

# EL BOSQUE DESPUÉS DE LA MILPA: DIVERSIDAD FUNCIONAL, SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LOS EFECTOS DEL CAMBIO GLOBAL

Albert M. Chan-Dzul

## **Introducción**

Hoy en día los bosques tropicales son reconocidos como los más diversos del mundo en términos de su riqueza y abundancia relativa, entre otras características de la biodiversidad y cada vez, es más reconocido su papel en la provisión de servicios ecosistémicos elementales para el bienestar humano (De Groot et ál. 2002). No obstante, en la actualidad los bosques tropicales enfrentan un acelerado proceso de degradación a causa de las actividades humanas, con la consecuente extinción local de especies (Ochoa-Gaona et ál. 2007). Esta situación, asociada con los cambios ambientales a escala global dificulta aún más la predicción de las respuestas de las diferentes especies a los diferentes regímenes de perturbación (Tilman 2000).

En la actualidad, el paisaje tropical, es dominado por bosques secundarios resultado de perturbaciones causadas por actividades humanas o por fenómenos naturales. No obstante, los bosques secundarios son determinantes para la conectividad y funcionalidad en muchos paisajes para el mantenimiento de procesos ecológicos como la dispersión y polinización (Finegan 1992).

En las zonas rurales de la Península de Yucatán las principales causas de pérdida de cobertura vegetal están asociadas al establecimiento de pastizales para ganadería, monocultivos, políticas de desarrollo mal establecidas y el crecimiento urbano (Reyes et ál. 2003).

El objetivo general del presente trabajo es dar a conocer el enfoque de diversidad funcional como una nueva forma de valorar los bosques abandonados después del proceso de roza-tumba-quema a través de un estudio de caso. De manera específica se analiza la importancia de los bosques secundarios, la relación entre la milpa sucesional y los bosques secundarios y la importancia del enfoque de diversidad funcional.

## **La biodiversidad de México**

México es identificado como una de las zonas con mayor diversidad mundial, debido en parte a su posición geográfica en la que confluyen las zonas Neártica y Neotropical, por los dos océanos que bañan sus costas, el Pacífico y el Atlántico y como resultado de su variada historia biogeográfica y su accidentada topografía (Ramamoorthy 1993, Morrone 2005).

Esta situación determina variadas condiciones ambientales y un elevado endemismo que hacen que México ocupe el tercer lugar entre los países megadiversos. Las plantas son uno de los grupos que evidencian claramente esta riqueza, con una diversidad estimada de 22, 000 especies. Dentro del territorio mexicano se presentan todos los grandes tipos de vegetación que se conocen en nuestro planeta (Rzedowski 1991) y en un área de aproximadamente 2 millones de km<sup>2</sup> se alberga alrededor del 10% de las especies conocidas de plantas vasculares a nivel mundial (Dirzo 1995).

### **La importancia de los bosques secundarios y su estudio**

Finegan (1992) define los bosques tropicales secundarios como la vegetación leñosa que se desarrolla en tierras que son abandonadas o que se dejan en descanso después de que su vegetación original es destruida por la acción humana. Otras definiciones como la de Guariguata y Ostertag (2001) solo enfatizan la recuperación después de la eliminación total del bosque por cualquier actividad humana. Esta recuperación del bosque está dada por la sucesión secundaria como un proceso contingente que depende de las condiciones al inicio de dicha sucesión (Finegan 1997). De cualquier modo, lo cierto, es que la extensión de los bosques secundarios se ha incrementado, significativamente, llegando a ser el principal tipo de bosque en varias regiones tropicales.

De esta manera, los bosques secundarios cobran cada vez mayor importancia como proveedores de productos y servicios ecosistémicos tales como; el almacenamiento de carbono, protección de nacientes de agua, mantenimiento de la biodiversidad, protección contra la erosión, mantenimiento de la fertilidad natural y productos maderables (por ej. especies adaptadas a la luz directa) y no maderables como plantas medicinales, materia prima para artesanías, construcción e incluso plantas ceremoniales.

Varios estudios en bosques secundarios derivados de selvas tropicales, intervenidas por el sistema de RTQ en la PY, han documentado la presencia de especies con alto valor económico tales como el tzalam (*Lysiloma latisiliquum*), jabín (*Piscidia piscipula*), ramón (*Brosimum alicastrum*), chechem (*Metopium brownei*), granadillo (*Platymiscium yucatanum*), chacah (*Bursera simaruba*), guayacán (*Guaicum sanctum*), entre otras especies (Rebollar et ál. 2002).

Actualmente, los bosques secundarios son parte integral de muchos paisajes, lo cual es indicativo de que su formación y dinámica no solo están determinadas por los factores a escala del sitio sino también por fuerzas interrelacionadas a mayor escala, incluyendo factores sociales, ya que suelen estar en áreas accesibles, cerca de asentamientos humanos. Por lo tanto, los bosques secundarios son cada vez más determinantes en la conectividad y funcionalidad del paisaje para el mantenimiento de procesos ecológicos. Considerando que los bosques secundarios constituyen hábitat en islas, rodeados de bosque primario o de terrenos no forestales, su estudio y conservación es vital para mantener la conectividad funcional tanto de las comunidades vegetales como de las mismas especies dispersoras y polinizadoras.

### **Milpas y sucesión secundaria**

La milpa es el sistema de cultivo más difundido en Mesoamérica y es aquel donde se alternan un ciclo agrícola (policultivo de maíz, frijol, calabaza, etc.) de 1-3 años y un ciclo de descanso o barbecho de 10-15 años en el que se desarrolla el *acahual* o *hubché* (vegetación secundaria).

El modelo maya de aprovechamiento del bosque manejaba y aun maneja las especies de la milpa, el *hubché* (diferentes fases sucesionales de la selva) y el bosque maduro, además de la fauna asociada. Tan solo en los *hubché* de una comunidad indígena de Quintana Roo, Navarro et ál. (2000) identifican más de 100 especies de flora y fauna aprovechables. En una parcela de 60 ha de selva sucesional, Chan-Dzul (2005) reporta 167 especies en alguna categoría de uso (86%), de un total de 195.

En la zona maya, la gente clasifica la vegetación originada por el sistema de RTQ de acuerdo con las características de cada etapa: los tres primeros años de abandono, cuando solo se encuentran residuos de la cosecha y rebrotes, los bosques son denominados como *cañada* o *sak'ab*; de acuerdo a sus características diamétricas las siguientes etapas del monte se conocen de manera genérica como *hubché* y por último están los “montes altos” o *kanal k'aax*, distinguidos por ser de edades más avanzadas y por una altura y estructura similar a los bosques poco perturbados (Navarro et ál. 2000).

Sin embargo, la milpa como sistema agrícola no es lo suficientemente adaptable al crecimiento demográfico y a las presiones externas como las dinámicas de mercado y programas gubernamentales mal planificados por lo que cada vez es menos rentable “hacer milpa” tanto en términos económicos como ambientales (Klepeis y Chowdhury 2004, Bray y Klepeis 2005).

Considerando que la perturbación provocada por la milpa es muy alta los cada vez más comunes periodos de barbecho cortos provocan que el banco de semillas esté dominado por especies arvenses de las cuales algunas son exóticas, agresivas y difíciles de erradicar como el helecho *Pteridium aquilinum* en Calakmul (Schneider 2006).

Esta tendencia de incremento de la intensidad y frecuencia de uso, genera una matriz homogénea y de mayor contraste con las áreas forestales circundantes, que impide la dispersión, el establecimiento y el mantenimiento de la porción de flora nativa. Lo anterior no solo como resultado de un desbalance del banco de semillas sino por desbalances biogeoquímicos. Esta situación compromete la sobrevivencia de las comunidades humanas que dependen de la milpa y de sus diferentes estadios sucesionales (Dalle y De Blois 2006).

### ***Diversidad funcional***

Desde hace décadas, varios ecólogos han sostenido que una mayor diversidad de especies conlleva a una mayor estabilidad de los ecosistemas al aumentar la eficiencia en el consumo de los recursos y la probabilidad de que el ecosistema haga frente a perturbaciones extremas o raras. No obstante, esta relación entre diversidad de especies y el funcionamiento ecosistémico ha sido muy controversial (Díaz y Cabido 2001).

Diferentes hipótesis han sido formuladas sobre el efecto de la riqueza específica en el funcionamiento ecosistémico. La hipótesis de la diversidad y estabilidad asume que una comunidad rica en especies posee mayor resistencia a perturbaciones, por otro lado, la hipótesis del “remache” propone que todas las especies contribuyen, de alguna manera, en los procesos del ecosistema y que la pérdida de alguna especie limita su funcionamiento (Vilà 1998). En el otro extremo la hipótesis de la redundancia funcional menciona que existe un mínimo de especies para que el ecosistema funcione ya que existen especies “redundantes” en la composición biológica de los ecosistemas (Walker 1992).

Actualmente, se sabe que los procesos ecológicos son consecuencia de los organismos que habitan determinado ecosistema; sin embargo, el efecto de dichos organismos en los procesos es difícilmente asignable y, más aún, medible en cada especie. Esto ha ocasionado que, comúnmente, el funcionamiento ecosistémico sea

relacionado de manera directa con la riqueza de especies como una forma de abordar dicha complejidad (Martín-López et ál. 2007).

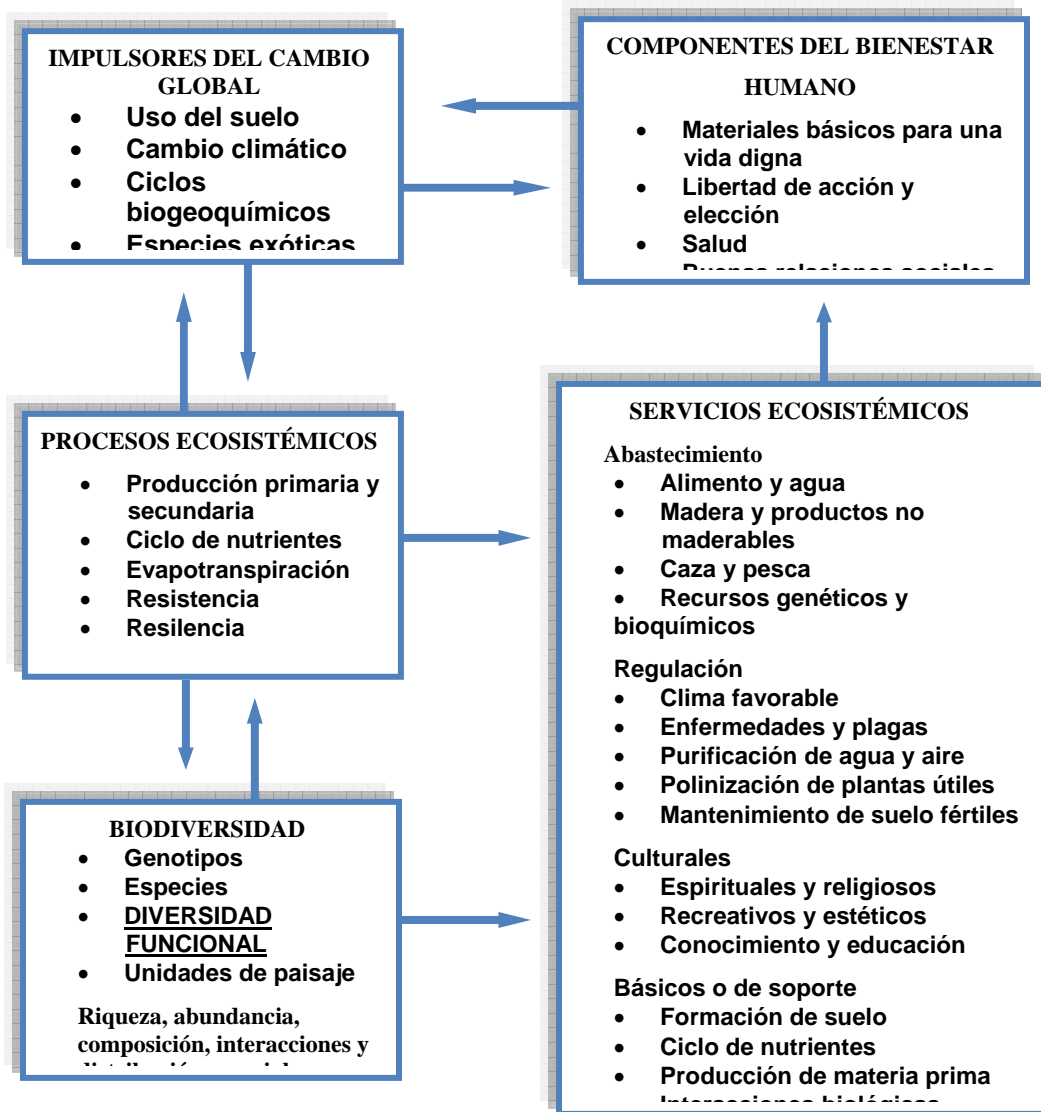
Ante la evidencia de que esta aproximación es incorrecta debido a que no refleja el efecto o respuesta de las especies en los procesos ecosistémicos, actualmente, los esfuerzos se han enfocado en el establecimiento de relaciones causales entre las características de las especies y los procesos y servicios ecosistémicos a través del enfoque funcional (Hopper et ál. 2005).

En este sentido, tres factores han motivado el interés por entender esta relación, a partir de la diversidad funcional: primero, el hecho de que la diversidad biológica se está perdiendo a un ritmo sin precedentes a nivel mundial debido a los cambios de uso del suelo y a la deforestación de los bosques, principalmente, el segundo, que cada vez hay más evidencias de que la pérdida o disminución de algún componente de la biodiversidad puede tener diferentes efectos en el funcionamiento ecosistémico (Petchey y Gaston 2002, Wright 2005); y por último, que muchos de los efectos son impredecibles y pueden significar una amenaza para los servicios elementales que mantienen los componentes del bienestar humano (Petchey y Gaston 2002, EEM 2003, Díaz et ál. 2006).

Al principio la diversidad funcional era definida, simplemente, como el número de grupos funcionales representados por las especies en una comunidad (Naeem y Li 1997). Posteriormente, Tilman (2001) menciona que la diversidad funcional se refiere a los componentes de la diversidad biológica que influyen en cómo funciona u opera un ecosistema.

Más recientemente, se incorpora la abundancia relativa de los caracteres como componente clave de la diversidad funcional definiéndose entonces como el valor y variedad de los rasgos funcionales de las especies presentes en un determinado ecosistema (Díaz y Cabido 2001, Petchey y Gaston 2006). El valor se refiere a la presencia y abundancia relativa de ciertos caracteres como tamaño de la hoja, contenido de nitrógeno foliar, altura del dosel, características de dispersión de semillas y fenología vegetativa y reproductiva (Cornelissen et ál 2003). La variedad hace referencia a la diferencia entre valores dentro de los mismos rasgos, por ejemplo la gama de tamaños de hojas, los estratos de altura y las diferentes profundidades de enraizamiento (Díaz y Cabido 2001).

La importancia de medir la diversidad funcional reside en que es el componente que mejor explica los efectos de la biodiversidad en los bienes y servicios vitales para el bienestar humano, sean éstos de regulación, abastecimiento o incluso culturales (Petchey 2004, Díaz et ál. 2006).



### *Estudio de caso*

El presente estudio se desarrolló en la zona de uso agrícola del ejido Nuevo Conhuás, ubicado en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera Calakmul, al interior de la reserva estatal sujeta a protección ecológica Balan-Kú en el municipio de Calakmul, Estado de Campeche, México (INE 2000). Se establecieron parcelas de 1 ha con un área efectiva de muestreo de 0.25 ha. Mediante estas parcelas de muestreo se investigó, a través de una cronosecuencia, el proceso de sucesión en la selva mediana subperennifolia, la vegetación más representativa de la región, en términos de su estructura, composición, riqueza y diversidad taxonómica y funcional. Para la diversidad funcional se consideró el agente dispersor de las semillas de las especies, la altura máxima, la fenología de las hojas y la densidad de la madera. El objetivo general fue contribuir al conocimiento del proceso de sucesión de la vegetación secundaria en una selva mediana subperennifolia, en tierras sujetas a

perturbación por la agricultura de roza, tumba y quema (RTQ) en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera Calakmul, en términos de su estructura, composición, riqueza y diversidad taxonómica y funcional.

### **Principales resultados**

A nivel de especies, el bosque secundario y el bosque primario de la comunidad de Nuevo Conhuás están dominados por especies adaptadas a la luz directa. Esta característica brinda una alta oportunidad de manejo del bosque por parte de la comunidad humana local.

Estructuralmente, los bosques que crecen después de la milpa mostraron una tendencia de recuperación conforme avanza la edad de abandono. Esto es indicativo de que los bosques se encuentran en plena recuperación estructural, y entre otros procesos, en una fase importante de almacenamiento de carbono, lo cual confiere a estos bosques un alto valor en la provisión de servicios ecosistémicos como la captura de carbono.

Funcionalmente se formaron 6 grupos de especies, principalmente dados por el agente dispersor y la altura máxima de las especies. Se pudo observar que las especies del bosque sin evidencias de perturbación fueron las menos abundantes en los primeros cinco grupos. Lo anterior significa que de seguir el proceso de acortamiento de los periodos de barbecho, muchas especies del bosque primario estaría en riesgo de desaparecer al menos a escala local; afectando los medios de vida de la comunidad.

### **REFERENCIAS**

- BRAY, D. B.; Kepleis, P. 2005. Deforestation, forest transitions, and institutions for sustainability in southeastern Mexico, 1900-2000. *Environment and History* 11: 195-223.
- CHAN-DZUL, A. M. 2005. Vegetación de la reserva del CBTA 186 en Kantunilkín, Quintana Roo. Tesis de Licenciatura. Conkal, Yucatán. MX. ITA No. 2. 150 p.
- CORNELISSEN, J. H. C.; Lavorel, S.; Garnier, E.; Díaz, S.; Buchmann, N.; Gurvich, D. E.; Reich, P. B.; ter Steege, H.; Morgan, H. D.; van der Heijden, M. G. A.; Pausas, J. G.; Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.
- DALLE, S. P.; De Blois, S. 2006. Shorter fallow cycles affect the availability of noncrop plant resources in a shifting cultivation system (en línea). *Ecology and Society* 11 (2). Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art2/>
- DE GROOT, R. S.; Wilson, M. A.; Boumans, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- DÍAZ, S.; Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16 (11): 646-655.
- DÍAZ, S.; Fargione, J.; Chapin, S.; Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4 (8): e277. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277. Disponible en: <http://biology.plosjournals.org/>

- DIRZO M., R. 1995. Las selvas tropicales de México: un recurso amenazado. *In* Delfín G., H. Parra T., V.; Echazarreta G., C. Eds. Conocimiento y manejo de las selvas de la Península de Yucatán. Mérida, MX. Universidad Autónoma de Yucatán. P. 81-88.
- EEM (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio). 2003. Ecosistemas y bienestar humano: marco para la evaluación. (Resumen). Trad. Wittig, F. Washington, D. C. World Resources Institute. 20 p.
- FINEGAN, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba, CR. CATIE. 29 p. (Serie Técnica, Informe Técnico No. 188).
- FINEGAN, B. 1997. Bases ecológicas para el manejo de bosques húmedos tropicales secundarios. En Memorias del taller internacional sobre el estado actual y potencial de manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América Latina. Pucallpa, Perú.
- GUARIGUATA, M, R.; Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- HOPPER, D. U.; Chapin, F. S.; Ewel, J. J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J. H.; Lodge, D. M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A. J.; Vandermeer, J.; Wardle, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75 (1): 3-35.
- KEPLEIS, P.; Chowdhury, R. R. 2004. Institutions, organizations, and policy affecting land change: complexity within and beyond the ejido. *In* Turner, B. L.; Geoghegan, J.; Foster, D. R. *Integrated land-change Science and tropical deforestation in the southern Yucatán: Final frontiers*. Oxford. P. 145-169.
- MARTÍN-LÓPEZ, B.; González, J. A.; Díaz, S.; Castro, I.; García-Llorente, M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16 (3): 69-80.
- MORRONE, J. J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76 (2): 207-252.
- NAEEM, S.; Li, S. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390 (6659): 507-509.
- NAVARRO M., M. A.; Schmook, B.; Martínez C.; J. 2000. Manejo tradicional de hubches en una comunidad maya de Quintana Roo. *Foresta Veracruzana* 2 (1): 19-30.
- OCHOA-GAONA, S.; Hernández V., F.; De Jong, B. H. J.; Gurri G., F. D. 2007. Pérdida de diversidad florística ante un gradiente de intensificación del sistema agrícola de toza-tumba-quema: un estudio de caso en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 81: 65-80.
- PETCHEY, O. L.; Gaston, K. J. 2002. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. R. Soc. Lond.* 269: 1721-1727.
- PETCHEY, O. L.; Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758.
- PETCHEY, O. L.; Hector, A.; Gaston, K. J. 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85 (3): 847-857.
- REBOLLAR D., S; Santos J., V.; Sánchez A., R. L. 2002. Estrategias de recuperación de selvas en dos ejidos de Quintana Roo, México. *Madera y Bosques* 8(1): 19-38.
- REYES H., H.; Cortina V., S.; Perales R., H.; Kauffer M., E.; Pat F., J. 2003. Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el

- periodo 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas* 51: 88-106.
- RAMAMOORTHY, T. P. 1993. Introduction. En: Ramamoorthy, T. P.; Bye, R.; Lot, A.; Fa, J. Eds. *Biological Diversity of Mexico*. Oxford University Press. 812 p.
- RZEDOWSKI, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14: 3-21.
- SCHNEIDER, L. 2006. Invasive species and land-use: the effect of land management practices on bracken fern invasión in the region of Calakmul, Mexico. *Journal of Latin American Geography* 5(2): 91-107.
- TILMAN, D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405: 208-211.
- TILMAN, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity* Ed. Levin. Academic Press. Vol. 3. p. 109-120.
- VILÁ, M. 1998. Efectos de la diversidad de especies en el funcionamiento de los ecosistemas. *Orsis* 13: 105-117.
- WALKER, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6(1): 18-23.
- WRIGHT, S. J. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*. 20: 553-560.