

## Foro - Forum

### LA SUCESIÓN SECUNDARIA EN LOS ECOSISTEMAS Y AGROECOSISTEMAS TROPICALES – EL HENEQUÉN (*Agave fourcroydes*) EN EL CONTEXTO DE LA DIVERSIFICACIÓN

#### *Tropical & Subtropical Agroecosystems*

#### [THE SECONDARY SUCCESSION IN TROPICAL ECOSYSTEMS AND AGROECOSYSTEMS -THE SISAL (*Agave fourcroydes*) IN THE CONTEXT OF DIVERSIFICATION]

Caamal-Maldonado, A., Armendariz-Yañez, I.

Departamento de Agroecología

Faculty of Veterinary Medicine and Animal Science-University of Yucatan,

km. 15.5 carret. Xmatkuil. PO Box 4-116, Mérida, Yucatán, 97100, México, e-mail: arcaamal@hotmail.com

#### La sucesión secundaria

Todos los ecosistemas sufren de perturbaciones naturales o antropogénicas, pero después de la perturbación, el ecosistema sufre un proceso de recuperación o regeneración vegetal (Radosovich y Holt, 1974; Gliessman, 1997).

En los ecosistemas tropicales, durante el ciclo de crecimiento arbóreo se producen aberturas en la cobertura de las especies dominantes por perturbaciones naturales (caída de árboles, huracanes, fuego), lo que genera diferentes condiciones microclimáticas que favorecen, según su tamaño, la entrada de especies pioneras que llegan al hueco en el momento de producirse éste, o que se encontraban en estado de latencia en el suelo de la selva (Clark y Clark, 1993; Vandermeer, *et al.*, 1997; Vandermeer *et al.* 1998).

Las aberturas en el dosel favorecen también el crecimiento de los estados juveniles de las especies primarias, que en sus diferentes etapas vitales pueden ser umbrófilas y heliófilas (Longman y Jenik, 1987; Didham y Lawton, 1999), iniciándose con todo ello el proceso de regeneración de la vegetación denominado sucesión secundaria.

El tamaño de los huecos producidos en la vegetación tiene influencia en la sucesión posterior, haciendo de la matriz boscosa un gran mosaico de diferentes condiciones o estados sucesionales, influenciado también por la alta heterogeneidad espacial (Radosovich y Holt, 1984; Longman y Jenik, 1987).

La importancia de la sucesión secundaria derivada de procesos naturales, se aprecia por los muchos rasgos que cambian en la comunidad a medida que un ecosistema se desarrolla y madura: la biomasa, el número de nichos, el grado de crecimiento de los productores primarios, el grado de diversidad de las especies y el reemplazo de las mismas, llegando a la etapa de un clímax dinámico (Gliessman, 1997).

En las regiones tropicales la sucesión secundaria es un proceso complejo y múltiple, que puede considerarse más probabilístico que predecible, y que puede desarrollarse por diferentes rutas desde la fase pionera hasta la madurez (Ewel, 1980). Así, la regeneración que se presenta en los sitios perturbados dentro de la matriz boscosa así como en los bordes de la misma, es una especie

de "lotería" entre las especies pioneras y las semillas forestales en latencia y las plántulas de las mismas (Longman y Jenik, 1987; Didham y Lawton, 1999).

#### Impactos sobre el ecosistema por las actividades humanas

Hasta ahora se ha hablado de perturbaciones de carácter natural, pero datos recientes indican que casi el 90% del territorio ocupado originalmente por ecosistemas naturales en el mundo está afectado por las actividades humanas, en gran medida por las de tipo agropecuario (Veldkamp, 1997; Gliessman, 1998).

Las parcelas campesinas representan un ejemplo especial de la sucesión secundaria, dado que son continuamente perturbados. En condiciones ideales, una vez que las actividades agrícolas cesan, se da el reemplazo sistemático de los estadios primarios e intermedios, llegando a la etapa sucesional más avanzada, no necesariamente idéntica al ecosistema original. Sin embargo, es común que en los sistemas agrícolas haya una manipulación continua de la vegetación por medios culturales como la labranza o el chapeo, o por el uso de herbicidas o fuego, propiciando que las arvenses (malezas) puedan ocupar los estadios primarios de la sucesión secundaria (Uhl y Kauffmann, 1990). En el ambiente natural, las arvenses podrían ser clasificadas como pioneras o invasoras (Radosovich y Holt, 1984).

En México y otras partes de Latinoamérica, la deforestación acelerada ha conducido al reemplazo de los ecosistemas nativos por sistemas de producción que en conjunto forman mosaicos integrados por tierras en cultivo, potreros, vegetación secundaria en diferentes grados de sucesión y fragmentos (casi relictos) de la vegetación original. Cuando en tal mosaico la parte dominante la constituyen grandes extensiones de pasturas para el ganado (Ferrufino, 1991; Holl, 1999; Otero-Arnaiz, *et al.*, 1999), se establece un contraste marcado con el ecosistema original, que resulta así fragmentado (Gliessman, 1997; Zahawi y Augspurger, 1999), y disminuyendo la materia orgánica en el suelo, en específico el carbono orgánico (Gliessman, 1997; Veldkamp, 1994).

#### Importancia e Implicaciones del Sistema Agrícola de Roza-Tumba-Quema en el Proceso Sucesional

Dentro de tal contexto, el sistema agrícola de roza-tumba-quema (RTQ) adquiere gran relevancia para el proceso sucesional. La RTQ es el agroecosistema con la más larga historia de uso del fuego (Gliessman, 1997). Este tipo de agricultura se remonta en su origen a las culturas indígenas que han habitado las regiones tropicales, cuando menos desde hace 3,000 años (Coe y Flannery, 1981; Gliessman, 1997; Mariaca, 1992; Terán, 1992; Zizumbo, 1992).

En Yucatán este tipo de agricultura contribuyó, durante milenios, al desarrollo de las comunidades mayas con niveles poblacionales relativamente altos, no obstante las condiciones limitantes de la región, sobre todo la pedregosidad de los suelos (Arias, 1992 y 1995). Actualmente, este sistema itinerante es practicado en 165,000 ha de milpa (como se le conoce localmente en Yucatán), contribuyendo con ello al 80% de la producción alimentaria en el estado (Jiménez-Osornio, 1993).

Aunque parece algo muy simple, la roza, tumba y posterior quema de la vegetación antes de iniciar el cultivo, constituyen una trilogía adaptada a las condiciones ecológicas del trópico (Bandy *et al.*, 1994; Duch, 1992). Después del fuego, el movimiento de nutrimentos se hace muy dinámico, por lo que los cultivos necesitan tomar rápidamente los nutrimentos añadidos al suelo por las cenizas, pues de otra forma serían lavados o aprovechados por las arvenses. De hecho, la pérdida de nutrimentos, aunque variable, suele ser muy rápida y considerable (Gliessman, 1997).

Por lo anterior, en la RTQ se toma en consideración el proceso de la sucesión secundaria para restablecer la fertilidad perdida: después de un periodo de cultivo corto (2-3 años), el terreno se deja en descanso (barbecho), que permite la recirculación de minerales entre el suelo y la fitomasa y la reincorporación de la materia orgánica disminuida durante el ciclo de cultivo (Arias, 1992; Levy y Hernández, 1992). Incluso durante la preparación del terreno se dejan tocones y algunos individuos arbóreos que contribuirán a la ulterior regeneración.

Al abandonar un espacio cultivado, se abre una nueva área dentro de la matriz boscosa para un nuevo ciclo de cultivo, estableciendo con ello una rotación de terrenos con diferentes edades de barbecho, hasta llegar a utilizar de nuevo el espacio utilizado en un principio. A final de cuentas, diferentes parcelas con diferentes tiempos de regeneración generan un verdadero mosaico sucesional dentro del ecosistema en su conjunto (Caamal y Del Amo, 1986; Gliessman, 1997).

Obviamente, el sistema de RTQ trabaja bien cuando se permite que el proceso de la sucesión natural tome suficiente tiempo para restaurar la fertilidad perdida por la perturbación causada y por la cosecha de los productos de la milpa (Gliessman, 1997). Además, el periodo de descanso coadyuva a la supresión de poblaciones de arvenses, a instancias del mismo proceso sucesional (Caamal y del Amo, 1986).

## Impactos sobre el ecosistema por un manejo inadecuado de la RTQ

Cuando el sistema de RTQ se maneja mal, ya sea por la extracción de madera para leña, por la introducción de cultivos no apropiados, por el sobrepastoreo o, sobre todo, por la reducción del periodo de barbecho, se propicia la invasión de arvenses nocivas o se genera la ruptura del proceso que posibilita la recuperación de la cobertura del suelo por las especies nativas (Gliessman, 1998).

En relación con el periodo de barbecho, debe enfatizarse que el sistema de RTQ es eficiente bajo condiciones de baja presión sobre las tierras en descanso (Jiménez-Osornio, 1993; Kleinman, P. *et al.*, 1995). Si, por el contrario, hay mayor demanda de tierra, por una mayor densidad poblacional o escasez de terrenos con suficiente tiempo de descanso, los periodos de barbecho pueden acortarse considerablemente (Bandy *et al.*, 1994), permitiendo la invasión de arvenses nocivas, y rompiendo el proceso que permite la recuperación de la cobertura de las especies nativas. El sobreuso del fuego, al quemar para dar inicio a nuevos ciclos de cultivo después de periodos cortos de descanso propicia que el sistema no sea sostenible (Cochrane y Schulze, 1999; Gliessman, 1997; Holl, 1999).

En la actualidad, la disminución de los periodos de descanso es la norma, por lo que el rendimiento del cultivo declina, y el establecimiento de especies arbóreas se inhibe, dando lugar a una "sucesión interrumpida" (Landsberg *et al.*, 1999).

De hecho, el esquema actual de manejo en las regiones tropicales de México inicia con la extracción selectiva de especies maderables del ecosistema, para una posterior utilización agrícola por un corto periodo, dados los problemas con malezas y bajos rendimientos, para posteriormente establecer pastizales para la ganadería extensiva (Gómez-Pompa, *et al.*, 1993; Montagnini *et al.*, 1998) con lo cual el proceso natural de sucesión secundaria se ve degradado (Otero-Arnaiz, *et al.*, 1999).

Aunado a lo anterior, parece haber un sinergismo entre la perturbación causada por la ganadería y la extracción selectiva de madera. Se ha demostrado que en tierras degradadas por este tipo de explotaciones los incendios son frecuentes, porque los bosques presentan gran cantidad de residuos de la vegetación arbórea y herbácea, a la par que hay cambios en el microclima por la disminución en la cobertura arbórea, incremento en las temperaturas máximas diarias, incremento en la velocidad del viento y en el déficit de la presión de vapor (Cochrane y Schulze, 1997).

A medida que se incrementan la intensidad y frecuencia de los incendios, decrece la cobertura arbórea, la biomasa y la densidad de árboles adultos hasta en un 70%. Las partes no perturbadas se presentan como parches dentro de la parte quemada, representando un porcentaje muy bajo del total, lo que implica una fragmentación marcada del ecosistema. La intensidad del fuego favorece la abundancia de especies pioneras, que dominan en los estratos bajos, y disminuyendo la riqueza de especies en proporción inversa con la severidad del incendio (Longman y Jenik, 1987; Cochrane y Schulze, 1997).

Para enfrentar el impacto descrito sobre los ecosistemas, la estrategia debería ser la creación de un eje de continuidad entre estos y los sistemas de producción agropecuaria (Gliessman, 1997); éstos últimos tienen que jugar un papel fundamental en la protección y restauración de la biodiversidad regional y global.

Moverse de un agroecosistema uniforme, en monocultivo, a uno más diverso y sostenible, no es un proceso fácil ni inmediato. Por ello, los esfuerzos de reconversión deben realizarse paso a paso hasta llegar a la meta de la sostenibilidad mediante la diversificación.

Es factible presentar esquemas de manejo diversificado que pueden evaluarse con la participación de los actores locales, las comunidades campesinas. En pocas palabras, la secuencia que sería deseable lograr sería: diversificación-sostenibilidad-conservación de la biodiversidad (Del Amo, 1993; Gliessman, 1998), generando opciones agroecológicas que aprovechen las interacciones y sinergismos ecológicos que permitan el reemplazo de insumos ajenos a los agroecosistemas (Caamal *et al.*, 2001).

### **El Henequén (*Agave fourcroydes*) dentro del contexto de diversificación como recurso sustentable**

De acuerdo con lo antes expuesto, cabría preguntarse el papel que deberá jugar la producción de henequén (*Agave fourcroydes*) en el contexto de una agricultura diversificada y sustentable en Yucatán. Para ello, es necesario considerar las condiciones en que se encuentra actualmente la producción henequenera en dicho estado.

La agroindustria henequenera, tal como existe en la actualidad es, desde luego, producto de su historia (que se inicia desde antes del siglo XIX), pero sobre todo de la evolución que ha tenido en las últimas cuatro décadas (Mizrahi *et al.*, 1997; Colunga, 1998; Macossay y Castillo, 1986). En efecto, ante la demanda de fibra cordelera que se dio en E.U., particularmente en la segunda mitad del siglo XX se plantaron grandes extensiones de henequén (Macossay y Castillo, 1986), que propiciaron la erosión de la diversidad genética de la agaveacea. Actualmente sólo se cultivan tres variedades: Sak ki, Yaax ki y Kitam ki, las dos últimas con poblaciones pequeñas (Colunga, 1998). Aunque hubo beneficios económicos de magnitud tal que el 80% del PIB de Yucatán provenía del henequén, estos se concentraron en un reducido grupo de hacendados que establecieron relaciones de carácter casi feudal sobre los campesinos asalariados (Baños, 1994, citado por Mizrahi, *et al.*, 1997; Macossay y Castillo, 1986).

En la región henequenera de Yucatán, localizada en su porción oriental, y llamada así porque desde los años 50 se trabajó casi exclusivamente el monocultivo extensivo del henequén para la obtención de fibra; el problema se tornó crítico cuando, a partir de 1992, se eliminó el subsidio que las autoridades agrícolas proporcionaban a los productores de la fibra (Jiménez-Osornio, 1993, 1995).

Por lo anterior, en los últimos años el abandono de los henequenales se ha acelerado, reiniciado la actividad milpera. No obstante, como el cultivo extensivo de la agaveacea propició la escasez de vegetación secundaria con suficiente tiempo de descanso para permitir un manejo adecuado de los recursos bajo el

sistema de RTQ, los rendimientos de maíz son muy escasos (cerca de 750 kg/ha) (Jiménez-Osornio, 1993, 1995).

El proceso de sucesión secundaria en los henequenales abandonados se ve afectado para la extensión de la perturbación. Aún en los henequenales abandonados con más de 20 años de descanso, la dominancia de especies sucesionales pioneras es marcada, con muy pocas especies de etapas serales tardías. La ausencia de especies de lento crecimiento en sitios con suficiente tiempo de descanso, puede deberse a la carencia de fuentes de semilla, a una limitada capacidad de dispersión, o a la sucesión detenida debido a la perturbación y manejo humanos (Mizrahi *et al.*, 1997).

En años recientes ha recobrado cierto auge la producción de fibra de henequén, pero sobre todo, se ha considerado utilizar el bagazo de la planta para producir un cierto tipo de tequila, debido a la crisis en que se encuentra la industria tequilera por la escasez de su pariente cercano, *Agave tequilana* (Larqué, 2001). Ante las perspectivas que se vislumbran, es necesario no colocar de nueva cuenta al henequén como el "oro verde" (Jiménez-Osornio, 1995), sino integrar el cultivo en esquemas de manejo diversificados. El pasado nos da lecciones sobre ello, pues el henequén era normalmente cultivado como parte de un sistema agrícola más complejo debido al tiempo que requería para alcanzar su madurez y posterior aprovechamiento (Mizrahi *et al.*, 1997).

En efecto, por lo común se abría un área forestal, y el henequén era cultivado a la par de la milpa. Esta continuaba produciendo los alimentos básicos de los campesinos por dos o tres años, mientras que la agaveacea maduraba, en un esquema agroforestal tipo Taungya (durante el establecimiento de árboles de importancia económica, se siembran cultivos anuales o bianuales) (Caamal y del Amo, 1986; Mizrahi *et al.*, 1997).

La estrategia sería entonces conservar y aprovechar integralmente el germoplasma disponible del henequén, recuperando las variedades que puedan incorporarse a sistemas diversificados de producción agroforestal o silvopastoril y de uso múltiple de la agaveacea (Colunga, 1998; Jiménez-Osornio, 1995).

### **Bibliografía**

- Anderson, L.; Sinclair, F. 1993. Ecological interactions in agroforestry systems. *Forestry Abstracts* 54: 489-523.
- Arias, L. 1992. El proyecto dinámica de la milpa en Yucatán. In D. Zizumbo, C.H. Rasmussen, L.M. Arias, S. Terán. (Eds). *La Modernización de la Milpa en Yucatán: Utopía o Realidad. II. Racionalidad Tecnológica e Innovaciones*. Colegio de Posgraduados, México. p. 195-202.
- Arias R., L. 1995. La producción milpera actual en Yaxcabá, Yucatán. En: Hernández X. (ed.). *La Milpa en Yucatán*. Colegio de Posgraduados. México.
- Bandy, D.; Garrity, D.; Sanchez, P. 1994. El problema mundial de la agricultura de tala y quema. *Agroforestería en las Américas* (C.R.) 1(3):14-20.

- Caamal, A.; Del Amo, S. 1986. La milpa múltiple como punto de partida del manejo de la sucesión secundaria. *Turrialba*. 37: 1-25
- Cadish, G.; Imhof, H.; Urquiaga, S.; Boddey, R.; Giller, K. 1996. Carbon turnover ( $\delta^{13}C$ ) and nitrogen mineralization potential of particulate light soil organic matter after rainforest clearing. *Soil Biology and Biochemistry*. 28: 1555-1567.
- Clark, D. B.; Clark, D. A. 1993. Comparative analysis of microhabitat utilization by saplings of nine tree species in neotropical rain forest. *Biotropica* 25: 397-407.
- Cochrane, M.; Schulze, M. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31: 2-16.
- Colunga, P. 1998. Origen, variación y tendencias evolutivas del henequén (*Agave fourcroydes* Lem.). *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62: 109-128.
- Del Amo, S. y Ramos, J. 1993. Use and management of secondary vegetation in a humid-tropical area. *Agroforestry Systems* 21:27-42.
- Didham, R.; Lawton, J. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17-30.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12: 2-7.
- Ewel, J.; Campello, E.; Da Silva, E.; De Faria, S. 1992. Revegetacao de solos degradados. Comunicado Técnico No. 9. EMBRAPA, Brasil. Pp. 1-9.
- Gliessman, S. 1997. Agroecology. Ecological processes in sustainable agriculture. Ann Arbor Press. USA. 357 p.
- Gomez-Pompa, A.; Kaus, A.; Jimenez-Osornio, J.; Bainbridge, D.; Rorive, V. 1993. Sustainable agriculture and the environment in the humid tropics. Chapter Mexico. National Academy Press, Washington, D.C. USA. Pp. 483-548.
- Holl, K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*. 31: 229-242.
- Jimenez-Osornio, J. 1993. Mejoramiento de la calidad de vida en la zona henequenera de Yucatán mediante sistemas de producción agrosilvícolas. Informe del Programa de Manejo Conservación de Recursos Naturales Tropicales, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México. 22 p.
- Jimenez-Osornio, J. 1995. Después del oro verde, ¿qué?. *Red Gestión de Recursos Naturales*. Año 3. Núm. 5-7.
- Kleinman, P.; Pimentel, D.; Bryant, R. 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture Ecosystems and Environment* 52: 235-249.
- Landsberg, J.; O'Connor, T.; Freudenberger, D. 1999. The impacts of livestock grazing on biodiversity in natural ecosystems. In: H.J. Jung and G. Fahey Jr, (Eds.) *Nutritional Management for Free-Ranging Livestock*, 5th International Symposium on the Nutrition of Herbivores. American Soc. of Animal Science, San Antonio, TX, USA. pp. 752-777.
- Larque, S. 2001. Entrevista en el Diario de Yucatán. Mérida, Yuc.
- Levy, S.; Hernandez, X. E. 1992. La sucesión secundaria y su manejo en el sistema roza-tumba-quema. In D. Zizumbo, Ch. Rasmussen, L.M. Arias, S. Terán (eds.). *La Modernización de la Milpa en Yucatán: Utopía o Realidad. III. Racionalidad Tecnológica e Innovaciones*. p. 203-214.
- Longman, K. A.; Jenik, J. 1987. Tropical forest and its environment. 2nd. Ed. John Wiley and Sons. New York Longman Scientific and Technical. USA. Pp. 65-69.
- Macossay, M.; Castillo, M. 1986. Telchac Pueblo: una comunidad henequenera. Universidad Autónoma Chapingo. Colección Cuadernos Universitarios. Serie Agronomía No. 14. 178 p.
- Mizrahi, A.; Ramos-Prado, J.; Jimenez-Osornio, J. 1997. Composition, structure, and management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 96: 273-282.
- Montagnini, F.; Eibl, B.; Szczipanski, L.; Rios, R. 1998. Tree regeneration and species diversity following conventional and uniform spacing methods of selective cutting in a subtropical humid forest reserve. *Biotropica* 30: 349-361.
- Otero-Arnaiz, A.; Castillo, S.; Meave, J.; Ibarra-Manrique, G. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, Mexico. *Biotropica* 31: 253-254.
- Quintana-Ascencio, P.; Gonzalez-Espinosa, M.; Ramirez-Marcial, N.; Dominguez-Vazquez, G.; Martinez-Ico, M. 1996. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from milpa fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica* 28: 192-209.
- Radosевич, S.; Holt, J. 1984. Weed ecology. Implications for vegetation management. John Wiley and Sons. New York. USA. Pp. 15-20.
- Uhl, CH.; Kauffman, J. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology* 71: 437-449.
- Vandermeer, J.; Granzow, I.; Boucher, D. 1997. Contrasting growth rate patterns in eighteen tree species from a post-hurricane forest in Nicaragua. *Biotropica* 29: 151-161.
- Vandermeer, J.; Brenner, A.; Granzow, I. 1998. Growth rates of tree height six years after hurricane damage at four localities in eastern Nicaragua. *Biotropica* 30: 502-509.

- Veldkamp, E. 1994. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society of America Journal*. 58: 175-180.
- Zahawi, R.; Augspurger, C. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica* 31: 540-552.