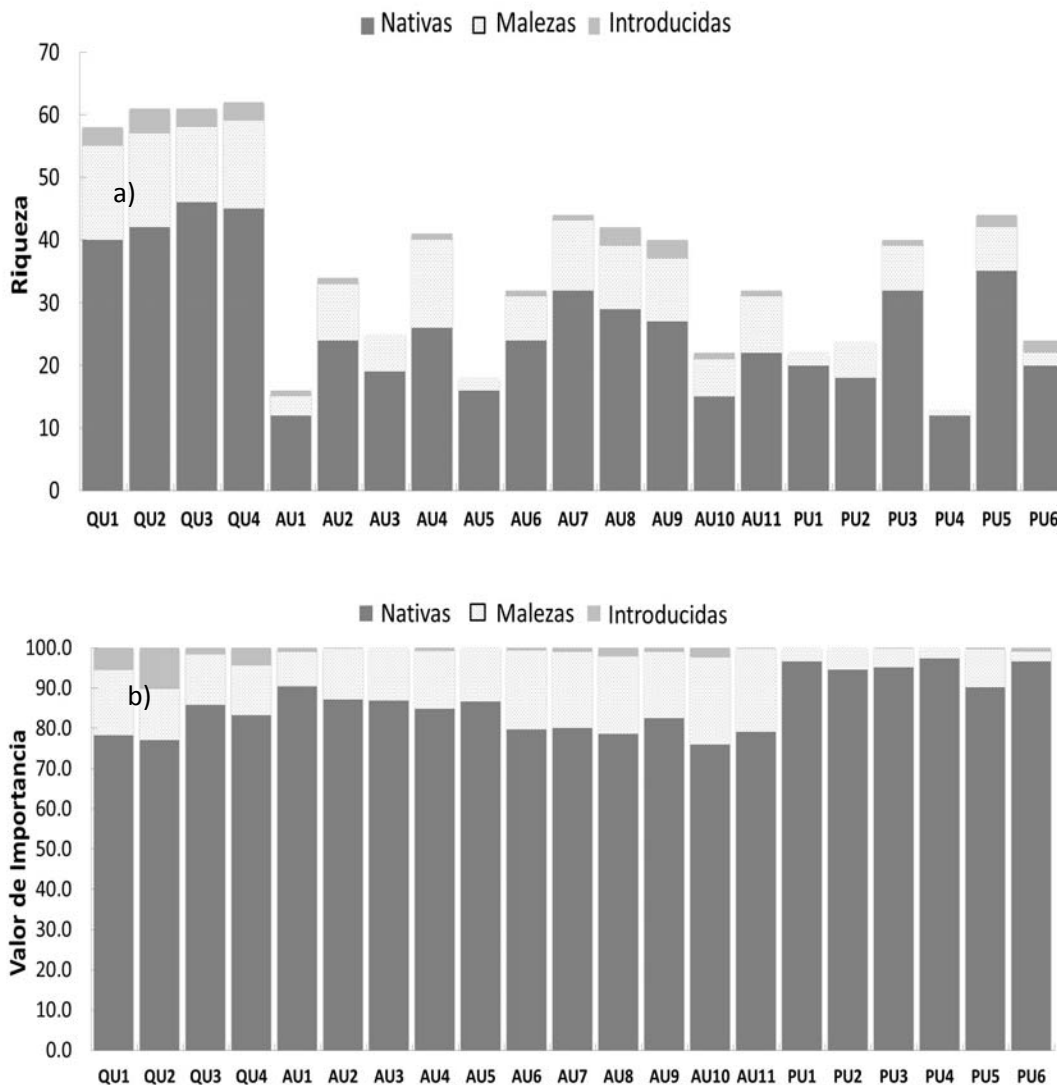


Figura 3. Riqueza y valor de importancia de las especies en relación a su origen por unidad biofísica.

La contribución de las especies nativas en la comunidad a través del valor de importancia osciló entre 78,2 y 85,8 % siendo QU3 y QU4 las unidades que mostraron los valores más altos. En relación a las malezas la unidad QU1 registró un valor de importancia alto para estas especies (16,3 %). La unidad QU2 tuvo la mayor contribución de especies introducidas en relación a su valor de importancia (12,6 % malezas y 10,3 % especies introducidas) (figura 3b).

Las especies con mayor valor de importancia en estas unidades fueron *Solanum cervantesii* (Lag.), *Fuchsia microphylla* (Kunth.), *Archibaccharis hirtella* (Heering) y *Smilax moranensis* (M.

Martens *et* Galeotti) las cuales son características de los bosques templados. Sin embargo las unidades QU1 y QU2 tienen altos valores de *Hedera helix* (L.), una especie no-nativa para México, así como la presencia *Asplenium monanthes* (L.) en las cuatro unidades de este bosque. En relación a las malezas, la especie *Salvia mexicana* (L.) tuvo un valor de importancia alto en las unidades QU1, QU2 y QU3, la especie *Acaena elongata* (L.) se registró en QU2 y QU4, e *Iresine diffusa* (Humb. *et* Bonpl. ex Willd.) sólo fue encontrada en QU1.

En el caso de las unidades del bosque de *A. religiosa* su composición mostró una alta heterogeneidad. Alrededor de un 63 a 88 % del total fueron especies nativas (12 a 32 especies por unidad) entre un 10 y 34 % (3 a 14 especies) fueron malezas y de 2 a 8% (1 a 3 especies) fueron especies introducidas (figura 3a).

La unidad AU7 y AU8 mostraron mayor número de especies nativas (32 y 29 especies). Las unidades AU4, AU7, AU8 y AU9 mostraron mayor número de malezas (10 a 14 especies) y las unidades AU8 y AU9 tuvieron mayor número de especies introducidas en relación a otras unidades (3 especies).

En relación al valor de importancia las especies nativas en esta comunidad representaron alrededor de 75 % a 90 % siendo la unidad AU1 la que tuvo el valor más alto. Las malezas en las unidades AU6, AU7, AU8, AU10 y AU11 registraron un valor de importancia alto (19 a 21 %). Las unidades AU8 y AU10 tuvieron una mayor proporción de especies introducidas (2,2 a 2,5 %) (Figura 3b).

Las especies con valor de importancia alto para todas las unidades fueron *Roldana angulifolia* (DC.) H.Rob. *et* Brettell), *S. cervantesii*, *Roldana barba-johannis* (DC.) H.Rob. *et* Brettell), *Salvia elegans* (Vahl.), y *Symphoricarpos microphyllus* (Kunth.) las cuales son características de este bosque. En este bosque la especie *A. elongata*, maleza nativa, tuvo valores de importancia altos en la mayoría de las unidades, sobre todo en las unidades AU5, AU9, AU10 y AU11. La especie *S. nigra* una maleza arbórea registró valores de importancia altos en la unidad AU7. Además otras malezas están presentes en este bosque, como el caso de *Alchemilla procumbens* (Rose.) en AU6 y AU9, *Oenothera rosea* (Aiton.) en AU10, y *Stellaria cuspidata* (Willd. ex Schlecht.) que es menos abundante en AU5 y AU6. Por otro lado, *A. monanthes*, una especie no-nativa se registró en la mayoría de las unidades excepto en AU10 y AU11.

En el bosque de *P. hartwegii* alrededor de 75 to 92 % del total de la composición son especies nativas (12 a 35 especies), un 7 a 25% pertenecen a malezas (1 a 7 especies) y 2 a 8 % son especies introducidas (1 a 2 especies) (figura 3a). Las unidades PU3 y PU5 registraron un mayor número de

especies nativas (32 a 35 especies). Las unidades PU2, PU3 y PU5 registraron mayor número de malezas (6 a 7 especies) finalmente las unidades PU5 y PU6 tuvieron un mayor número de especies introducidas (1 a 2 especies) respecto al resto de las unidades.

En relación al valor de importancia la contribución de las especies nativas fue alrededor de 75 a 97% siendo las unidades PU4, PU1 y PU6 aquellas con los valores más altos. Respecto a las malezas la unidad PU5 registró un valor de importancia alto para estas especies (9,5 %). Sólo la unidad PU6 muestra una mayor proporción de especies introducidas, sin embargo este valor es muy pequeño (0,9 %) (Figura 3b).

En el estrato herbáceo y arbustivo las especies dominantes son *Calamagrostis toluensis* (Kunth) Trin. ex Steud.), *Alchemilla vulcanica* (Cham. et Schldl.), *Muhlenbergia quadridentata* (Kunth) Trin.) y *Festuca toluensis* (Kunth.). En este tipo de vegetación la maleza *A. elongata* está presente principalmente en PU5 con un valor de importancia alto y se encuentra en menor proporción en PU1 y PU6. *Eryngium carlinae* (Delar.) es otra maleza que está presente en PU1, PU2 y PU3. La unidad PU6 registró dos especies introducidas *Plantago major* (L.) y *Taraxacum officinale* (Weber.), sin embargo su valor de importancia es muy bajo.

Clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales.

En el análisis de especies indicadoras de dos vías (TWINSPAN) se formaron seis grupos funcionales de plantas (GFP) para toda la cuenca, donde 44 especies fueron especies características que registraron valores de importancia altos. Estos grupos fueron sobrepuestos en un análisis de correspondencia corregido con las 21 unidades biofísicas (figura 4).

Las cuatro unidades que pertenecen al bosque de *Q. rugosa-laurina* fueron divididas en dos grupos. El GFP-1 está compuesto por las unidades QU1 y QU3 donde *Q. laurina* y *Q. rugosa* fueron las especies dominantes en el estrato arbóreo. *Salvia mexicana*, *Agave salmiana* (Otto ex Salm-Dyck.) y *S. moranensis* fueron las malezas nativas características del sotobosque (cuadro 3). El GFP-2 estuvo compuesto por las unidades QU2 y QU4 donde *G. laurifolia* fue la especie arbórea dominante. En este grupo se encontró a *S. nigra* (una maleza arbórea), *H. helix* y *A. monanthes* las cuales son malezas.

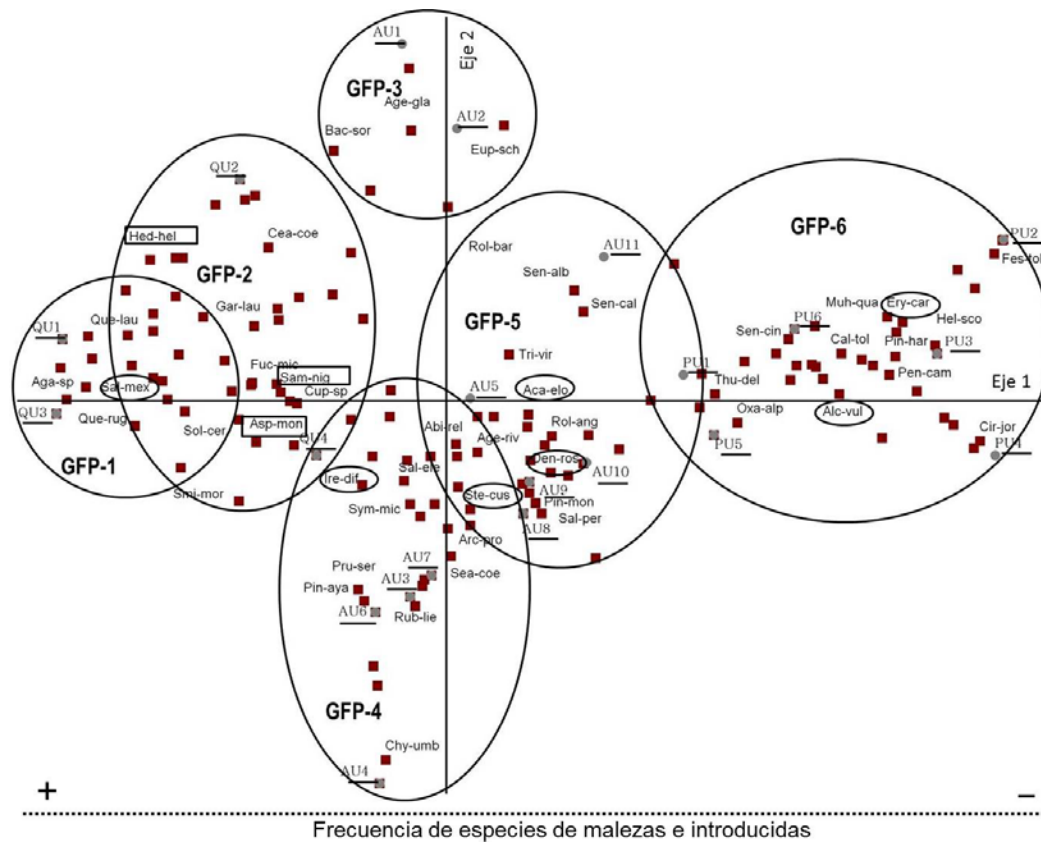


Figura 4. Resultados del análisis de correspondencia corregido de las especies y las unidades biofísicas

Las once unidades del bosque de *A. religiosa* fueron separadas en tres grupos. El GFP-3 estuvo integrado por las unidades AU1 y AU2 donde *Baccharis sordescens* (DC.), *Ageratina glabrata* (Kunth.) R.M.King et H.Rob.) y *Eupatorium schaffneri* (Sch.Bip. ex Robinson.) fueron las especies que caracterizaron este grupo. El GFP-4 estuvo integrado por cinco unidades (AU6, AU8, AU9, AU10 y AU11) donde *R. barba-johannis*, *Roldana albonervia* (Greenm.) H.Rob. et Brettell.), *Senecio callosus* (Sch.Bip.), *Salix paradoxa* (Kunth. et C.K.Schneid.) que son especies nativas tuvieron un valor de importancia alto aunque en este grupo las malezas *A. elongata* y *O. rosea* fueron también herbáceas características de este grupo. El GFP-5 fue integrado por AU3, AU4 AU5 y AU7 y caracterizado por las especies nativas *S. cervantesii* y *Prunus serotina* (Cav.) McVaugh.), sin embargo la presencia de malezas como *I. diffusa* y *Stellaria cuspidata* (Willd. ex Schlecht.) tuvieron valores altos en este grupo.

Las seis unidades del bosque de *Pinus* fueron agrupadas en un solo grupo (GFP-6) siendo *Senecio cinerarioides* (Kunth.), *C. toluensis* y *M. quadridentata* sus especies características. Es notable que en este grupo pueden encontrarse las malezas *Eryngium carlinae* (Delar.) y *A. vulcanica* dominando.

Cuadro 3. Composición de los grupos funcionales de plantas (GFPs).

Grupos	GFP-1	GFP-2	GFP-3	GFP-4	GFP-5	GFP-6
Tipo de vegetación	<i>Quercus rugosa-laurina</i>	<i>Quercus rugosa-laurina</i>	<i>Abies religiosa</i>	<i>Abies religiosa</i>	<i>Abies religiosa</i>	<i>Pinus hartwegii</i>
Unidades que lo componen	QU1,QU3	QU2,QU4	AU1,AU2	AU6,AU8, AU9, AU10, AU11	AU3,AU4, AU5, AU7	PU1,PU2, PU3,PU4, PU5, PU6
Riqueza	83	82	38	70	70	61
No. sp nativas	64	58	27	51	51	47
No. sp introducidas	3	5	1	1	4	2
No. sp malezas	16	19	10	18	15	12
Especies dominantes	<i>Quercus rugosa, Quercus laurina</i>	<i>Garrya laurifolia, Abies religiosa</i>	<i>Abies religiosa, Ageratina glabrata</i>	<i>Abies religiosa, Rubus liebmanii</i>	<i>Abies religiosa, Acaena elongata</i>	<i>Pinus hartwegii, Calamagrostis toluensis</i>
Malezas y especies introducidas	<i>Salvia mexicana, Smilax moranensis</i>	<i>Sambucus nigra, Hedera hélix, Asplenium monanthes</i>	<i>Salvia mexicana, Asplenium monanthes, Iresine diffusa</i>	<i>Salix paradoxa, Acaena elongata, Oenothera rosea</i>	<i>Iresine diffusa, Stellaria cuspidata</i>	<i>Eringium carlinae, Alchemilla vulcanica</i>

La ordenación de los sitios, especies y las variables ambientales obtenido por el CCA se muestra en la figura 5. Los eigenvalores de los primeros tres ejes sugieren que la separación de las unidades biofísicas por tipo de bosque está asociado a gradientes ambientales (cuadro 4).

Al igual que en la ordenación indirecta DCA, se pueden distinguir el GFP-1 (QU1 y QU3) y el GFP-2 (QU2 y QU4) del bosque de *Q. rugosa-laurina*. Por otro lado se observa otro aglomerado con el GFP-3 (AU1 y AU2), GFP-4 (AU3, AU4, AU6 y AU7) y el GFP-5 (AU5, AU8, AU9, AU10 y AU11) del bosque de *A religiosa*. Y finalmente el GFP-6 que comprende a todas las unidades del bosque de *P. hartwegii* se encuentra claramente separados de otros sitios.

Las variables más importantes que tuvieron una correlación positiva con el primer eje fueron el factor de apertura de dosel, el factor global del sitio, la luz y la altitud. Las variables que tuvieron una correlación negativa con el mismo eje fueron la humedad relativa, el suelo, la temperatura del suelo, la temperatura ambiental, el pH del suelo y la conductividad eléctrica. Los resultados de la prueba de permutaciones de Monte Carlo indicaron que la ordenación provee una representación significativa de la distribución de las especies y las variables ambientales registradas ($P < 0,02$).

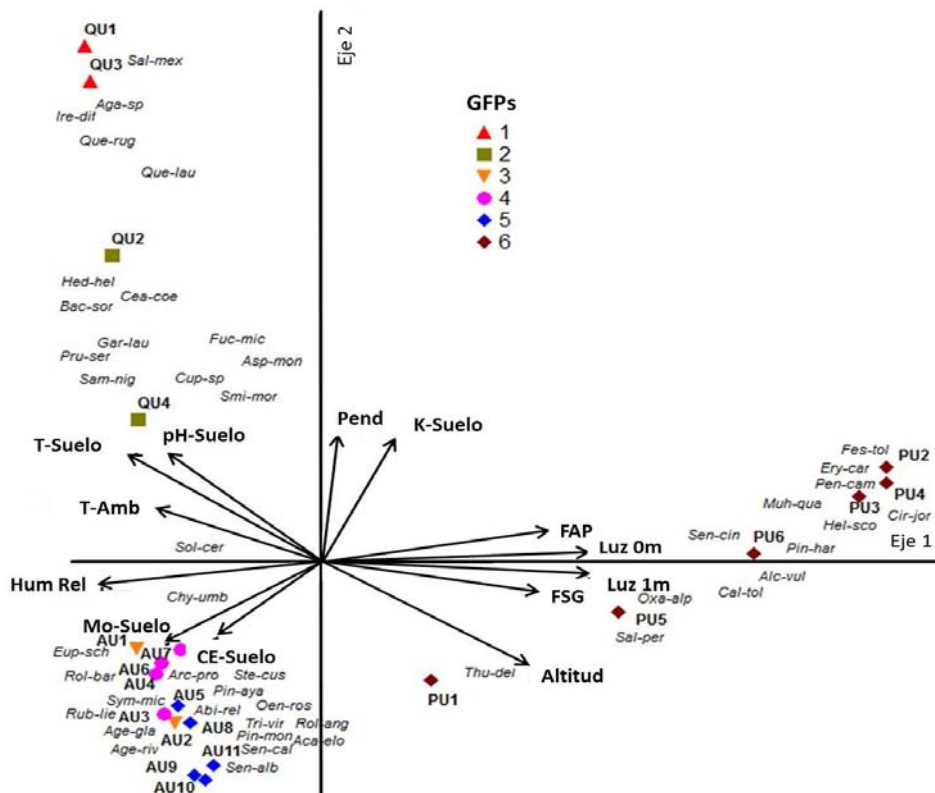


Figura 5. Análisis de correspondencia canónica de las especies y las unidades biofísicas en relación a variables ambientales de la cuenca del río Magdalena. (Pend=Pendiente, T-Amb= Temperatura ambiental, T-Suelo=Temperatura del suelo, Hum Rel = Humedad Relativa, Mo-Suelo= Materia orgánica del suelo, pH-Suelo= pH del suelo, CE-Suelo= Conductividad eléctrica del suelo, K-Suelo= Potasio del suelo, FAP= Factor de apertura de dosel, FSG= Factor de Sitio Global, Luz 0m= Luz a nivel del suelo, Luz 1m= Luz a 1 m de altura.

Cuadro 4. Resultados del análisis canónico de correspondencia.

Ejes	1	2	3
Eigenvalores	0,791	0,591	0,342
Varianza en los datos de especies			
% de varianza explicada	20,3	14,4	7,5
% de varianza explicada acumulada	20,3	34,7	42,2
Correlación de Pearson Especies-Ambiente	0,997	0,984	0,993
Correlación de Kendall (Franklin <i>et al.</i>)	0,838	0,848	0,857

Evaluación del estado de conservación en relación a su estructura y composición.

Se obtuvo el valor indicador de conservación en relación de la riqueza y la abundancia de las especies (Cuadro 5). Los resultados de la X^2 calculada fue (1, N=20 ; 74.65; $p < 0.05$) teniendo un valor

de X^2 de la tabla = 31.41 por lo tanto se rechazó la hipótesis nula y se concluye que si existen diferencias significativas entre las unidades en función a los valores esperados y observados.

Cuadro 5. Categorización de niveles de conservación de las unidades biofísicas de la cuenca del río Magdalena.

Unidades	SR/Nat	SR/Mal	SR/Int	Ind-S	VI/Nat	VI/Mal	VI/Int	Ind-VI	Σ (S-VI)	Ind-Con
QU1	74	22	5	48	81.0	13.6	5.5	61.9	109.5	62
QU2	71	22	6	43	71.9	19.7	8.3	43.8	86.6	49
QU3	78	17	5	56	85.0	13.5	1.6	69.9	125.4	70
QU4	74	21	5	48	79.5	16.3	4.2	59.0	107.4	60
AU1	83	8	8	67	94.4	4.6	1.0	88.7	155.4	87
AU2	71	26	3	41	87.2	12.6	0.3	74.3	115.4	65
AU3	75	25	0	50	86.9	13.1	0.0	73.8	123.8	70
AU4	63	34	2	27	84.7	14.4	0.9	69.4	96.2	54
AU5	88	12	0	76	86.6	13.4	0.0	73.1	149.6	84
AU6	70	27	3	40	79.5	19.7	0.7	59.1	99.0	56
AU7	74	24	2	48	80.9	18.1	1.0	61.9	109.6	62
AU8	67	26	7	35	78.5	19.3	2.2	57.0	91.9	52
AU9	68	24	7	37	82.4	16.4	1.1	64.9	101.4	57
AU10	67	29	5	33	75.9	21.6	2.5	51.8	85.1	48
AU11	68	29	3	35	79.2	20.6	0.3	58.3	93.8	53
PU1	86	14	0	73	96.1	3.9	0.0	92.2	164.8	93
PU2	71	29	0	42	94.3	5.7	0.0	88.6	130.3	73
PU3	78	20	3	55	94.7	5.1	0.2	89.4	144.4	81
PU4	92	8	0	83	97.4	2.6	0.0	94.7	178.0	100
PU5	75	20	5	50	89.7	9.9	0.4	79.4	129.4	73
PU6	75	17	8	50	96.1	3.0	0.9	92.2	142.2	80

SR/Nat = Valor relativo de riqueza de especies nativas; SR/Ma= Valor relativo de riqueza de malezas; SR/Int= Valor relativo de riqueza de especies introducidas; Ind-S= Indicador de riqueza; VI/Nat= Valor de importancia de especies nativas; VI/Mal; Valor de importancia de malezas; VI/Int= Valor de importancia de introducidas; Ind-VI= indicador de valor de importancia; Σ (Urbina-Cardona y Flores-Villela)= sumatoria del indicador de riqueza y el indicador de valor de importancia; Ind-Con= Índice de conservación.

Los resultados obtenidos a través del índice de conservación mostraron que la unidad PU4 fue la más conservada en términos de estructura y composición, seguida de la unidad PU3 del bosque de *Pinus hartwegii*. La unidad AU1 también fue una de las unidades del bosque de *Abies religiosa* más conservadas seguida de la unidad AU5. Cabe mencionar que las unidades AU10, AU8 y AU4 de este tipo de bosque obtuvieron un índice de conservación muy bajo en relación a las unidades de este bosque. En lo que respecta a las unidades del bosque de *Quercus* spp. la unidad más conservada fue la QU3, y la unidad con menor nivel de conservación fue la QU2.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos a una escala general acerca del estado de conservación, utilizado en la mayoría de inventarios forestales (definido por el tipo de cobertura, la fisionomía y la densidad arbórea) arrojan resultados importantes principalmente para el estrato arbóreo (Sánchez, 1996).

Por ejemplo, la presencia de especies arbóreas asociadas con las especies dominantes como en el caso de *S. nigra*, una maleza arbórea fue considerada un signo de disturbio y la presencia de *P. ayacahuite* cuya presencia es resultado de una práctica de reforestación inadecuada, reflejando alteraciones en la composición del bosque y a la vez denotando un bajo nivel de conservación a esta escala. Por otro lado, la presencia de campos de cultivo o pastizales inducidos fueron más frecuentes en los bosques de *Q. rugosa-laurina* y *A. religiosa*, los cuáles también fueron signos de disturbio a esta escala.

Es útil realizar un diagnóstico a priori de la calidad de sitio a una escala general, sin embargo, al integrar atributos como composición y riqueza del sotobosque se brinda una dimensión más realista a las expectativas de conservación de los ecosistemas ya que éstos atributos pueden reflejar condiciones importantes dentro de la dinámica de la comunidad para el mantenimiento de la biodiversidad (Noss, 1983).

En la segunda etapa de cuantificación de la estructura y composición de la vegetación se encontraron diferencias en los valores de riqueza de las unidades biofísicas (para ambos estratos), así como por tipo de vegetación (Ávila-Akerberg *et al.* 2008, Santibañez-Andrade 2009). En el bosque de *Q. rugosa-laurina* se encontró una mayor riqueza y diversidad arbórea y del sotobosque, aunque la extensión de estas unidades es pequeña en comparación a las unidades de los bosques de *A. religiosa* y *P. hartwegii*. Cabe mencionar que las estimaciones de riqueza y diversidad fueron comparables por unidad ya que se contaba con la misma área muestreada por unidad, evitando así un efecto del tamaño del área. En relación a la diversidad los valores más altos del índice de Shannon-Wiener también

pertencieron al bosque de *Q. rugosa-laurina*. Este patrón de riqueza y diversidad puede explicarse debido a que en esta área existe una mayor accesibilidad humana, por lo tanto el nivel de deterioro es alto. Lo mismo se aplica para algunas unidades del bosque de *A. religiosa*, específicamente las unidades AU2, AU6, AU7 y AU8 cuya ubicación es accesible y tienen proximidad al río, el cual es un atractivo turístico en esta área. Estos picos de riqueza y diversidad en estas unidades de la cuenca pueden ser explicadas bajo la hipótesis de disturbio intermedio (HDI) debido a que se encuentran bajo la presión de ciertos agentes de disturbio antropogénico que pueden aumentar la heterogeneidad ambiental del sistema (Shea *et al.* 2004), sin embargo es necesario un estudio que cuantifique la presencia de los factores de disturbio de manera más concisa para poder contar con mayores argumentos.

La composición es un resultado de la dinámica de la comunidad vegetal que ocurre en el sitio de estudio y que refleja su condición. La presencia de especies introducidas y malezas indican modificaciones al hábitat y pérdida de la diversidad de especies nativas, permitiendo así la diferenciación de sitios conservados y sitios con algún grado de disturbio (Stenhouse 2004). Por ejemplo, las unidades del bosque de *Q. rugosa-laurina* tuvieron un alto número de especies introducidas y malezas. Esto se debe a que este bosque está más expuesto a eventos de disturbio antropogénico, como la introducción de especies, apertura de caminos y veredas, así como una ubicación accesible para la gente (Hobbs y Huenneke 1992). Nosotros asumimos que la presencia de estas especies puede ser explicada en base a sus rasgos de historias de vida y la tolerancia de las especies al disturbio generando patrones de distribución (Moloney y Levin 1996).

A una escala fina, en términos de riqueza, valor de importancia de especies introducidas y malezas se puede observar que las unidades QU1 y QU2 tienen un bajo nivel de conservación. Es de resaltar que la unidad QU1 se consideraba conservada a una escala general pero a una escala más fina es una unidad con alto nivel de deterioro.

En relación a la riqueza, el valor de importancia de malezas y especies introducidas las unidades QU3 y QU4 (consideradas a una escala mayor con algunos signos de deterioro) a una escala fina se encontró que son las unidades más conservadas del bosque de *Q. rugosa-laurina*. Algunas malezas que posee este bosque están reportadas en el norte del país como *Achillea millefolium* (L.) *Arenaria lanuginosa* (Rohrb.), *Bromus carinatus* (Hook. et Arn.), *Geranium seemanii* (Peyr.), *O. rosea* y *Solanum nigrescens* (M.Martens et Galeotti) además de algunas especies introducidas como *A. monanthes* y *T. officinale* (Encina *et al.* 2009). En el caso del bosque de *A. religiosa* la unidad AU8 y AU7 tienen altos valores de riqueza en especies nativas, sin embargo esto no es suficiente para denominarlas conservadas debido a que también presentan una proporción alta de malezas. En el caso

particular de la AU8 también presenta especies introducidas. En relación a la riqueza, el valor de importancia de malezas e introducidas las unidades AU6, AU7, AU8, AU9, AU10 y AU11 pueden estar siendo sometidas a un grado de disturbio alto. Esta condición puede deberse a la fácil accesibilidad y proximidad al río por lo cual existen ciertas presiones humanas. Las unidades AU1, AU3 y AU4 cuyas características a una escala general o de paisaje sugirieron signos de disturbio se contradice con los resultados obtenidos a una escala más fina. Por el contrario las unidades AU6 AU7, AU9 AU10 y AU11 descritas como conservadas a una escala general fueron aquellas con más presencia de malezas e introducidas denotando un nivel de disturbio alto a una escala más fina.

Sánchez (2004) menciona que en los bosques de *A. religiosa* de la faja volcánica transmexicana presentan valores similares de riqueza y composición además de las mismas especies nativas características. Las especies *A. elongata* y *A. procumbens* son malezas que se encuentran en la mayoría de los bosques de *A. religiosa* en México (Sánchez 2004). Sin embargo vale la pena señalar que la especie *A. elongata* es la más abundante en todas las unidades de este bosque. Es posible que esta especie sea un indicador de disturbio *per se* debido a que Rzedowski (1978) considera a esta especie de la vegetación secundaria de los bosques templados. Por lo tanto, la abundancia de esta especie puede ser una amenaza latente para el mantenimiento de la biodiversidad pues se ha observado que es una competidora muy exitosa. Estos resultados nos permitirán establecer algunas estrategias de manejo para esta especie que puede llegar a ser invasora como su ubicación para su erradicación. Es de destacar que el árbol *S. nigra* considerado una maleza no figura en las listas de especies características de los bosques de *A. religiosa* en la faja volcánica transmexicana. Sin embargo, en el caso de *A. monanthes*, una especie introducida, está bien representada en todos los bosques de la faja volcánica transmexicana (Sánchez 2004).

En el caso del bosque de *P. hartwegii* este presentó muy pocas especies introducidas y malezas. Por lo tanto las unidades se consideraron conservadas en relación a su riqueza, valor de importancia. Estas unidades se encuentran a mayor altitud lo que significa un menos impacto de las presiones antropogénicas.

En la tercera etapa acerca de la clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales las unidades también presentaron diferencias en su composición. Los grupos obtenidos en el análisis TWINSpan conservaron su agregación cuando se realizó la ordenación indirecta (DCA) y en la ordenación directa (CCA), denotando que sí son grupos funcionales que están respondiendo a condiciones ambientales determinadas. Estos también indicaron la asociación de algunas unidades en relación a su composición.

Es importante reconocer que las variables ambientales que más influyeron en la distribución de las especies fueron aquellas concernientes a los recursos lumínicos. Esto debido a que en el sotobosque de los bosques templados las condiciones de luz son limitadas y el dosel del bosque se renueva a través de la dinámica de claros (Arriaga *et al.* 1994). Estos cambios ambientales pueden estar dados por la misma dinámica de la vegetación o puede reflejar algunos factores de perturbación (Arriaga *et al.* 1994).

En este estudio en la cuarta etapa dedicada a estimar el estado de conservación de la vegetación en una cuenca altamente heterogénea se trató de hacer una síntesis de los resultados obtenidos para obtener indicadores de estructura y composición de la vegetación. Para ello, el nivel de infestación modificado de Stenhouse (2004) fue un método que nos ayudó para estimar la modificación del hábitat y pérdida de la diversidad nativa. La importancia de este hecho es que la desaparición o disminución del valor de importancia de las especies nativas pueden generar cambios en la biodiversidad local, generando cambios negativos en la calidad del hábitat (Hobbs y Huenneke 1992).

Cabe mencionar que los índices de conservación calculados para cada unidad, en el caso del bosque de *Quercus* spp en donde la presencia de especies de malezas e introducidas fue alta, los valores de las especies nativas fueron altos también, minimizando su impacto a la hora de determinar su estado de conservación. En el caso del bosque de *Abies religiosa*, las unidades AU4, AU8 y AU10 tuvieron un bajo nivel de conservación, en este caso las dos primeras unidades registraron una alta riqueza de especies malezas e introducidas, sin embargo en la unidad AU10 su bajo valor de conservación no reside en el tipo de especies que alberga si no en su valor de importancia, de aquí la importancia no sólo de estimar el número de especies sino su abundancia (LaPaix y Freedman 2010).

En la mayoría de los casos, se recomienda la planificación a escala fina sobre todo en paisajes muy heterogéneos (con una gran variación en los patrones de diversidad y ecosistemas fragmentados) (Von-Hase *et al.* 2003). Por último, la composición de la vegetación en este estudio fue un indicador importante de las condiciones ambientales del paisaje, ya que la vegetación es resultado de la interacción de los componentes ambientales y es un elemento del cual dependen directamente o indirectamente algunas funciones ecosistémicas. La importancia de este estudio radica en que la composición florística puede ayudar a evaluar las prácticas de gestión posibles para fines de conservación (Waldhardt y Otte 2003).

CONCLUSIONES

La determinación de unidades biofísicas a una escala general permitió caracterizar a una menor escala la comunidad vegetal de los bosques de la cuenca del río Magdalena. Se encontró que las 21

unidades biofísicas presentan una estructura y composición diferencial que permite determinar su estado de conservación. Este estudio clasificó las especies en grupos funcionales de respuesta para determinar cambios en las condiciones ambientales que reflejaran un nivel de disturbio en cada unidad.

Se encontró la presencia de cinco grupos funcionales de plantas los cuáles estuvieron relacionados con algunos factores ambientales como la luz, temperatura, humedad y condiciones del suelo. En relación con su composición los grupos funcionales se ordenaron mediante análisis multivariados en función de un posible gradiente de disturbio. Las unidades biofísicas más accesibles a las actividades humanas fueron aquellas con mayor diversidad pero también con mayor presencia de especies introducidas y malezas, denotando un bajo grado de conservación.

La elaboración de algunos indicadores de estructura y composición basados en el nivel de infestación de Stenhouse (presencia de especies malezas e introducidas) como un estimador de la modificación del hábitat y la pérdida de la diversidad nativa dentro de las unidades biofísicas fue una herramienta útil

Se encontró un estado de conservación de la vegetación diferente en función de la estructura y composición de especies en las unidades biofísicas. El bosque de *Quercus* fue el bosque con mayor presencia de especies malezas e introducidas pero también presentó una alta riqueza, reflejando un bajo grado de conservación. El bosque de *A. religiosa* presentó mayor presencia de especies de malezas pero menor presencia de especies introducidas a diferencia del bosque de *Quercus*, reflejando un grado moderado de nivel de conservación. En general el bosque de *Pinus hartwegii* fue el más conservado de la zona, sin una presencia notable de especies de malezas e introducidas.

Con los resultados obtenidos se puede aseverar que los bosques de la cuenca todavía mantienen una estructura y composición conservada a pesar de estar inmersos en la ciudad de México, considerada una de las ciudades con mayor población en el mundo.

Finalmente la información cuantitativa a escala fina en un paisaje heterogéneo obtenida en este estudio permitió evaluar el estado de la biodiversidad local a través de atributos como la riqueza, la diversidad, el valor de importancia, la proporción de las especies nativas, introducidas, malezas y la presencia de grupos funcionales. La información generada en este estudio difiere de la información que es generada en un diagnóstico a priori del estado de conservación de los bosques que se realiza a una escala general en la mayoría de los inventarios forestales. Este diagnóstico provee de bases ecológicas sólidas y proporciona pautas para considerar sitios o unidades que merecen atención prioritaria para detener la incursión de especies introducidas en la comunidad.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro especial agradecimiento al M. en C. Oswaldo Núñez Castillo por su apoyo en campo, a Marco Antonio Romero Romero, por su apoyo en la creación de la base de datos y Ramiro Cruz Durán para la ayuda en la identificación de especies de plantas. Agradecemos a la Dra. Guadalupe Barajas por su colaboración en la parte estadística de este estudio. Una parte de esta investigación fue apoyada por los proyectos PAPIIT IN202210 y PAPIIME PE204209 y finalmente al Posgrado de Ciencias Biológicas de la UNAM.

REFERENCIAS

- Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:257-284.
- Arriaga L, S Díaz, C Mercado. 1994. Conservation of commercial management of temperate forests of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology* 8:1132-1140.
- Ávila-Akerberg VD, B González-Hidalgo, M Nava-López, L Almeida-Leñero. 2008. Refugio de fitodiversidad en la Ciudad de México- El caso de la cuenca del río Magdalena. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 2:605-619.
- Dummel CJ, MA Pinazo. 2013. Efecto de variables de paisaje y de rodal sobre la diversidad de especies arbóreas en el sotobosque de plantaciones de *Pinus taeda* en la provincia de Misiones, Argentina. *Bosque* 34(3):331-342.
- Encina JA, A Zárate, E Estrada, J Valdés, JA Quintanilla. 2009. Composición y aspectos estructurales de los bosques de encino de la Sierra de Zapalinampe, Coahuila, México. *Acta Botánica Mexicana* 86:71-108.
- Eswaran H, FH Beinroth, SV Virmani. 2000. Resource management domains: a biophysical unit for assessing and monitoring land quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81:155-162.
- Fairbanks DHK, GA Benn. 2000. Identifying regional landscapes for conservation planning: a case study from KwaZulu-Natal, South Africa. *Landscape and Urban Planning* 50:237-257.
- Franklin J, D Simons, D Beardsley, H Gordon, JM Rogan. 2001. Evaluating errors in a digital vegetation map with forest inventory data and accuracy assessment using fuzzy sets. *Transactions in GIS* 5:285-304.

-
- Godefroid S, N Koedam. 2003. Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone. *Landscape and Urban Planning* 65:169-185.
 - Gomez-Mendoza L, L Galicia, R Aguilar-Santelises. 2008. Sensibilidad de grupos funcionales al cambio climático en la Sierra Norte de Oaxaca. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 67:76-100.
 - Grooves C. 2003. Drafting a Conservation Blueprint: A practitioner's Guide to Planning for Biodiversity. USA. Island Press.
 - Hill MO. 1994. DECORANA and TWINSpan for ordination and classification of multivariate species data: a new edition, together with supporting programs, in FORTRAN 77. Huntingdon, England. Institute of Terrestrial Ecology.
 - Hobbs RJ, LF Huenneke. 1992. Disturbance, Diversity and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology* 6:324-337.
 - Hooper DU, M Solan, A Symstad, S Díaz, MO Gessner. 2002. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In Loreau M, S Naeem, P Inchausti eds. Biodiversity and ecosystem functioning - Synthesis and perspectives. New York. Oxford University Press. p.195-208.
 - LaPaix R, B Freedman. 2010. Vegetation Structure and Composition within Urban Parks of Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* 98:124-135.
 - Lindemayer DB, CR Margules, DB Botkin. 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14:941-950.
 - Margules CR, TD Redhead. 1995. Guidelines for using the BioRap methodology and tools. Dickson, A.C.T CSIRO.
 - Moloney KA, SA Levin. 1996. The effects of disturbance architecture on landscape-level population dynamics. *Ecology* 77:375-394.
 - Mooney HA, RJ Hobbs. 2000. Invasive species in a changing world. Washington, Island Press.
 - Murtha P, R Sharma. 2005. Remote sensing, photo interpretation and photogrammetry. In Watts SB, L Tolland eds. Remote sensing, photo interpretation and photogrammetry. Faculty of Forestry at University British Columbia. p. 637-667.
 - Noss RF. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity - A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4:355-364.

-
- Parkes D, G Newell, D Cheal. 2003. Assessing the quality of native vegetation: The "habitat hectares" approach. *Ecological Management & Restoration* 4:29-38.
 - Pekkarinen A, S Tuominen. 2003. Stratification of a forest for a multiresource forest inventory by means of aerial photographs and image segmentation. In Coronan P, M Köhl, M Marchetti eds. *Advances in forest inventory for sustainable forest management and biodiversity monitoring*. Netherlands. Kluwer, Dordrecht. p.111-123.
 - Pysek P, D Richardson, M Rejmánek, G Webster, M Williamson, J Kirschner. 2004. Alien plants in checklist and floras: Forwards better communications between taxonomist and ecologists. *Taxon* 53:131-143.
 - Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. México, D.F. 432 p.
 - Sánchez GA. 2004. Análisis sinecológico, florístico y biogeográfico de la vegetación del norte de la Sierra Nevada Tesis Tesis Doctoral en Ciencias. Colegio de Postgraduados de México.
 - Santibañez-Andrade G. 2009. Composición y estructura del bosque de *Abies religiosa* basada en la heterogeneidad ambiental y determinación de su grado de conservación en la Cuenca del río Magdalena, Distrito Federal. Tesis de Maestría en Biología Ambiental. Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.
 - Shea K, SH Roxburgh, ESJ Rauschert. 2004. Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecological Letters* 7:491-508.
 - Stenhouse RN. 2004. Fragmentation and internal disturbance of native vegetation reserves in the Perth metropolitan area, Western Australia. *Landscape and Urban Planning* 68:389-401.
 - Thackway R, A Lee, R Donohue, RJ Keenan, M Wood. 2007. Vegetation information for improved natural resource management in Australia. *Landscape and Urban Planning* 79:127-136.
 - Urbina-Cardona JN, O Flores-Villela. 2010. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology* 24:1031-1041.
 - Waldhardt R, A Otte. 2003. Indicators of plant species and community diversity in grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98:339-351.
 - Westoby M, M Leishman. 1997. Categorizing plant species into functional types. In Smith TM, HH Shugart, FI Woodward eds. *Plant functional types*. Cambridge. Cambridge University Press. p. 104-121.
 - Whilliams PH, CR Margules, DW Hilbert. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences* (Suppl. 2) 27:327-338.

-
- Wilson JB. 1999. Guilds, Functional Types and Ecological Groups. *Oikos* 86:507-522.
 - Woodward FI. 1993. How many species are required for functional ecosystem? In Ernst-Detlef S, HA Mooney eds. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Berlin. Springer-Verlang. p. 215-228.

Capítulo 5

Structural equation modeling as a tool to develop conservation strategies using environmental indicators: The case of the forests of the Magdalena river basin in Mexico City

G. SANTIBÁÑEZ-ANDRADE^a, S. CASTILLO-ARGÜERO^a, E. V. VEGA-PEÑA,^b R. LINDIG-CISNEROS^c, J. A. ZAVALA-HURTADO^d.

En prensa *Ecological Indicators*

^aDepartment of Ecology and Natural Resources, Faculty of Sciences, National Autonomous University of Mexico, PA 04510, Mexico City. Tel. +001 52 55 56228222 Corresponding author: gabysant@ciencias.unam.mx

^bDepartment of Social and Environmental Systems Modeling. Ecosystems Research Center PA 58190, Morelia, Michoacán, Mexico. evega@cieco.unam.mx

^cDepartment of Restoration Ecology. Ecosystems Research Center PA 58190, Morelia, Michoacán, Mexico. rlindig@cieco.unam.mx

^dDepartment of Biology, Metropolitan Autonomous University. PA 55-535, Mexico City. jazh@xanum.uam.mx

Abstract

A primarily descriptive approach has been used to develop studies in Mexico that use indicators to incorporate information on the conservation state of ecosystems. Consequently, these studies are not well supported by ecological data, or they lack an analysis of socio-ecological integration, making it difficult to implement the strategies derived from these conservation plans. Structural equations models (SEM) help with the understanding of direct and indirect interactions between variables and, consequently, allow the detection of root causes of change. In this study, a method to integrate indicators in relation to a Pressure-State-Response model was developed and applied to a forest in Mexico City. We developed the model using 21 environmental units, 17 state indicators of biodiversity (evaluating three aspects of the ecosystem: structure, composition and function), 14 environmental indicators (abiotic variables) and 6 anthropogenic pressure indicators. Subsequently, based on multicollinearity tests, redundant indicators were eliminated. A canonical correspondence analysis was carried out to establish the relationship between different indicators and the possible ecological connections of the SEM. With the previous information, an *a priori* model of the influence of pressure and environmental indicators on the structure, composition and function of the ecosystem was developed.

The SEM results enabled us to evaluate the direct and indirect causes of degradation. Some environmental factors, such as the global site factor, humidity, air temperature, organic matter in the soil, slope, and soil pH, had a greater effect on the structure, composition and function indicators registered in the environmental units of the basin than other factors. The pressure factors that most affected the three aspects of the ecosystem were visitors, rubbish, fire incidence, and human activities.

Pressure factors affected composition and structure indicators, though the effect on the function indicators was weak. It is possible to conclude that although the ecosystem appears to be changed by some disturbance factors, these factors have not yet altered the functionality of the ecosystem. Finally, from the model, a set of proposals and strategies for management was developed. These strategies can be used to sustain the biodiversity of each environmental unit.

Keywords: environmental indicators, Pressure-State-Response Model, structural equation modelling, conservation status, ecosystem management, temperate forests.

1. Introduction

Biological communities and the environmental services that they provide have been endangered by ecosystem transformations inflicted by human activities (Díaz et al., 2005; Rozzi et al., 2001). From an economic and social viewpoint, the most important deterioration pressures on temperate ecosystems in Mexico are deforestation, grazing, agriculture and tourism, which cause overexploitation and rapid land use change (Velázquez et al., 2002). These pressures are direct causes of biodiversity loss, increases in exotic and invasive species cover, and radical alteration of ecosystem functions (Sánchez-Cólon et al., 2009; Wood et al., 2000).

To identify the environmental state of an ecosystem, it is important to analyze it as a socio-ecological system, and considering the direct and indirect effects of deterioration factors allows effective interventions for conservation and sustainable use to be established with certainty (Brook et al., 2008; Liu et al., 2007; Mallén, 2005; Wood et al., 2000). Environmental indicators are quantitative or qualitative parameters that provide insight into the environmental condition and allow the monitoring of human impact on the variables of biophysical and socioeconomic states (López and Rodríguez, 2009; OECD, 2003), thereby allowing for an objective diagnosis of the conservation and providing useful information for establishing the root causes of deterioration.

Environmental indicators must be unambiguous, objective (with clearly set selection criteria), relevant (for decision makers), consistent (analytically sound), sensitive (for the detection of early warnings), easy to measure (cost-effective), and integrative (immersed in a conceptual model), and they must be evaluated and validated (Noss, 1999; OECD, 2003; Winograd and Farrow, 1995).

To establish indicators of the state of conservation, it is important to evaluate biodiversity as the most important aspect of ecosystems because the ecosystem quality, function and integrity depends on biodiversity (Noss, 1999; Spies, 1998). Understanding the mechanisms involved in the maintenance of biodiversity has been an important goal in ecological research for decades because it is closely related to the provision of ecosystem services (Chesson, 2000; Hassan et al., 2005). For an appropriate evaluation of biodiversity, a species inventory is not sufficient: knowledge of interactions and environmental requirements of the species is also necessary. Additionally, a characterization of species composition (native, non-native and introduced) and the delimitation of functional groups that respond to a specific disturbance regime are useful (Newton, 2007).

Validation and evaluation during the development of the indicators is indispensable because each one provides a partial description of the complete panorama, and not all indicators are sufficiently concise (Alberti and Parker, 1991; Mallén, 2005; Niemi and McDonald, 2004). For a subsequent diagnosis, it is necessary to obtain previous information to reduce costs because some indicators provide redundant information; eliminating redundancy is necessary. Angelstam et al. (2004) suggested that to validate an indicator, it is important to evaluate its correlation level with other indicators and to verify how they behave in contrasting sites, particularly between areas with intensive management and well preserved areas.

Amongst several integrative conceptual models that are used to analyze ecosystem dynamics, the most used is the P-S-R (Pressure-State-Response) model, which has been formulated and modified by the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD, 2003). This procedure is based on an analysis that categorizes information on natural resources and how it relates to human activities (Mallén, 2005; Newton, 2007). The human activities generate pressure (P) upon the environment,

modifying the quantity and quality of the natural resources, namely its state (E). Society responds (R) to the transformations with strategies that can be management plans or other environmental and socioeconomic policies to prevent and reduce the initial pressures. Indicators can be integrated or presented as a set of indicators to improve their usefulness. One way to do this integration is through a multivariate analysis as canonical correspondence and structural equation models.

The importance of the canonical correspondence analysis is in allowing the detection of the environmental factors responsible for the change in the structure and composition of vegetation. This preliminary information is important to establish possible connections in a model of indicators based on statistical methods. Structural equation modeling is used to validate these connections (McCune and Mefford, 2006).

Structural equation models (SEM, also known as *path analysis*) are statistical multivariate models that are used to estimate causality and direct or indirect relationships between multiple variables (Quinn and Keough, 2002). These models are less restrictive than regression models in that some variables may play the role of predictor variable and dependent variable simultaneously (Ruiz et al., 2010; Schumacker and Lomax, 2004). The SEM starts by constructing an *a priori* schema: an analytical model that represents all hypothetical causal links between the predictors and the response variables based on previous knowledge of the ecological system (Valdés and García, 2011). The use of SEM may be suitable for studying processes at the level of communities, ecosystems and landscapes. However, few studies exist that use these models to examine the effects of abiotic variables and disturbances on the richness and productivity of ecosystems (Grace et al., 2007); the relationships between the decline in species richness as natural landscapes are converted to human-dominated landscapes (Desrochers et al., 2011); or how plant species richness is related to landscape conditions and local environmental factors both directly and indirectly (Gazol et al., 2012).

In Mexico, studies of environmental indicators for the diagnosis of the state of conservation are scarce. The majority of available studies lack a strong ecological foundation because no integration

analysis was implemented in a causality model. Therefore, most indicators are solely descriptive, thus complicating the implementation of specific conservation strategies (Rodríguez and López, 2009).

The main purpose of using structural equation models of indicators for evaluation is to answer key questions for practical conservation actions. The main questions addressed are as follows: How useful are indicators to develop a P-S-R model *a priori*? How do environmental and pressure indicators relate to each other, and what effect do they have upon state indicators? More specific questions are the following: What is the conservation state of key ecosystem aspects of the environmental units under study (in our case the basin of the Mexican Valley)? What strategies should be needed to sustain an adequate conservation state of the environmental units?

To test the usefulness of P-S-R models validated through SEM, we developed a method to integrate pressure indicators with conservation state indicators of the ecosystem and determine appropriate strategies for the maintenance of biodiversity, applying it to a forest immersed in the urban area of Mexico City.

2. Materials and Method

2.1 Study area

Magdalena's river basin (MRB) (19° 13' 53" and 19° 18' 12" N and 99° 14' 50" and 99° 20' 30" W) is located in the Sierra de las Cruces, inside the transmexican volcanic belt, with an altitudinal range of 2570 m a.s.l. in the northeast to 3870 m a.s.l. in the southeast. It is located at the southwestern boundary of the federal district inside Mexico's basin (Fig. 1) and spreads across approximately 3100 ha (Cantoral-Uriza et al., 2009). The basin has a legal status as an area of soil conservation. The MRB contains one of the last rivers in Mexico City. The river's length is 21.6 km, of which 13 km run through the forests of the upper basin. Inside this area, three types of vegetation are distinguished: forests of *Quercus* spp., forests of *Abies religiosa* and forests of *Pinus hartwegii* (Ávila-Akerberg, 2004).

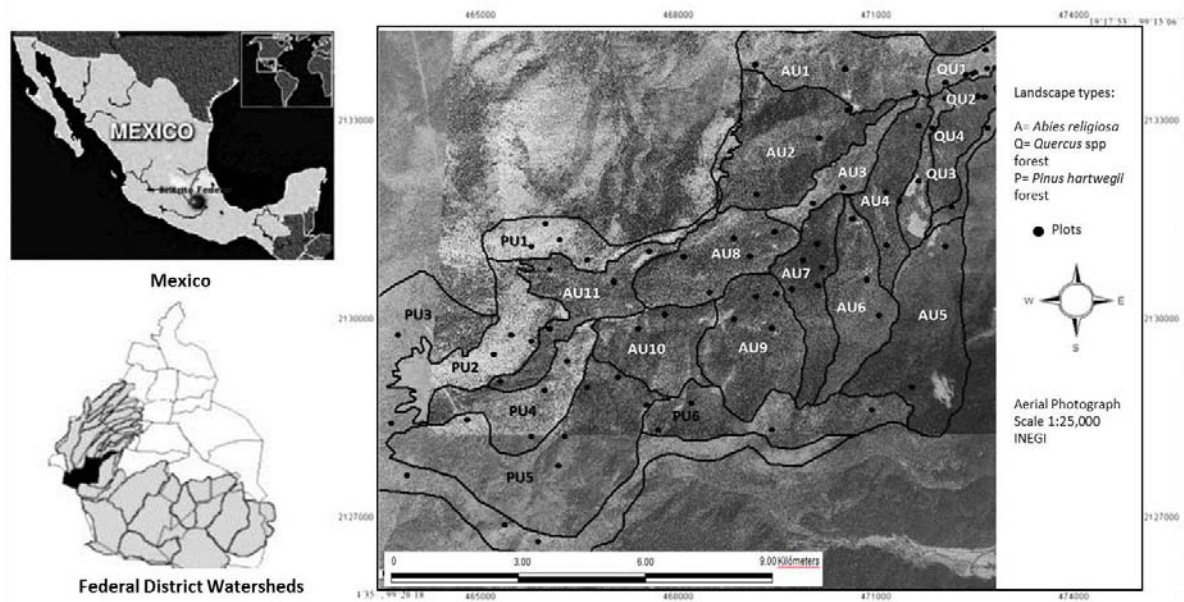


Fig 1. Location of Magdalena's river basin and the 21 environmental units selected, based on topographic and vegetation criteria

The MRB is being threatened by various degradation factors as a result of anthropogenic pressure, including irregular settlements and land tenure conflicts, induced fires, conversion to farmland, uncontrolled livestock, human presence, tourism, and air, soil and water pollution caused by the urban area of Mexico City (Ávila-Akerberg, 2004) .

2.2 Variables

We identified 21 environmental units based on topographic and vegetation criteria, such as the orientation of the hillside, slope, forest type, land use change, level of canopy openness and tree density (Franklin et al., 2001; Mc Roberts et al., 2011; Pekkarinen and Tuominen, 2003). Four of the environmental units appertain to the forests of *Quercus spp* (called QU1 a QU4), eleven to *Abies religiosa* forests (AU1 a AU11) and six to *Pinus hatwegii* forests (PU1 a PU6) (Santibañez-Andrade, 2009) (Fig. 1).

Throughout the 21 environmental units, we established 75 plots of 25 x 25 m and applied stratified random sampling, where the tree and herbaceous layers were evaluated for the following variables: richness, coverage, density, frequency, DBH, altitude, orientation, slope, temperature, humidity and

light. Hemispheric photographs were analyzed to calculate canopy opening and the global site factor. Soil samples were taken in each site to measure the pH and conductivity and to quantify organic matter, nitrogen, phosphorus and potassium. Finally, some perturbation factors were included, such as the presence of rubbish, grazing and human influx. These variables were translated into pressure and state indicators in such a way that reflected a gradient of conservation.

2.3 State indicators

State indicators are related to environmental quality and the quantity of natural resources and provide information on the environmental current situation. These indicators measure the response of the ecosystem to anthropogenic disturbances but do not necessarily identify the specific anthropogenic stresses causing impairment (Niemi and McDonald, 2004).

Following the Newton and Kapos (2002) criteria, biodiversity state indicators were developed and clustered in seven sets (Table 1). Only six indicator sets were evaluated (the group "rate of conversion of forest cover to other uses" was not possible to evaluate due to a lack of necessary information). In addition to this classification, biodiversity indicators must be located in such a way that they simultaneously provide information on three ecosystem attributes: composition, structure and function (Angelstam et al., 2004; Noss, 1999). The indicators that were developed for each group and ecosystem aspect are shown in Table 1.

Table 1. State indicators used to evaluate the level of conservation of temperate forests

Groups	Structure	Composition	Function
Forest type and successional stage	-Classification of environmental units -Degree of forest density	-Dominant tree species -Species tree-associated	-Aerial Biomass -Annual-Litter -ANPP -Regeneration -Production tonC/ha
Degree of forest fragmentation	-Forested area -Area without forest cover (induced grassland or cultivated fields)	Composition in environmental units with different degrees of fragmentation: -Richness -Tree-Diversity	-Evaluation of fragmentation effect on Aerial Biomass, ANPP, Regeneration and Ton C / ha *
Percentage of forest area affected by natural and anthropogenic disturbances	-Changes in structure due to disturbance factors * -Fire -Rubbish -Grazing -Visitors -Human activities	-Changes in dominance due to disturbance factors * -Fire -Rubbish -Grazing -Visitors -Human activities	-Evaluation of the effect of disturbance in the structure and function * -Interactions between disturbances *
Heterogeneity and complexity of forest structure and composition	Structural variables in the tree layer: -Cover -Density -Basal-area	Compositional variables in the tree layer: -Richness -Tree-Diversity -Importance value index	-Relationship between environmental factors to the structure and composition *
Number of associated species to forest type	Structural variables in understory: -Cover -Density -Frequency	Compositional variables in understory: -Richness -Alpha-Diversity -Importance value index	-Beta-Diversity
Conservation status of species associated to forest type	Structural variables for native, non-native species and weeds: -Cover -Density -Frequency	Compositional variables for native, non-native species and weeds: -Richness Indicator -Importance value Indicator	-Functional groups* -Regeneration

* Includes the use of multivariate analysis, and represents the effect of the pressure indicators.

To develop the indicators, the variables were relativized regarding the maximum value by forest type (values closest to 1.00 represent a greater state of conservation). The indicators were calculated for each environmental unit.

The indicators of tree structure and understory were cover, density and basal area. The composition indicators were total richness, tree richness and understory richness.

An indicator that reflected the presence of weeds and introduced (tree and herbaceous layer) species in relation to native species was developed and called the richness indicator. Similarly, an indicator that denotes the degree of conservation in the composition function and includes the

importance value of native, non-native and weed species was developed and called the importance value indicator. To estimate tree diversity, understory diversity and total diversity, the Shannon-Wiener index was calculated with EstimateS ver. 8 (Colwell, 2006).

The function indicators were aerial biomass, annual litter, annual net primary productivity, tons of carbon produced per hectare and regeneration.

From the importance value, a Two-Way Indicator Species Analysis (TWINSpan) was performed to categorize the functional groups, and with these groups, an ordination was generated using the Detrended Correspondence Analysis (DCA) with the program PC-ORD v 5.10 (McCune and Mefford, 2006). With the result and the native, non-native and weeds species composition in each group, an indicator value of the conservation level of plant functional groups was assigned.

Three indicator matrices were elaborated the *SI matrix*, structural indicators; the *CI matrix*, composition indicators; and the *FI matrix*, functional indicators.

2.4 Environmental and pressure indicators

In the statistical analysis of this study, the environmental data are considered indicators of pressure because the environment influences the state of vegetation. To understand the environment-state and pressure-state relationship as it relates to the P-S-R model, we elaborated a fourth matrix with environmental data (the *EI matrix*, environmental indicators) that included factors such as altitude, slope, environmental temperature, soil temperature, relative humidity, light, canopy openness factor, global site factor, soil pH, electric conductivity, organic matter, nitrogen, phosphorous and potassium.

The pressure indicators are those that describe the stressors on the environment from anthropogenic activities (Niemi and McDonald, 2004). Human activities that have a greater impact are those that substantially transform the structure and composition of natural communities from tourism and human influx that generates environmental damages (e. g. rubbish, fires) (Li, 2004).

For the years 1995 to 2004, the fire frequency data in the area were revised from the Flores-Rodríguez (2006) study. The data were georeferenced, and the environmental units that had fires more frequently were determined. A fifth matrix was elaborated with the pressure indicators (*PI matrix*),

where the fragmentation degree indicator was determined as a percentage of the total area of every environmental unit and was relativized. The fire indicator was also relativized based on the fire frequency in each unit. We added indicators for the presence of rubbish, grazing, visitors and human activities on a magnitude scale from 1 to 3 (low, intermediate, and high) in each unit.

2.5 Initial examination and elimination of redundant indicators

A preliminary examination for outliers, multicollinearity, and departures from linearity, homoscedasticity and normality was performed. Statistical analyses were performed using the “Stats” R (2008) (available at <http://r-forge.r-project.org>), and the findings of the examination confirm that this study has fulfilled all of the requirements mentioned above. To avoid the use of indicators that display redundant information and to discard some variables, various analyses were performed to identify the multicollinearity between the different variables included in each of the five matrices. Collinearity is present when the correlation coefficients between some independent variables are very close to 1, which means that some independent variables are correlated with each other (Belsey, 1991). In this study, the determination coefficient of each independent variable was used with all others to measure collinearity.

Furthermore, the variance inflation factor (VIF) (Etxeberria, 1999) and the tolerance were calculated as follows:

$$VIF_i = 1/1 - R_i^2 \quad T_i = 1/VIF_i = 1 - R_i^2$$

where R_i^2 is the multiple determination coefficient between the variable whose multicollinearity is being calculated and all other variables in the matrix. According to the rule of Kleinbaum et al. (1998), we considered that collinearity problems exist if $R_i^2 \geq 0.9$, if any VIF is greater than 10 and $T_i < 0.1$. The solution to collinearity problems in this study was to eliminate the collinear variables. Multiple regressions were performed with the program Statistica ver. 6 (StatSoft, 2007).

2.6 Establishing connections through the relationship of indicators in the SEM

One of the most basic ways of examining how environmental conditions relate to community patterns is by overlaying the simple correlations between environmental variables and ordination axes, as shown by vector lines. A Correspondence Canonical Analysis (McCune and Mefford, 2006) was performed to determine the effect of environmental and pressure indicators on the state indicators. This enabled the interpretation of the relationship between the indicators and made it possible to perceive possible gradients of explanatory variables in relation to the state indicators. The explanatory gradient value is explained by its eigenvalue; in addition, the state indicators are located by their vector correlations with the principal axis (Becker et al., 1998). The canonical analysis was performed with the program PC-ORD v 5.10 using the Hill method (McCune and Mefford, 2006). Using these results, possible ecological connections (correlations among explanatory variables) were established as *a priori* information to support the structural equations model and explore causal relations.

2.7 Structural equations model

The structural equations model (SEM) is a method of evaluating complex hypotheses involving multiple causal pathways among variables. The advantage in the use of partial correlations is that each path coefficient quantifies the strength of a relationship, while the effects of other predictor variables are held constant (McCune and Mefford, 2006).

The SEM was used to comprehensively evaluate the influence of various factors, both abiotic and pressure, on the indicators of structure, composition and function. The program AMOS ver 16.0.0 (Arbuckle, 2007) was used to determine whether the hypothetical model, which was designed *a priori*, of the canonical analyses results (CCA) and the previous knowledge of the system fitted significantly to the observed data of the area on a sustained basis (Fig. 2).

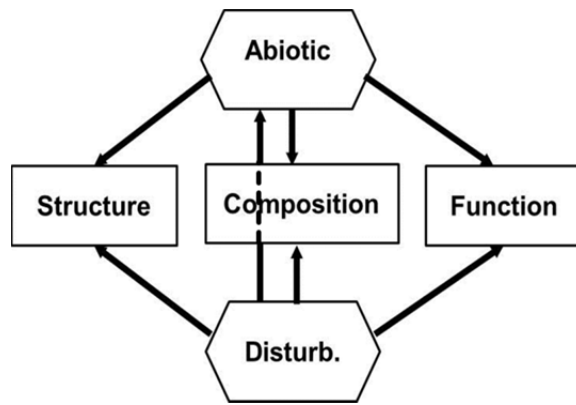


Fig. 2 General model of the connection between the indicators.

To confirm whether the observed data support the tested theoretical model (*model a priori*), we used goodness of fit tests that compared the covariance structure in the model with the real structure of covariance of the data. We used the maximum likelihood with the goodness of fit by χ^2 , which must be associated with $P \geq 0.05$ to consider a significant adjustment (useful for studies with less than 200 data), and the root-mean-square error of approximation (RMSEA), whose value must be less than 0.05 to be considered a significant adjustment (Iriundo et al., 2003; Sánchez-Gallén, 2011).

The Bentler-Bonett Normed Fit Index (Bonfil et al., 1997) is interpreted as a percentage of the increase in goodness of fit above the null model. The modification indices (which evaluate the potential consequences of all single parameter changes for model fit) were a useful tool for adjusting the initial model interactions and minimizing χ^2 and its associated P , provided the relationships were sustained by an approved biological explanation (Sánchez-Gallén, 2011).

2.8 Conservation state diagnosis: Magdalena's river basin

The state indicators that belong to the structure, composition and function were tabulated. The units that had the maximum values for each indicator were considered as conservation state reference sites to evaluate the other units. Based on this organization, the units were classified into three categories: low (0-0.33), intermediate (0.34-0.66) and high (0.67-1.00) conservation levels. Finally, the general index for each ecosystem aspect was calculated by the following formula:

$$Index = \sum \frac{n_i}{N}$$

where n_i is the indicator value and N is the total number of indicators.

Using these results, it was possible to identify the critical indicators that reflected a low level of conservation in the units and propose direct and indirect deterioration causes based on the results of the structural equations model, which allows the establishment of priority areas and appropriate strategies in every case.

3. Results

3.1 State, environmental and pressure indicators

For the environmental units of the Magdalena river basin (MRB) studied, 17 state indicators, 14 environmental indicators and 6 pressure indicators were developed (Table 2).

Table 2. Indicators of biophysical units

Structure	Composition	Function	Environmental	Pressure
Tree layer:	Tree layer:	-Aerial Biomass	-Altitude	-Fragmentation
-Cover	-Richness	-Annual-Litter	-Slope	-Fire
-Density	-Tree-Diversity	-ANPP	-Environmental	-Rubbish
-Basal-area	-Importance	-Regeneration	Temperature	-Grazing
Understory:	value index	-Production tonC/ha	-Relative	-Visitors
-Cover	Understory:	-Functional groups	Humidity	-Human activities
-Density	-Richness	-Regeneration	-Light	
	-Alpha-Diversity		-Canopy	
	-Importance		openness factor	
	value index		-Global site factor	
	Native, non-		-Soil pH	
	native species		-Electric	
	and weeds:		conductivity	
	-Richness		-Organic matter	
	Indicator		-Nitrogen	
	-Importance		-Phosphorus	
	value Indicator		-Potassium	

3.2 Elimination of redundant indicators

For the matrix of structural indicators (*SI matrix*), no collinearity between the indicators was found, and therefore no indicator of this matrix was eliminated from the development of the SEM.

For the matrix of composition indicators (*CI matrix*), the determination coefficient was high between total richness and understory richness ($r^2=0.99$, $VIF=108.4$, $T=0.01$), between richness and understory diversity ($r^2=0.91$, $VIF=11.4$, $T=0.09$) and between total diversity and understory diversity ($r^2=0.93$, $VIF=14.1$, $T=0.07$). Given the collinearity, the understory richness and understory diversity indicators were discarded because they provide the same information as the total richness indicator.

For the functional indicators matrix (*FI matrix*), only annual litter and biomass area were collinear ($r^2=0.97$, $VIF= 32.7$, $T=0.03$). The collinearity test for the environmental indicators matrix (*EI matrix*) found that the indicators for light (light, canopy openness factor and global site factor) were collinear (Light with the canopy openness factor $r^2=0.93$, $VIF= 15.3$, $T=0.07$; light and global site factor, $r^2=0.91$, $VIF= 10.87$, $T=0.09$; and global site factor and canopy openness factor, $r^2=0.98$, $VIF= 41.7$, $T=0.02$). In each case, one of the two or one of the three indicators that were collinear was removed to prevent duplication of information.

Finally, for the pressure indicators matrix (*PI matrix*), there was no set of indicators that had the same collinearity, however, it is possible to appreciate a close relationship between the rubbish indicator and the visitors indicator ($r^2=0.71$). Nevertheless, no indicator was eliminated from this matrix.

3.3 Relationship between indicators used to establish connections in the SEM

The results of the canonical correspondence analysis (CCA) of the state indicators matrix (structure, composition and function) and the environmental indicator matrix are shown in Fig. 3a (axis 1 vs. axis 2) and 3b (axis 1 vs. axis 3). The accumulated variance, as explained by the environmental variables in the three-ordination axis, was 73.1% (Table 3). The Pearson correlation (0.947) indicated that there is a close relationship between the state and environmental indicators. The Monte Carlo test showed that the correlation between the state indicators, environmental indicators and the three-ordination axis is significant ($p<0.02$), indicating that the results obtained with the analysis were not

random and that the ordination diagram provides an accurate representation of the variables distribution.

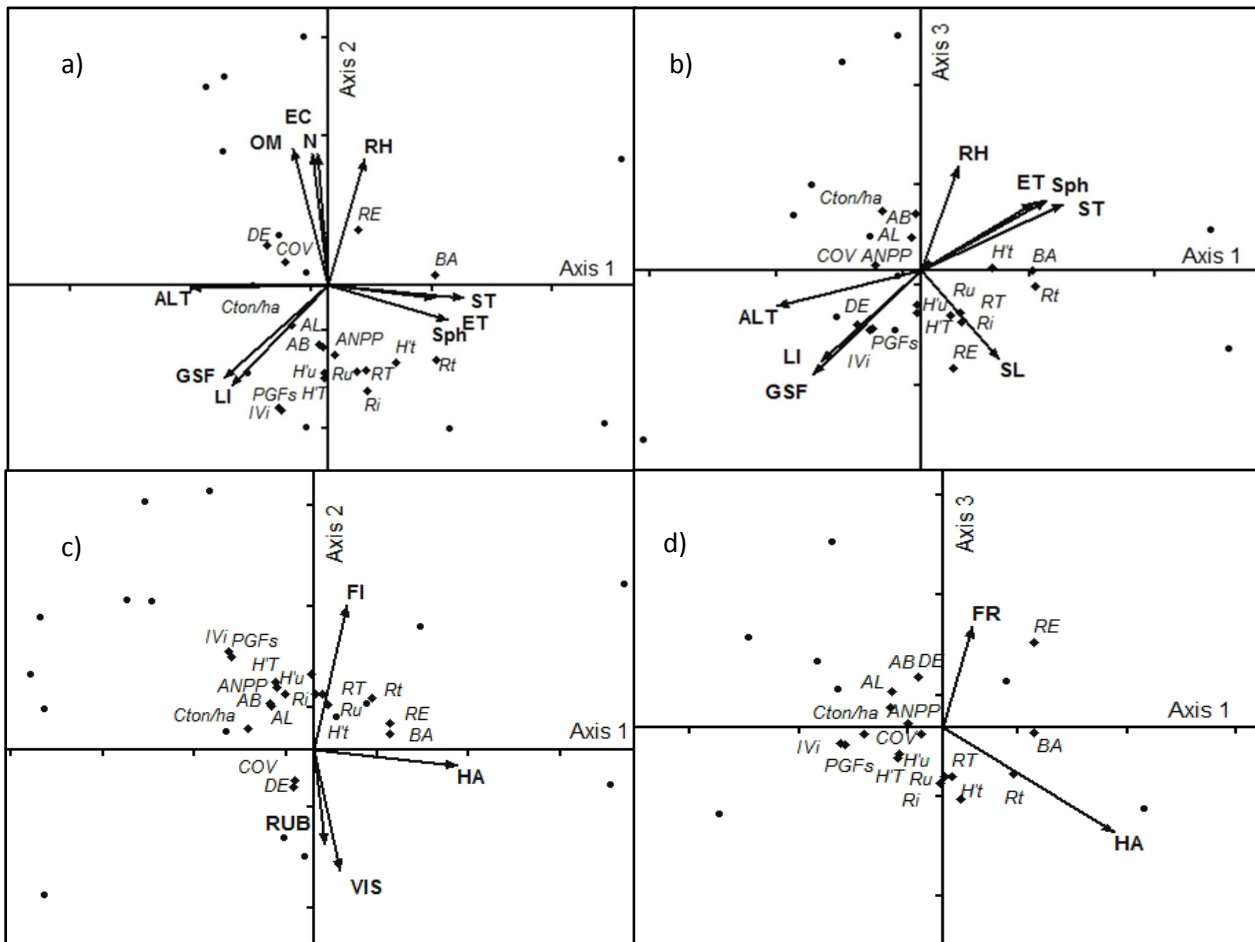


Fig. 3. Ordination diagram of the canonical correspondence analysis with 17 state indicators in relation to 13 environmental and pressure indicators. a) y c) axis 1 vs. axis 2; b) y d) axis 1 vs. axis 3. Ordination of the same response variables in relation to 6 pressure variables; c) axis 1 vs axis 2, and d) axis 1 vs axis 3. Abbreviations: COV-cover, DE=density, BA=basal area, RT-total richness, Rt-tree richness, Ru-understory richness, RI-richness indicator, IVi-Importance value indicator, H't-tree diversity, H'u-understory diversity, H'T-total diversity, PFGs-plant functional groups, AB-aerial biomass, AL-annual litter, ANPP-annual net primary productivity, RE-regeneration, TonC/ha-tons of carbon produced per hectare, AL-altitude, SL-slope, ET-environmental temperature, ST-soil temperature, RH-relative humidity, Li-light, COF-Canopy openness factor, GSF-global site factor, SpH-soil pH, EC-electric conductivity, OM-organic matter, N-nitrogen, P-phosphorus, K-potassium, HA-human activities, GRA-grazing, RUB-rubbish, VI-visitors, FI-fire, FR-fragmentation.

In Fig. 3a and 3b, we show that the density of structural indicators and cover are related to the altitude, organic matter, electric conductivity, nitrogen and global site factor of the units. However, the basal area indicator shows a greater relationship with the slope, the environmental temperature, soil temperature and humidity. The composition indicators are grouped and are related to the global site factor, soil pH, environmental temperature, soil temperature and slope. In the same way, the function

indicators are closely located to the composition indicators but are more related to the global site factor and altitude. However, in Fig. 3b, the indicators aerial biomass, annual litter, annual net primary productivity and tons of carbon produced per hectare are related to humidity. Only the regeneration indicator is separated from the composition indicators group and is related to humidity, nitrogen, electric conductivity, organic matter and slope.

Table 3. Statistical summary and correlation coefficients for response indicators vs environmental and pressure indicators on the three CCA axes for the Magdalena's river basin.

Environmental indicators	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Eigenvalues	0.103	0.053	0.028
Variance in species data			
% of variance explained	40.8	21.3	11.0
Cumulative % explained	40.8	62.1	73.1
Pearson Correlation, Ind-Envt*	0.947	0.902	0.910
<hr/>			
Pressure indicators	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Eigenvalues	0.063	0.042	0.012
Variance in species data			
% of variance explained	25.1	16.6	4.8
Cumulative % explained	25.1	41.7	46.5
Pearson Correlation, Ind-Envt*	0.774	0.776	0.752

* Correlation between sample scores for an axis derived from the state indicators data and the sample scores that are linear combinations of the environmental and pressure indicators.

The results from the canonical correspondence analysis (CCA) between the state indicators (structure, composition and function) and the pressure indicators matrix are shown in Fig. 3c (axis 1 vs axis 2) and 3d (axis 1 vs axis 3). The accumulated variance, as explained by environmental variables on the three-ordination axis, was 46.5% (Table 3). The Pearson correlation (0.774) indicated that there is a close relationship between the state and environmental indicators. The Monte Carlo test found that the correlation was significant ($p < 0.016$).

Figures 3d and 3c show that the structure indicators density and cover are related to rubbish presence, visitors and fragmentation. Nonetheless, for this case, the basal area indicator is more closely related to human activities and fragmentation. The composition indicators were found grouped and related to fire occurrence (some, such as richness, were positively correlated, and others, such as

diversity, were negatively correlated) and human activities. The function indicators that are located in a similar manner to the composition indicators were related negatively to fire occurrence and fragmentation, although the regeneration indicator was located in a different position and was related to human activities (negatively) and fragmentation (positively).

All results of the canonical correspondence analysis were used as initial hypotheses for the SEM approach.

3.4 Structural equations model

The initial model did not significantly represent the expected relationships between the evaluated variables in the environmental units of the MRB, so that the final models exhibit variations to represent a good adjustment for the observed data (Fig. 4).

The final models were significantly adjusted to the observed data according to the χ^2 value. According to the RMSEA and NFI, the models did not fit, although the models have expected values for a model with good adjustment in the IFI and CFI (Table 4).

In the structure indicators modeled *a priori*, the relationship between altitude with to density and fire occurrence as a factor that affects the basal area was raised. However, these relationships were discarded in the final model. In the final structure indicators model, the global site factor keeps a significant negative relationship with the coverage, so a greater global site factor results in lower coverage. The global site factor has a negative effect on the humidity, which in turn has an effect on the coverage and the basal area. The global site factor also has an effect on the organic matter, and this has a small effect on the density and the basal area. The global site factor was deeply related to rubbish quantity. The altitude did not have an effect on the structure indicators; however, it does have a negative relationship with human activities.

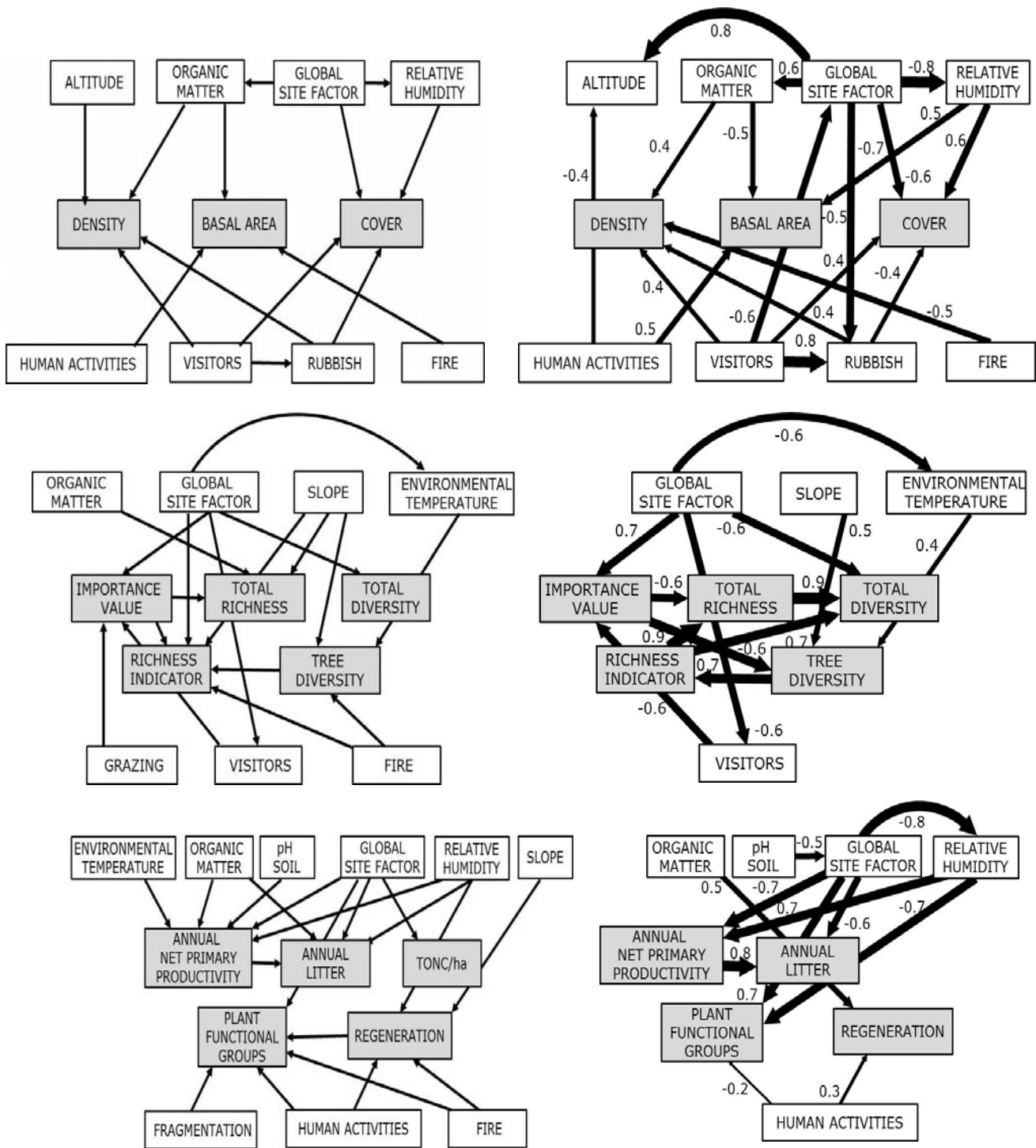


Fig. 4. Initial models (to the left) and final equations models (to the right) with more adjustment resulting from the relationships between environmental and pressure indicators with response indicators. Three models are presented in relation to the three aspects of the ecosystem (structure, composition and function). The shaded indicators are response variables that need explanation. The thickness of the arrows indicates the magnitude of correlation (R^2) between variables.

Table 4. Values of fit indices of the three structural equation models generated for the MRB. Nomenclature: χ^2 = Chi square, DF= Degrees of freedom, RMSEA = root mean square error of approximation, NFI = normed Bentler-Bonett fit index, IFI = comparative fit index of increment the Bollen, CFI = comparative fit index of Bentler.

Models	Model fit indices						
	χ^2	DF	P	RMSEA	NFI	IFI	CFI
Values of a model with fitting			>0.05	<0.05	>0.90	>0.90	>0.90
Structural	9.901	39	0.175	0.164	0.786	0.913	0.902
Compositional	7.996	29	0.518	0.183	0.883	1.005	1.000
Functional	9.221	21	0.092	0.208	0.835	0.916	0.905

For the pressure indicators, human influx has an effect on the tree and understory density, which is also affected by rubbish and fire occurrence. Human activities (such as tourism and hiking) had an effect on the basal area. Conversely, rubbish quantity and visitors affect coverage.

In the *a priori* model for the composition indicators, the relationship between grazing and the relative importance indicator was raised because it was reasonable to think that there was a relationship with the nonnative and weed species occurrence. Moreover, the relationship between fire occurrence and richness indicator and the tree diversity was raised; however, the resulting model discarded these relationships.

In the final model of composition indicators, it was noticeable that the global site factor also has an influence on two important aspects: total diversity and the importance value indicator, in addition to being related to human influx. The global site factor also has a negative influence on the environmental temperature, which influences tree diversity. However, slope is a factor that affects tree diversity. In relation to the pressure factors, only human influx had a positive effect on the importance value indicator.

In the *a priori* model for function indicators, the environmental temperature, the organic matter and the soil pH were related to net primary productivity. Under theoretical assumptions, humidity and slope were related to regeneration, though these relationships were discarded in the final model. To achieve a model with a better adjustment, the tons of carbon produced per hectare indicator was eliminated because it was not related to any other indicator. The relationship between the pressure

indicators and the fragmentation and functional groups as well as the fire occurrence with the functional groups and the regeneration was raised. However, the final model discarded both pressure indicators with explicative variables.

In the resulting function indicators model, it is possible to notice that the global site factor and humidity have an effect on net primary productivity and that the global site factor has an influence on annual litter production. The global site factor and humidity are related according to the final model, and both have a high effect on the presence of functional groups. Organic matter was related to regeneration, although the *a priori* model did not consider this relationship.

Finally, only the human activities pressure indicator (tourism and hiking) was related to regeneration and the presence of functional groups, although weakly.

3.5 Conservation state diagnosis: Magdalena's river basin

In the 21 environmental units, 17 state indicators were determined according to the conservation state (Table 5). The list of units is presented in increasing order of function with the altitude in the area. The results show that there is high variation in all of the developed indicators for the environmental unit. The classification of the indicators allowed for the identification of the aspects of the ecosystem for which the environmental units presented low conservation levels.

The units corresponding to the forest of *Quercus* spp presented low values in the structure indicators; in particular, two units presented lower values on coverage and basal area. Three units of this forest had intermediate values in relation to the structure index. The composition indicators denoted that the units of *Quercus* spp did not present low values in relation to the reference unit, indicating a lower variation between these units related to richness and diversity. Only one unit had an intermediate value with the importance value indicator due to the presence of weed and nonnative species. In the global composition index, all units of this forest had a high conservation value. In relation to function, three units had low values: yearly litter production, basal area and regeneration level indicators. In the global index of function, only two units of *Quercus* spp registered intermediate conservation values.

Table 5. Level of conservation of the MRB units through state indicators. Dark gray= low, gray= intermediate and white =high level.

Units	Structural indicators				Compositional indicators								Functional indicators							
	COV	DE	BA	Index	RT	Rt	Ru	RI	IVI	H't	H'u	H'T	Index	PFGs	AB	AL	ANPP	RE	Cton/ha	Index
QU1	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.54	1.00	0.89	0.88	0.68	0.92	0.89	0.76	1.00	0.68	0.84	0.95	1.00	0.86	0.76
QU2	0.38	0.69	0.53	0.53	0.97	1.00	0.86	0.77	0.63	1.00	0.89	0.93	0.78	0.77	1.00	1.00	1.00	0.22	1.00	0.71
QU3	0.25	0.58	0.61	0.48	0.97	0.85	0.90	1.00	1.00	0.76	0.96	0.90	0.81	1.00	0.38	0.52	0.89	0.35	0.94	0.58
QU4	0.21	0.96	0.38	0.52	0.95	0.69	0.91	0.86	0.84	0.99	1.00	1.00	0.81	0.77	0.33	0.53	0.79	0.00	0.90	0.47
AU1	0.18	0.19	0.31	0.23	0.26	0.40	0.24	0.53	1.00	0.35	0.62	0.65	0.45	1.00	0.80	0.83	0.90	0.01	0.23	0.54
AU2	0.39	0.22	0.32	0.31	0.74	0.40	0.78	0.93	0.84	0.23	0.96	0.94	0.65	1.00	0.91	0.93	1.00	0.18	1.00	0.72
AU3	0.16	0.25	0.22	0.21	0.52	0.60	0.51	0.80	0.83	0.53	0.83	0.83	0.61	0.81	0.16	0.39	0.33	0.01	0.23	0.28
AU4	0.37	0.39	0.12	0.29	0.89	0.80	0.90	0.73	0.78	0.45	0.95	0.94	0.72	0.81	0.38	0.58	0.82	0.36	0.23	0.45
AU5	0.32	0.26	0.30	0.29	0.37	0.60	0.34	0.87	0.82	0.48	0.68	0.70	0.54	0.75	1.00	1.00	0.97	0.03	1.00	0.68
AU6	0.38	0.26	0.29	0.31	0.65	1.00	0.61	0.80	0.67	1.00	0.90	0.92	0.73	0.81	0.44	0.58	0.76	0.00	0.66	0.47
AU7	0.82	0.46	0.49	0.59	1.00	1.00	1.00	1.00	0.70	0.87	1.00	1.00	0.89	0.81	0.37	0.53	0.72	0.17	1.00	0.51
AU8	1.00	0.76	0.69	0.82	0.93	0.80	0.95	1.00	0.64	0.48	0.94	0.94	0.74	0.75	0.55	0.68	0.86	0.57	0.23	0.52
AU9	0.54	0.62	0.49	0.55	0.89	0.60	0.93	1.00	0.73	0.17	0.82	0.82	0.66	0.75	0.68	0.73	0.84	0.88	1.00	0.70
AU10	0.28	0.68	0.22	0.39	0.46	0.40	0.46	0.47	0.58	0.30	0.76	0.76	0.47	0.75	0.32	0.46	0.62	1.00	0.23	0.48
AU11	1.00	1.00	1.00	1.00	0.67	0.60	0.71	0.73	0.66	0.13	0.81	0.81	0.57	0.75	0.37	0.54	0.56	0.83	0.23	0.47
PU1	0.94	0.38	0.45	0.59	0.50	0.67	0.49	0.73	0.97	0.60	0.78	0.82	0.62	1.00	0.57	0.67	0.79	0.81	1.00	0.69
PU2	0.42	0.28	0.94	0.55	0.55	0.33	0.56	0.45	0.94	0.00	0.88	0.80	0.50	1.00	0.56	0.82	0.90	1.00	0.45	0.68
PU3	0.41	0.33	0.62	0.45	0.91	0.33	0.95	1.00	0.94	0.00	0.93	0.88	0.66	1.00	1.00	1.00	1.00	0.49	0.45	0.71
PU4	0.51	0.36	0.87	0.58	0.27	0.33	0.27	0.45	1.00	0.00	0.80	0.55	0.41	1.00	0.46	0.32	0.92	0.00	0.45	0.45
PU5	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.84	1.00	1.00	1.00	0.87	1.00	0.72	0.85	0.73	0.30	0.45	0.58
PU6	0.98	0.44	0.72	0.71	0.55	0.67	0.54	0.55	0.97	0.47	0.86	0.85	0.60	1.00	0.26	0.51	0.51	0.21	0.45	0.42

COV-cover, DE=density, BA=basal area, RT-total richness, Rt-tree richness, Ru-understory richness, RI-richness indicator, IVI-Importance value indicator, H't-tree diversity, H'u-understory diversity, H'T-total diversity, PFGs- plant functional groups, AB-aerial biomass, AL-annual litter, ANPP-annual net primary productivity, RE-regeneration and TonC/ha-tons of carbon produced per hectare.

Conversely, seven of the eleven units of the *Abies religiosa* forest had the lowest values of the structure indicators, primarily with low tree density and lower basal area. It is worth noting that six units of this forest registered low conservation values in the structure global index.

With regard to composition, the same units present low values in tree richness and understory tree diversity indicators, with the exception of one unit. Three units of this forest had an intermediate value in the importance value indicator because a high presence of weed and nonnative species was found in the understory.

Similarly, three units presented low values in the tree diversity indicator, though this was likely due to the increased altitude. Seven of the eleven units of this forest had an intermediate conservation value in the composition global index.

In relation to function, only two units presented a lower biomass area, which is a reflection of the coverage and basal area indicators values. The regeneration was almost zero in seven of the eleven units. Six units registered low values in carbon production per hectare. Only one unit presented a critical value in the functionality global index and seven reached an intermediate value.

According to the unit structure of the forest of *Pinus hartwegii*, only one unit presented a lower value for the density indicator according to the other environmental units of this forest. However, four of the six units of this forest registered intermediate values of the structure global index. In relation to composition, only one unit registered low total and understory richness. Three units registered low tree diversity values because the only tree species that is present at this altitude is *Pinus hartwegii*. In the global composition index, five units in this forest presented intermediate conservation values.

With regard to function, only one unit presented low biomass due to the low tree density that was registered. Three units registered low regeneration, and two units had lower values of carbon production per hectare. Finally, three units registered intermediate conservation values in the global function index.

4. Discussion

The importance of structural equations models is that they allow the detection of environmental and pressure factors that are responsible for structural, compositional and functional changes. However, the correct interpretation of these models requires a strong supply of ecological data and a good understanding of the characteristics of the system.

The results of this study provide evidence of the current state of the environmental units of Magdalena's river basin as well as key ecosystem attributes: structure, composition and function. The differences found among the units' diagnoses can be attributed to the spatial variation of the area and the different pressures placed on each unit (Hill and Hamer, 1998).

For the entire basin, the structure indicators, such as coverage and basal area, were affected by humidity. In the temperate forests, the humidity patterns determine the distribution and abundance of tree species (Valladares, 2003) because hydric availability is the main factor that affects plant activity (Blondel and Aronson, 1999). The global site factor had a negative effect on coverage. The global site factor is a measure of light availability, which reflects the conditions of the microenvironment determined by direct, indirect and total radiation (Lieffers et al., 1999). This is primarily based on the fact that light microenvironments determine photosynthesis and, therefore, the growth rates of understory plants. Light quality can also change depending on the slope, its orientation, climate conditions and canopy cover. Additionally, light regulates climate characteristics under the canopy, such as temperature, humidity, temperature and soil humidity, and these factors influence nutrient availability (Denslow and Guzman, 2000; Druckenbrod et al., 2005; Montgomery and Chazdon, 2001). All of these variables are related to the forest structure (Valladares, 2003).

The quantity of organic matter was also linked to the indicators that determine density and basal area. The nutrient content and availability of organic matter have a direct effect on the growth rates of herbaceous species, which can increase or decrease survival possibilities (Price, 1984).

Human activities, visitors, rubbish presence and fire occurrence were factors that exerted pressure and substantially transformed the structure of natural communities. Magdalena's river basin

(MRB) is an important tourist attraction and recreational area for city inhabitants. Ávila-Akerberg (2004) noted that such use of an area has contributed to the deterioration of natural resources in many areas of the world.

In relation to composition indicators, the environmental factors that determined the importance value indicator, tree diversity and total diversity were the global site factor, slope and environmental temperature. The global site factor can have implications on species composition, determining which microenvironments fit each species. This indicator gives information in the shape of the conservation state gradient of the associate species because the presence of weeds and nonnative species is related to the presence of disturbance (Mack and D'Antonio, 1998; Stenhouse, 2004). This indicator value can be related to the lack of coverage in perturbed sites where the light incidence is high.

The effect of the slope on the tree diversity is due to the difference determination on environmental conditions (humidity, temperature and wind rate) and the differential insolation (Gallardo-Cruz et al., 2009). Many studies on the temperate forest have found that slope is the factor that explains the structure and distribution of vegetation because it is strongly related to humidity retention (Abrundan and Mather, 1999; Sánchez-González and López-Mata, 2003).

Temperature was a factor related to tree diversity but with a low effect. According to Hamilton and Perrot (1981) the structure and distribution of tree species in temperate forests can be related to temperature, primarily in high mountain areas, but in low areas, they can be determined by other abiotic factors. Because temperature decreases at high altitudes, precipitation increases and evaporation losses decrease (Beniston, 2000).

In relation to the pressure indicators, only visitors had a negative effect on the importance value indicator. Clearly, local visitors and tourism are activities that can substantially transform the structure and composition of natural communities (Li, 2004). The impact that the route establishes for the passage of people is enormous, triggering the loss of natural landscapes, increasing the signs of perturbation, such as soil compaction, and causing the proliferation of weed and introduced species (Kuvan and Akan, 2005).

Some function indicators are important indicators of the carbon storage potential of carbon of an ecosystem and the conditions in which such ecosystems are found (Polis, 1999; Vitousek et al., 1986). Function indicators, such as net primary productivity, yearly litter, functional groups and regeneration, were strongly related to humidity, the global site factor and organic matter. Net primary productivity is directly regulated by the availability of soil resources, primarily by nitrogen in temperate forests, and in an indirect manner by climatic factors that control nutrient availability (Delgadillo-Durán, 2011). In our model, nitrogen was not a determining factor of productivity, but humidity and light (GSF) were factors that directly affect decomposition and accelerate the nutrient cycle. The functional groups identified in this study (with a differential input of native, weed and introduced species) were related to humidity and the global site factor. Finally, regeneration was affected by organic matter because nutrient quantity and availability have a direct effect on the growth rates and survival of herbaceous species (Price, 1984).

In the model of function indicators, the only pressure factor was human activities, which had a very low effect on regeneration and functional groups.

It is noteworthy that in this study, we expected grazing to have a greater effect on the structure composition and ecosystem function because it entails the simplification of the ecosystem, given that some herbaceous species are very susceptible to trampling. In addition, it causes soil compaction and erosion, which are processes that affect ecosystem integrity (Trimble and Mendel, 1995).

Finally, we found that pressure indicators primarily affect composition indicators, followed by structure indicators and, to a lesser degree, function indicators. Because the effect of the latter is not considerable, it is possible to conclude that the ecosystem is being altered by disturbance factors but is still functional.

Strategies

One of the main goals of management at the ecosystem level is to maintain ecosystem integrity. Ecosystem integrity can be defined as the capacity to preserve the structure, composition and functions of an ecosystem by means of the processes and particular elements of each type of ecosystem in

response to human activities (Dorren et al., 2004). Therefore, management strategies must include the protection, maintenance and restoration of ecosystems, with knowledge of the biological processes and characteristics of each type of ecosystem (Cuevas- Reyes, 2010).

The relevance of relationships between indicators depicted through structural equations modeling afforded a whole perspective on the dynamics of the studied system and the critical issues that must be addressed to keep the degree of conservation in different aspects of the ecosystem.

The most affected site corresponds to the units that belong to *Quercus* spp. forest because it is located in an area with lower altitude and easy access and is thus more susceptible to greater anthropogenic disturbance. The results of state conservation indicate that it is necessary to pay attention to the coverage of two of its units. In the structural equations model (SEM), the coverage was affected by humidity and the global site factor. One strategy was to implement reforestation actions to increase the forest canopy.

Nonetheless, seven units of the *Abies religiosa* forest have low values for the structure indicators, primarily in density and basal area. In relation to the SEM, organic matter and relative moisture play an important role in these two indicators. Furthermore, density is affected by the occurrence of fires, the incidence of visitors and the amount of litter generated by visitors. Thus, these sources must be mitigated, such as restricting access to the zone and implementing reforestation actions with *Abies religiosa* to increase tree density.

In the *Pinus hartwegii* forest, only one of the units registered a low value for the density indicator. Human affluence, rubbish and the occurrence of fires affected this feature. In this case, and according to previous knowledge of the system, fire occurrence in this forest is high, so it is reasonable to assume this is the main factor affecting the density. Therefore, an improvement in fire prevention measures in this zone is recommended.

Conversely, the composition of one unit of *Quercus* spp. and three of *Abies religiosa* deserve special attention because the importance value indicator (native, weeds and introduced) shows a high incidence of nonnative species. In the function indicators SEM, the global factor site and the high visitor

incidence were factors closely related to the importance value indicator. Therefore, increasing the forest cover, decreasing human influence and implementing mitigation actions for undesirable species would be recommendable strategies in the referred unit.

Three units of the *Pinus hartwegii* forest registered critical values in tree density because only one species registered as dominant. However, this value does not imply a low conservation level; given the climatic and altitude conditions, only this species can be established.

Two units of the forest of *Quercus spp*, six units of the *Abies religiosa* forest and three of the *Pinus hartwegii* forest registered low regeneration with regard to the function indicators. Forest conservation implies a sustainability of conditions, so tree and associated species can be regenerated. The identification of sites with a low regeneration index is essential to correct the process or plan restoration and assisted regeneration programs (Valladares, 2004). The regeneration in the SEM was related to the quantity of organic matter and human activities. Thus, improving soil quality and implementing actions to increase nutrients and the impact of human activities are recommended.

Prospect

Environmental indicators constitute a conservation biology tool for estimating the state of the ecosystem, knowing the causes of deterioration, and establishing the strategies needed according to the situation. In this study, the indicators fulfilled the characteristics proposed by the OECD. First, each of the indicators specifically determined the ecosystem feature to evaluate. The objectivity of the indicators was given by the selected biodiversity criterion, which considered not only the species inventory but also their interactions and environmental requirements. This approach afforded greater knowledge of ecosystem dynamics in addition to contributing ecological foundations for decision-making. The indicators systematization by groups, following the Newton and Kapos criteria (2002), afforded integral information about the characteristics of the environmental units. This approach allowed the evaluation of the indicators with regard to the arboreal component on the one hand and, on the other, more precise indicators, including the presence of associated species.

Moreover, the indicators were consistent and sensitive because they denoted a conservation state that can be tracked to detect early risk warnings, as occurs with the presence of weeds or nonnative species. One of the main objectives of the study was the integration of the indicators. The P-S-R model allowed the connection between causal relationships, as confirmed by the structural equations model applied to the whole basin, whereas the model simultaneously evaluated the indicators that could be used for further diagnostic studies. In addition, the performance of punctual modeling for each type of forest and a finer analysis of these communities' dynamics are proposed.

The selected indicators for this study can be relevant for decision makers. Because they are linked to biodiversity criterion, these indicators have a direct bearing on the ecosystemic services provision and are deeply associated with human surroundings.

An integral diagnosis of the conservation state requires a conceptual model that adequately relates the ecological and socio-economical systems to evaluated and validated indicators (Winograd and Farrow, 1995). The P-S-R model (OECD, 2003) is an integral option for indicators with a causality line and adequate feedback to generate environmental indicators, reflecting the problems of an ecosystem and allowing efforts to be coordinated and concentrated for its preservation. Only with an integrative view will it be possible to face and overcome disadvantageous indicators and manage social actions to balance the different needs and responsibilities and thereby maintain natural resources and ecosystem functioning (Collins et al., 2011).

Finally, it is necessary to validate the proposed model with independent data from deployment in similar ecosystems as a viable method for the assessment of this condition.

5. Conclusions

The problem of the Magdalena River basin was analyzed using a P-S-R model. Through this integral analysis strategy, the indicators described by the structural equations of the model revealed a causality line.

The condition of the vegetation was identified by means of state indicators, considering the most relevant factors for the biodiversity conservation in the ecosystem. The role of weed species introduced in the composition was an important element within the indicators, allowing for the distinction between perturbed and conserved sites.

The environmental factors that had the greatest effect on the structure, composition and function indicators registered in the environmental units of the basin were the global site factor, relative moisture, environmental temperature, organic matter, slope and pH of the soil. The pressure factors that most affected the three aspects of the state indicators were visitors, rubbish, fire incidence, and human activities.

To account for this information, there were proposed strategies involving some ecological and functional features of the ecosystem that could be adequate to perform conservation actions in each of the environmental units.

Finally, though pressure indicators had an effect on the composition and structure indicators, its effect on the function indicators was negligible. Therefore, it is possible to conclude that although the ecosystem appears to be changed by some disturbing factors, ecosystem functionality has not yet been significantly affected.

Acknowledgments

Our special thanks are due to Oswaldo Núñez Castillo and Yuriana Martínez Orea for their assistance in the field. To Irene Sánchez Gallén and Javier Carmona for their writing assistance and proofreading of the article. To Marco Antonio Romero Romero for his support in creating the database and Ramiro Cruz Durán for assistance in plant species identification. To Alicia Hernandez Castillo for providing assistance with English grammar and vocabulary. We also thank NPG Language Editing for editorial assistance.

This work is part of the PhD research thesis of G. Santibañez in the Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. This research was supported by the PAPIIT IN202210 y PAPIME PE204209 projects and finally, special thanks to Posgrado de Ciencias Biológicas UNAM.

References

- Abrundan, I.V., Mather, R.A., 1999. The influence of site factors on the composition and structure of semi-natural mixed-species stands of beech (*Fagus sylvatica*), silver fir (*Abies alba*) and Norway spruce (*Picea abies*) in the Upper Draganul Watershed of North-West Romania. *Forestry* 72, 87-93.
- Alberti, M., Parker, J., 1991. Indices of environmental quality: The search for credible measures. *Environmental Impact Assessment Review* 11, 95-101.
- Angelstam, P., Roberge, J.M., Dönnz-Breuss, M., Burfield, I.J., Ståhl, G., 2004. Monitoring Forest Biodiversity: from the policy level to the management unit. *Ecological Bulletins*, 295-304.
- Arbuckle, J.L., 2007. *Amos 16.0 User's Guide*. SPSS, Chicago, USA.
- Ávila-Akerberg, V.D., 2004. *Authenticity of forests in the Magdalena River Basin: Diagnosis to Ecological Restoration* (Master's thesis), Faculty of Sciences. National Autonomous University of Mexico, Mexico City.
- Becker, B., Terrones, M., Horchler, P., 1998. Indicator species of flora accompanying in agricultural fields of the Andes, <http://www.condesan.org/memoria/CAJ0698.pdf>.
- Belsey, D.A., 1991. *Conditioning diagnostics: Collinearity and weak data in regression*. John Wiley & Sons, New York.
- Beniston, M., 2000. *Environmental change in mountains and uplands*. Oxford University Press, New York.
- Blondel, J., Aronson, J., 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, New York.
- Bonfil, C., Pisanty, I., Mendoza, A., Soberón, J., 1997. Investigación y Restauración Ecológica: el caso del Ajusco Medio. *Ciencia y Desarrollo* 135, 15-23.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S., Bradshaw, C.J., 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in ecology & evolution* 23, 453-460.
- Cantoral-Uriza, E.A., Almeida-Leñero, L., Cifuentes-Blanco, J., Paniagua-León, L., Luis-Martínez, M.A., Nieto-Montes De Oca, A., Mendoza-Hernández, P.E., Villarruel-Ordaz, J.L., Aguilar, V., Ávila-Akerberg, V.D., Olguín, H., Puebla, F., 2009. The diversity of a basin in Mexico City. *Ciencias* 94, 28-33.
- Colwell, R.K., 2006. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples* (Version 8.0.0).
- Chesson, P., 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 343-366.
- Delgadillo-Durán, E., 2011. *Net primary productivity of temperate forests in the Magdalena River basin* (Master's Thesis), Graduate Program of Biological Sciences. UNAM, Mexico City, p. 90.
- Denslow, J., Guzman, S., 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Sciences* 11, 201-212.
- Desrochers, R.E., Kerr, J.T., Currie, D.J., 2011. How, and how much, natural cover loss increases species richness. *Global Ecology and Biogeography* 20, 857-867.
- Díaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin, F.S., Dirzo, R., Kitzberger, T., Gemmill, B., Zobel, M., Vilá, M., Mitchell, C., Wilby, A., Daily, G.C., Galetti, M., Laurance, W.F., Pretty, J., Naylor, R., Power, A., Harvell, D., 2005. *Biodiversity Regulation of Ecosystem Services, Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. Island Press, Washington, DC, pp. 297-329.

- Druckenbrod, D.L., Shugart, H.H., Davies, G., 2005. Spatial pattern and process in forest stands within the Virginia piedmont. *Journal of Vegetation Sciences* 16, 37-48.
- Etxeberria, J., 1999. Multiple Regression. The Wall and Hesperides publishers, Madrid, Spain.
- Flores-Rodríguez, A., 2006. Forest fires frequency, their relation to precipitation and plant species richness in the Magdalena's river basin, Mexico City (Master's thesis). Faculty of Sciences. National Autonomous University of Mexico.
- Franklin, J., Simons, D., Beardsley, D., Gordon, H., Rogan, J.M., 2001. Evaluating errors in a digital vegetation map with forest inventory data and accuracy assessment using fuzzy sets. *Transactions in GIS* 5, 285-304.
- Gallardo-Cruz, J.A., Pérez-García, E., Meave, J.A., 2009. β -Diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. *Landscape Ecology* 24, 473-482.
- Gazol, A., Tamme, R., Takkis, K., Kasari, L., Saar, L., Helm, A., Pärtel, M., 2012. Landscape- and small-scale determinants of grassland species diversity: direct and indirect influences. *Ecography* 35, 944-951.
- Grace, J.B., Michael Anderson, T., Smith, M.D., Seabloom, E., Andelman, S.J., Meche, G., Weiher, E., Allain, L.K., Jutila, H., Sankaran, M., Knops, J., Ritchie, M., Willig, M.R., 2007. Does species diversity limit productivity in natural grassland communities? *Ecology letters* 10, 680-689.
- Hamilton, A.C., Perrot, R.A., 1981. A study of altitudinal zonation in the montane forest belt. *Vegetatio* 45, 107-125.
- Hassan, R.M., Scholes, R., Ash, N., 2005. *Ecosystems and Human Well-being Current State and Trends: findings of the Condition and Trends Working Group*. Island Press, USA.
- Hill, J.K., Hamer, K.C., 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 35, 456-460.
- Iriondo, J.M., Albert, M.J., Escudero, A., 2003. Structural equation modelling: An alternative for assessing causal relationships in threatened plant populations. *Biological Conservation* 113, 367-377.
- Kuvan, Y., Akan, P., 2005. Residents' attitudes toward general and forest-related impacts of tourism: the case of Belek, Antalya. *Tourism Management* 26, 691-706.
- Li, W., 2004. Environmental management indicators for ecotourism in China's nature reserves: A case study in Tianmushan Nature Reserve. *Tourism Management* 25, 559-564.
- Lieffers, V.J., Messier, C., Stadt, K.J., Gendron, F., Comeau, P.G., 1999. Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Can J. For. Res.* 29, 796-811.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317, 1513-1516.
- López, J., Rodríguez, M.L., 2009. Environmental and sustainability indicators development in Mexico. Institute of Geography, UNAM.
- Mack, M.C., D'Antonio, C., 1998. Impact of biological invasions on disturbance regimes. *TREE* 13, 195-198.
- Mallén, C., 2005. Indicators for the evaluation of the environment: Natural resources and sustainability, in: Benavides, J.D., Becerra, F., Hernandez, C., González, C., Flores, J.G. (Eds.), *Contribution to the study of environmental services*. INIFAP, Mexico City.
- Mc Roberts, R.E., Chirici, G., Winter, S., Barbati, A., Corona, P., Marchetti, M., Hauk, E., Brändli, U.B., Beranova, J., Rondeaux, J., Sanchez, C., Bertini, R., Barsoum, N., Alberdi

- Asencio, I., Condéz, S., Saura, S., Neagu, S., Cluzeau, C., Hamza, N., 2011. Prospects for harmonized biodiversity assessments using national forest inventory data, in: Chirici, G., Winter, S., McRoberts, R.E. (Eds.), *National Forest Inventories: Contributions to Forest Biodiversity Assessments*. Springer, Heidelberg, pp. 41–97.
- McCune, B., Mefford, M.J., 2006. *PC-ORD - Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 5.10. MjM Software, Oregon, U.S.A - Gleneden Beach.
 - Montgomery, R.A., Chazdon, R.L., 2001. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in old-growth and second-growth tropical rain forests. *Ecology* 82, 2702-2718.
 - Newton, A.C., 2007. *Forest Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford.
 - Newton, A.C., Kapos, V., 2002. Biodiversity indicators in national forest inventories. *Unasylya* 53, 56-64.
 - Niemi, G.J., McDonald, M.E., 2004. Application of Ecological Indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 89-111.
 - Noss, R.F., 1999. Indicators for Monitoring Biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
 - OECD, 2003. *Environmental indicators Development, measurement and use*. Organization for Economic Co-operation and Development, France.
 - Pekkarinen, A., Tuominen, S., 2003. Stratification of a forester a for multiresource forest inventory by means of aerial photographs and image segmentation, in: Coronan, P., Köhl, M., Marchetti, M. (Eds.), *Advances in forest inventory for sustainable forest management and biodiversity monitoring*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands, pp. 111-123.
 - Polis, G.A., 1999. Why Are Parts of the World Green? Multiple Factors Control Productivity and the Distribution of Biomass. *Oikos* 86, 3-15.
 - Price, P.W., 1984. Patterns in communities along latitudinal gradients, in: Price, P.W., Lewinsohn, T.M., Fernández, G.W., Benson, W.W. (Eds.), *Plant-Animal Interaction: Evolutionary, Ecology in Tropical and Temperature regions*. John Willey and Sons, New York, pp. 51-69.
 - Quinn, G.P., Keough, M.J., 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, New York.
 - R, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*, in: *Computing*, R.F.f.S. (Ed.). R Development Core Team, Vienna, Austria.
 - Rodríguez, M.L., López, J., 2009. Environmental indicators determination to detailed biophysical scale for assessment and land planning: the case of Milpa Alta, Mexico City, in: López, J., Rodríguez, M.L. (Eds.), *Environmental and sustainability indicators development in Mexico*. Institute of Geography, UNAM, Mexico City, pp. 166-196.
 - Rozzi, R., Primack, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., Massardo, F., 2001. What is conservation biology?, in: Primack, R., Ruiz, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., Massardo, F. (Eds.), *Fundamentals of conservation biology, Latin American perspectives*. Economic Culture Fund, Mexico City, pp. 35-43.
 - Ruiz, M.A., Pardo, A., San Martín, R., 2010. Structural equation models. *Psychologist Roles* 31, 34-45.
 - Sánchez-Cólon, S., Flores-Martínez, A., Cruz-Leyva, I.A., Velázquez, A., 2009. State and transformation of terrestrial ecosystems by human causes, *Natural capital of Mexico, Vol II: State of conservation and changing trends*. CONABIO, Mexico.

- Sánchez-Gallén, I., 2011. Analysis of seedling community regarding arbuscular mycorrhizal fragments remaining in a rain forest vegetation (Doctoral dissertation), Faculty of Sciences. National Autonomous University of Mexico, Mexico City, p. 145.
- Sánchez-González, A., López-Mata, L., 2003. Classification and ordination of the vegetation of the northern Sierra Nevada, along altitudinal gradient. *Annals of the Institute of Biology, Botany Series*, 47-71.
- Santibañez-Andrade, G., 2009. Composition and structure of *Abies religiosa* forest based on environmental heterogeneity and determining their degree of conservation in the Magdalena's river basin in Mexico City (Master's thesis), Graduate Program of Biological Sciences. National Autonomous University of Mexico.
- Schumacker, R.E., Lomax, R.G., 2004. A beginner's guide to structural equation modeling. Taylor and Francis Group, LLC, Mahwah, NJ.
- Spies, T.A., 1998. Forest structure: a key to the ecosystem. *Northwest Science* 72, 34-39.
- StatSoft, I., 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0 ed.
- Stenhouse, R.N., 2004. Fragmentation and internal disturbance of native vegetation reserves in the Perth metropolitan area, Western Australia. *Landscape and Urban Planning* 68, 389-401.
- Trimble, S.W., Mendel, A.C., 1995. The Cow as a geomorphic agent. A critical Review. *Geomorphology* 13, 233-253.
- Valdés, A., García, D., 2011. Direct and indirect effects of landscape change on the reproduction of a temperate perennial herb. *Journal of Applied Ecology* 48, 1422-1431.
- Valladares, F., 2003. Light heterogeneity and plants: from ecophysiology to species coexistence and biodiversity, in: Essee, K., Luttge, U., Beyschlag, W., Hellwig, F. (Eds.), *Progress in Botany*. Springer Verlag, Heidelberg, pp. 439-471.
- Valladares, F., 2004. The light environment of the Iberian understory. *Quercus* 215, 28-35.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E., Palacio, J.L., 2002. Patterns and rates of land change use in Mexico. *Ecological Gazette INE-SEMARNAT Mexico* 62, 21-37.
- Vitousek, M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., Matson, P.A., 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36, 368-373.
- Winograd, M., Farrow, A., 1995. From Indices to Policy Implications Land Use in Central America. CIAT-World Bank-United Nations Environment Program (UNEP) Project, Washington, D. C.
- Wood, A., Stedman-Edwards, P., Mang, J., 2000. *The Root Causes of Biodiversity Loss*. World Wildlife Fund and Earthscan Publications, Ltd., London, UK.

Capítulo 6

Comentarios finales

Nuestros resultados brindan un diagnóstico del estado en el que se encuentran las unidades ambientales de la cuenca del río Magdalena en los tres aspectos de los ecosistemas que son estructura, composición y función. Las diferencias encontradas en el diagnóstico de las unidades se derivaron en parte a la variación espacial de la zona y a las diferencias en las presiones a las que están sujetas (Hill and Hamer, 1998).

En relación a la heterogeneidad ambiental diversos factores tuvieron incidencia sobre los indicadores del estado de conservación de las unidades ambientales. Esta heterogeneidad ambiental determina el estado de la biodiversidad haciendo más fácil vislumbrar los factores que pueden alterar su mantenimiento. Entre ellos la humedad, la luz y la cantidad de nutrientes fueron los factores que más influyeron en los indicadores de estructura, composición y función. En los bosques templados los patrones de humedad determinan en gran parte la distribución y abundancia de las especies vegetales (Valladares, 2003), siendo la disponibilidad hídrica el principal factor que afecta la actividad de las plantas (Blondel and Aronson, 1999). La luz juega un papel determinante debido a la relación que tiene con otros factores ambientales por encima y por debajo del dosel. Esta cantidad de luz puede cambiar dependiendo de la inclinación, la orientación de ladera, las condiciones climáticas y la misma cobertura forestal. Por otro lado la luz regula las características climáticas bajo el dosel, tales como: temperatura,

humedad relativa, temperatura y humedad del suelo, que a su vez influyen en la disponibilidad de nutrientes (Denslow and Guzman, 2000; Druckenbrod et al., 2005; Montgomery and Chazdon, 2001). Este contenido de nutrientes y su disponibilidad tienen un efecto directo sobre las tasas de crecimiento de las especies vegetales, lo cual puede aumentar o disminuir sus probabilidades de supervivencia (Price, 1984).

La presencia de disturbios puede generar mayor heterogeneidad ambiental de la que existe en un sistema. Por lo tanto es necesario conocer los factores que la producen, además de evaluar sus consecuencias en relación a la pérdida de la biodiversidad (Lasco and Puhlin, 2006)

En este trabajo se observó que el factor de sitio global puede tener implicaciones en la composición de las especies, determinando microambientes aptos para algunas especies. Este valor indicador puede estar relacionado con la falta de cobertura en sitios perturbados donde la incidencia de luz es alta. Este indicador aportó información más directa en forma de gradiente del estado de conservación de las especies asociadas ya que la presencia de malezas y especies no-nativas estuvo relacionada con la presencia de disturbios y/o a la falta de cobertura forestal (Mack and D'Antonio, 1998; Stenhouse, 2004).

Algunas presiones a las que está sujeta la cuenca del río Magdalena (CRM) como las actividades humanas, visitantes, la presencia de basura y la incidencia del fuego fueron factores que ejercieron presión y que transforman sustancialmente la estructura de las comunidades naturales. La CRM es un sitio con gran atractivo turístico al presentar cuerpos de agua cerca de la Ciudad de México. Ávila-Akerberg (2004) menciona que esto ha coadyuvado al deterioro de los recursos naturales en diversos sitios provocando una pérdida del paisaje natural.

En relación a los indicadores de presión sólo los visitantes tuvieron un efecto negativo sobre el indicador de valor de importancia. Sin duda, la afluencia humana y el turismo son actividades que pueden transforman sustancialmente la estructura y composición de las comunidades naturales. El impacto que tiene el recorrido de caminos utilizados para el paso de la gente es enorme, provocando la pérdida del paisaje natural, aumentando los efectos de perturbación como la compactación del suelo, ocasionando la proliferación de especies malezas e introducidas, etc.

En el modelo de indicadores de función el único factor de presión fueron las actividades humanas, sin embargo este tuvo un efecto muy bajo sobre la regeneración y los grupos funcionales. Es de resaltar que en este estudio se esperaba un mayor efecto de la presencia del pastoreo sobre la estructura composición y función del ecosistema, ya que éste conlleva a la simplificación de los ecosistemas, pues

algunas especies herbáceas son muy susceptibles al pisoteo ocasionando su pérdida, además de que provoca la compactación y erosión del suelo, procesos que afectan la salud de los ecosistemas (Trimble and Mendel, 1995).

Finalmente se identificó en general que los indicadores de presión afectan la intensidad a los indicadores de composición, seguido de los indicadores de estructura, y finalmente a los indicadores de función. Debido a que su efecto en estos últimos aún no es considerable podemos concluir que los bosques de la cuenca del río Magdalena están siendo alterados por algunos factores de disturbio aún sin afectar en gran medida su funcionalidad.

Hablando específicamente de los indicadores de función estos son los indicadores más importantes pues en ellos se refleja en mejor medida las condiciones en que se encuentran los ecosistemas ((Polis, 1999; Vitousek et al., 1986). Así incorporar el papel de las actividades humanas en el funcionamiento del ecosistema nos permite la identificación de los sitios más vulnerables a las perturbaciones.

La fuerza e importancia de las relaciones de los indicadores representada a través de los modelos de ecuaciones estructurales brindaron un panorama completo de la dinámica del sistema de estudio y los puntos críticos que deben abordarse para mantener el grado de conservación en los diferentes aspectos del ecosistema. Esto debido a que una de las metas principales del manejo a nivel de ecosistemas es mantener su integridad la cual puede ser definida como la capacidad de mantener la estructura, composición y funciones utilizando procesos y elementos particulares de cada tipo de ecosistema (Dorren et al., 2004). Por lo tanto las estrategias de manejo deben incluir la protección, mantenimiento y restauración de los ecosistemas conociendo los procesos biológicos y características de cada tipo de sistema (Cuevas-Reyes, 2010).

Nuestros resultados también brindan un método de diagnóstico del estado de conservación aplicable a bosques templados en México. La elaboración de indicadores ambientales no es una tarea fácil debido a las diferentes características que deben de cumplir. Algo que no debe perderse de vista, es el hecho de que los indicadores ambientales son esenciales para comunicar resultados de manera sintetizada entre los investigadores y los “tomadores de decisiones”. Sin embargo, a veces existe una contradicción inherente a la elaboración de los indicadores, ya que para optimizar su uso se requiere de cuantiosa información, así como datos obtenidos por monitoreos, pero el planteamiento de resultados y estrategias requiere de una claridad absoluta y concreta (Mallén, 2005).

Cabe aclarar que la elaboración de indicadores nunca se escapa de cierto grado de subjetividad que el investigador les confiere, ya que al convertir variables y dotarlas de un significado o un sentido

(positivo, negativo, favorable o desfavorable) se corre el riesgo de contar o no con argumentos sólidos que avalen sus decisiones, lo cuál puede ser susceptible a controversias. Por lo tanto se recomienda que el elaborador deba contar con conocimientos amplios y contundentes de la dinámica de un ecosistema, en el caso de los indicadores de estado.

Otro punto que se desprende de este estudio es la gran importancia que tiene el concepto de diversidad sobre los diseños y planes de manejo de los diferentes ecosistemas a distintas escalas espacio-temporales. Así como el desarrollo de métodos de evaluación del estado de conservación considerando los principales atributos de un ecosistema (estructura, composición y función). La sistematización de los indicadores por grupos según Newton y Kapos (2002) brindó información integral de las características de las unidades ambientales, ya que esta aproximación permitió por un lado evaluar los indicadores en relación al componente arbóreo y por otro lado evaluar los indicadores más finos que incluyen la presencia de especies acompañantes.

La propuesta que se presenta en este trabajo de la sistematización de los indicadores de biodiversidad provee de una visión holística con bases ecológicas robustas, integrando el conocimiento de la dinámica de los bosques templados (principalmente enfocada al estado de la vegetación), la cuál puede ser fácilmente aplicada a un modelo con líneas de causalidad dependiendo de los factores que ejercen presión sobre el sistema. La integración de los indicadores fue uno de los objetivos principales de este estudio, el modelo P-E-R permitió la conexión de las relaciones causales que fue comprobada a través del modelo de ecuaciones estructurales, que al mismo tiempo evaluó aquellos indicadores que se pueden validar para posteriores estudios diagnósticos. Este análisis de los indicadores realizado a través de los modelos de ecuaciones estructurales permitió detectar, de una manera clara, los factores ambientales y de presión que son responsables del cambio en la estructura, composición y función. Aunque estas conexiones *a priori*, deben tener una base ecológica y ser sustentadas con conocimientos previos del sistema.

Los indicadores generados fueron consistentes y sensitivos pues denotaron un estado de conservación el cuál puede ser monitoreado para detectar alertas tempranas de riesgo como es el caso de la presencia de las especies malezas o nativas (Stenhouse, 2004). Los indicadores utilizados para caracterizar el estado de conservación a lo largo del tiempo, pueden arrojar información importante acerca de la resiliencia del sistema. Un atributo importante de los ecosistemas es la presencia de la resiliencia como amortiguador de perturbaciones naturales pero sobre todo como factor de regeneración de diversidad biológica. De aquí se desprende la importancia de reducir los niveles de perturbación ya

que esto provoca que los niveles de resiliencia se reduzcan de forma considerable y por lo tanto, exista un colapso en la diversidad biológica (Cuevas-Reyes, 2010).

Los indicadores seleccionados en este estudio pueden ser relevantes para los tomadores de decisiones, ya que al estar ligados al criterio de biodiversidad, estos parámetros tienen incidencia directa sobre la provisión de servicios ecosistémicos y están asociados íntimamente al entorno humano (Noss, 1990)

Por último, el enfoque científico de los indicadores ambientales con fines de conservación se ha mantenido apartado en muchos aspectos del enfoque político con fines más sociales y económicos que ecológicos. Por lo tanto, es necesario crear vínculos de comunicación en los dos ámbitos a través de la generación de indicadores ambientales que reflejen la problemática del ecosistema en cuestión y así poder coordinar y concentrar esfuerzos para su preservación.

Conclusión

En conclusión el éxito de una evaluación del estado de conservación a través de indicadores requiere de los siguientes puntos: 1) que la elaboración de indicadores sea clara, concisa y tenga bases ecológicas sólidas, 2) que el criterio fundamental para establecer los indicadores sea la biodiversidad debido a su importancia en el ecosistema, 3) que la biodiversidad sea evaluada como un concepto multidimensional en sus tres aspectos: composición, estructura y función, 4) que el diagnóstico sea multiescalar, es decir, que involucre procesos que ocurren en las comunidades y en los ecosistemas, 3) que se elabore un modelo de integración que contemple una línea de causalidad como el modelo P-E-R para identificar las causas raíz del problema del deterioro ambiental, 4) contar con un análisis estadístico que permita validar los indicadores y visualizar las relaciones que existen entre ellos, este análisis debe ser flexible para poder integrar otros indicadores en el futuro, y finalmente, 5) determinar un valor de conservación en cada sitio y en función de los resultados establecer medidas pertinentes para su conservación.

REFERENCIAS

- Ávila-Akerberg, V.D., 2004. Authenticity of forests in the Magdalena River Basin: Diagnosis to Ecological Restoration (Master's thesis), Faculty of Sciences. National Autonomous University of Mexico, Mexico City.
- Blondel, J., Aronson, J., 1999. Biology and wildlife of the Mediterranean region. Oxford University Press, New York.
- Cuevas-Reyes, P., 2010. Importancia de la resiliencia como posible indicador del estado de conservación de los ecosistemas: implicaciones en los planes de manejo y conservación de la biodiversidad. *Biológicas* 12, 1-7.
- Denslow, J., Guzman, S., 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Sciences* 11, 201-212.
- Dorren, L.K.A., Berger, F., Imeson, A.C., Maier, B., Rey, F., 2004. Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. *Forest Ecology and Management* 195, 165-176.
- Druckenbrod, D.L., Shugart, H.H., Davies, G., 2005. Spatial pattern and process in forest stands within the Virginia piedmont. *Journal of Vegetation Sciences* 16, 37-48.
- Hill, J.K., Hamer, K.C., 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 35, 456-460.
- Lasco, R.D., Puhlin, J.M., 2006. Environmental impacts of community-based forest management in the Philippines. *International Journal of Environmental and Sustainable Development* 5, 46-56.
- Mack, M.C., D'Antonio, C., 1998. Impact of biological invasions on disturbance regimes. *TREE* 13, 195-198.
- Mallén, C., 2005. Indicators for the evaluation of the environment: Natural resources and sustainability, in: Benavides, J.D., Becerra, F., Hernandez, C., González, C., Flores, J.G. (Eds.), *Contribution to the study of environmental services*. INIFAP, Mexico City.
- Montgomery, R.A., Chazdon, R.L., 2001. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in old-growth and second-growth tropical rain forests. *Ecology* 82, 2702-2718.
- Newton, A.C., Kapos, V., 2002. Biodiversity indicators in national forest inventories. *Unasylva* 53, 56-64.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity - A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Polis, G.A., 1999. Why Are Parts of the World Green? Multiple Factors Control Productivity and the Distribution of Biomass. *Oikos* 86, 3-15.
- Price, P.W., 1984. Patterns in communities along latitudinal gradients, in: Price, P.W., Lewinsohn, T.M., Fernández, G.W., Benson, W.W. (Eds.), *Plant-Animal Interaction: Evolutionary, Ecology in Tropical and Temperature regions*. John Willey and Sons, New York, pp. 51-69.
- Stenhouse, R.N., 2004. Fragmentation and internal disturbance of native vegetation reserves in the Perth metropolitan area, Western Australia. *Landscape and Urban Planning* 68, 389-401.
- Trimble, S.W., Mendel, A.C., 1995. The Cow as a geomorphic agent. A critical Review. *Geomorphology* 13, 233-253.
- Valladares, F., 2003. Light heterogeneity and plants: from ecophysiology to species coexistence and biodiversity, in: Essee, K., Luttge, U., Beyschlag, W., Hellwig, F. (Eds.), *Progress in Botany*. Springer Verlag, Heidelberg, pp. 439-471.

-
- Vitousek, M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., Matson, P.A., 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36, 368-373.