

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

**DINÁMICA POBLACIONAL Y SOSTENIBILIDAD DE LAS FORMAS
TRADICIONALES DE MANEJO DE LA PALMA DE GUANO (*Sabal* spp.
Arecaceae) EN EL ÁREA MAYA DE LA PENÍNSULA DE YUCATÁN**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**DOCTORA EN CIENCIAS
PRESENTA**

ANDREA MARTÍNEZ BALLESTÉ

DIRECTOR DE TESIS: DR. JAVIER CABALLERO NIETO

MÉXICO, D. F.

MARZO 2006



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.

RECONOCIMIENTOS

Agradezco la beca otorgada por la Dirección General de Estudios de Postgrado (DGEP) y por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) para la realización de mis estudios de postgrado. Asimismo, gracias al apoyo del proyecto CONABIO (M111) y el apoyo del proyecto CONACYT (31846-B) fue posible llevar a cabo el trabajo de campo de esta investigación. Durante el tiempo que duró el proyecto CONACyT fui apoyada con una beca (1758) que duró de agosto del 2000 a febrero del 2002.

Los profesores que conformaron mi comité tutorial fueron:

Dr. Javier Caballero Nieto (Tutor principal), Instituto de Biología, UNAM

Dra. María del Carmen Mandujano, Instituto de Ecología, UNAM

Dr. Miguel Martínez Ramos, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM

A todos ellos quiero expresar mi más sincero agradecimiento por su apoyo para la realización de esta tesis.

AGRADECIMIENTOS

Mis estudios de doctorado y el desarrollo de esta tesis han sido ante todo una gran lección de vida. Mi estancia en el laboratorio de Etnobotánica, así como el haber conocido dos grandes Méxicos, Oaxaca y la Península de Yucatán, me han formado no sólo en el plano académico sino también como persona.

Quiero agradecer ante todo a la Universidad Nacional Autónoma de México por sus grandes enseñanzas desde que inicié mis estudios de licenciatura y por el enorme apoyo que siempre he recibido de esta institución.

A mis tutores les agradezco enormemente sus aportes a lo largo del desarrollo de esta tesis. A Javier Caballero le agradezco el haber compartido conmigo sus ideas y experiencias dentro de esta área de la etnobotánica, por haberme guiado con sus conocimientos de antropología y dejarme crecer dentro de este campo de la interdisciplina. A Meli y a Miguel les agradezco por sus enormes aportes dentro del área de la ecología; gracias por balancear mi formación y dejarme juntar dos áreas del conocimiento que siempre me han fascinado. Muchas gracias a mis sinodales, los doctores María Teresa Valverde, Luz María Calvo, Alejandro Casas y Leticia Merino por realizar una revisión tan esmerada de mi tesis. Sus comentarios fueron muy importantes para mejorar la calidad de este trabajo. La Dra. Ana Mendoza y el Dr. Hermilo Quero me hicieron aportes muy valiosos durante el inicio de esta tesis y los dos primeros años de trabajo de campo.

Agradezco muchísimo a los doctores Salvador Flores y Juan Tun por su apoyo logístico para el trabajo de campo en la Península de Yucatán. Gracias por prestarme sus vehículos, guardarme mi enorme escalera y apoyarme en todo lo necesario para la organización de los viajes. A Luís Salinas, gracias Luisito por ayudarme en el trabajo de campo durante el primer año de la tesis y después por enjaretar a tus hermanitos para que también me ayudaran. A Valeria Gama por apoyarnos en nuestras respectivas tesis, a Teresita, Gustavo y Daniel por haber sufrido junto conmigo las inclemencias del clima para poder medir las matitas de guano. A Carlitos, mil gracias por tu compañía durante los últimos años de trabajo de campo, gracias por tu claridad en la estadística y el montaje de los experimentos, por tus valiosas ideas; salud por el cambio cultural, y por disfrutar tanto como yo las delicias culinarias y el buen humor de los yucatecos.

A todas las familias mayas que me permitieron trabajar en sus parcelas, conocer sus formas de vida, de trabajo, entrar en sus casas y platicar con ellos. Son los actores principales de esta historia, a todos ellos muchísimas gracias. A María Belen y a su familia por recibirme siempre con tanta calidez y compartir conmigo sus divertidas historias. Doña Librada, Carolina, Ank, Pecho y Panchú, gracias por hacerme sentir parte de su familia. Gracias Don Tula por cuidar tan bien de mis chan guanos y refrescar las tardes llamando al viento con sus silbidos. A toda la familia Balam, Don Blas, Doña Margarita y Nica. Nena, Sandy y Yuselmi, gracias niñas por acompañarnos a medir guanos aunque hayamos echado a perder sus vestidos con pintura. Gracias a las familias Ek, Cahum, Pedro, Bacab, Cahuich, May, Florentino, Uc y Santiago por permitirme experimentar con sus palmas. Gracias al señor Santos por ayudarme a cortar las hojas en mi experimento. A Melquiades y a Beto, muchas gracias por treparse a los guanos más altos para medir las inflorescencias aunque hayan

arriesgado a veces su vida o al menos su cara con los piquetes de avispas —pero como dicen por ahí— todo sea por la ciencia.

A todas las etnochicas, gracias por ser tan divertidas (incluyendo al Saynes que no tiene problemas de género), por enseñarme cosas nuevas y por compartir el gusto por los mismos temas y discutirlos. Gracias Tere por acompañarme en esto de la sustentabilidad y la palma de guano, a Maru y a Reyna porque compartimos historias comunes de nuestros días en la Facultad de Ciencias, a Érika por traer diversidad a este laboratorio, un huelum por ella. A Belinda y Saynes por traer diversidad de otro tipo, que vivan Morelos y Juchitán querido. A Marthita por compartir conmigo sus ideas y sus costumbres colombianas. A Sarah por su amistad y por el enriquecedor intercambio de ideas. Gracias Laurita por la buena vecindad en el cubículo, gracias por tu apoyo. Cristi Mapes, muchas gracias por apoyarnos tanto a todas, por ser siempre tan amable y por tus muy ilustrativas pláticas culinarias. A Fabiño, porque trajo mucha diversión al laboratorio. Le agradezco al maestro Miguel Ángel por sus enseñanzas (gracias por todos los regalitos).

A mis amigos Juan Carlos, Chiqui, Dovi, Lobo, Vero, Gaby, Esteban, Laura, Compadre y Liliana, qué gusto ha sido compartir con ustedes esto de la biología y su compañía en muchas fiestas. Salud por todos.

Para Adriana Martínez, para que nos sigamos encontrando y recordando nuestros años mozos en la alfabetización.

A mi familia porque en todo momento son mi sustento y lo que ha dado sentido a mi vida. Gracias por enseñarme a pensar, a criticar, a entender a los demás. Gracias Ma, gracias Pa, hermanitos, abuelos, tíos, primos, sobrinas, cuñados y anexas. Thalís que gusto es tenerte en esta familia, gracias Olga por el cariño que siempre me has mostrado, gracias Isabel por ser tan agradable. A todos ustedes los quiero mucho.

Para ti Carlos dedico esta tesis y toda mi historia, gracias por ser parte de ella, porque a lo largo de estos muchos años que hemos compartido he aprendido muchas cosas de ti. Gracias por ser mi inspiración en esto del amor, por compartirme tu pasión por aprender, tu gusto por la historia, por las culturas y por los viajes. Gracias por tu sensibilidad y porque espero que juntos tú y yo sigamos adelante en esto de “jugar a la vida”.

TABLA DE CONTENIDO

RECONOCIMIENTOS	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
INTRODUCCIÓN	1
Manejo tradicional de recursos.....	1
Evaluación de la sostenibilidad.....	2
Efecto de la cosecha sobre el desempeño de las palmas.....	4
Modelos demográficos.....	5
Estructura de la tesis.....	6
Referencias.....	8
CAPÍTULO 1. Efecto de la cosecha de hojas sobre el desempeño de la palma <i>Sabal</i> : una evaluación de los métodos tradicionales empleados por los agricultores mayas de Yucatán.....	12
CAPÍTULO 2. Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: The Maya management of <i>Sabal</i> palms.....	29
CAPÍTULO 3. Un enfoque demográfico prospectivo y retrospectivo para la estimación del uso sustentable de dos especies de palmas del género <i>Sabal</i> en los huertos familiares mayas de Yucatán.....	50
CAPÍTULO 4. Cultural or ecological sustainability? Acculturation effects on <i>Sabal</i> palm management among the lowland Maya of Mexico.....	73
DISCUSIÓN GENERAL	89
Formas de manejo y cambios en la disponibilidad y demanda de <i>Sabal</i>	89
Tendencias en la comercialización de la palma <i>Sabal</i>	91
Niveles de cosecha y sostenibilidad del manejo del recurso.....	92
Aportes de esta tesis y perspectivas.....	94
Referencias.....	95

INTRODUCCIÓN

El aprovechamiento sustentable de los recursos naturales se ha vuelto un tema central en la discusión de científicos estudiosos del medio ambiente, tomadores de decisiones, organizaciones campesinas, así como de grupos no gubernamentales. La búsqueda de estrategias de manejo que aseguren la extracción sostenible de los recursos y que no deterioren el medio ambiente ha sido el objetivo principal de muchas de las investigaciones (O'Brien y Kinnaird 1996; Flores y Ashton 2000; Endress et al. 2004). Si bien desde una perspectiva ambiental se han realizado estudios que proponen estrategias de manejo para una extracción adecuada de los recursos naturales (Olmsted y Álvarez-Buylla 1995; Ticktin et al 2002), pocos han incorporado las dimensiones sociales y económicas que también afectan las decisiones de los que realizan el manejo (Joyal 1996). Analizar la sostenibilidad buscando un balance entre estas tres dimensiones se vuelve fundamental. En la búsqueda de este objetivo dos aspectos son importantes, por un lado es necesario considerar las formas de manejo actuales y sus implicaciones y por otro lado hacen falta propuestas para evaluar la sostenibilidad incorporando aquellos factores de tipo social, económico y biológico que alteran el manejo y que en un momento dado pueden favorecer o limitar un aprovechamiento adecuado de los recursos naturales.

Manejo tradicional de los recursos

Algunos autores consideran que los recursos que han sido manejados por largo tiempo necesariamente se explotan de manera racional debido al conocimiento acumulado por los grupos humanos que los han utilizado (Morris 1970; Schmink et al. 1992). Sin embargo, otros autores consideran que esto no siempre ocurre así y que hacen falta más evidencias para entender que factores favorecen el uso sustentable de los recursos (Grenand and Grenand 1996, Berkes et al. 2000). Según Toledo y Argueta (1993) ciertas culturas mesoamericanas han tenido mayores aciertos en el establecimiento de los procesos de apropiación de los recursos, sin que esta apropiación implique una contradicción con los procesos naturales. El éxito de las formas de manejo tradicional de estos grupos indígenas se debe, por un lado, a un patrón multidimensional de subsistencia que combina diferentes prácticas productivas y por otro lado, se debe al conjunto de regulaciones en los planos

cultural, social, económico, político y tecnológico que establecen las comunidades indígenas dentro de sus sociedades (Toledo et al. 1976; Caballero y Mapes 1985).

El manejo tradicional puede, sin embargo, no ser adecuado. Las personas responsables de las acciones que involucran el manejo se encuentran inmersas en procesos históricos, sociales, económicos y culturales (Alcorn 1983; Alcorn 1989; Caballero 1994; Leff 1993; Zizumbo y Colunga 1993; Castillo y Toledo 2000) que cambian y afectan las estrategias de manejo de los recursos. Así por ejemplo, los actuales procesos de globalización aumentan las presiones sobre las comunidades campesinas que buscan adaptarse o encontrar nuevas alternativas de subsistencia (Thompson, 1976; Kottak 2004).

Reconocer la dinámica espacial y temporal de los sistemas tradicionales de manejo es importante para evaluar la sostenibilidad en el aprovechamiento de los recursos. Las prácticas tradicionales están basadas en procesos históricos de adaptación a las condiciones locales, usando principios y estrategias cuya efectividad se pueden medir y probar (Schmink et al. 1992). Las personas encargadas del manejo de los recursos juegan un papel muy importante en la búsqueda de estrategias sostenibles de manejo (Berkes et al. 2000). La pregunta central ahora no sólo es saber qué prácticas tradicionales resultan sostenibles sino también bajo qué condiciones sociales, económicas y ecológicas se favorece o se limita un aprovechamiento adecuado de los recursos naturales.

Evaluación de la sostenibilidad

La sostenibilidad ha sido un concepto ampliamente debatido, como producto de dicho debate, se han sugerido diversas definiciones sobre sostenibilidad y sobre las formas de ser evaluada (Lubchenco et al. 1991; Mangel et al. 1993; Kates et al. 2001; Newton y Freyfogle 2005; Padoch y Sears 2005). Desde su enfoque más amplio la sostenibilidad se ha definido bajo tres dimensiones que la afectan. Estas son las dimensiones ecológicas, sociales y económicas (Goodland 1995). Desde un enfoque ecológico se ha considerado que la sostenibilidad se logra si se mantienen los niveles de producción y consumo dentro de límites que permitan la recuperación natural del recurso y que no deterioren el medio ambiente (Mangel et al. 1993). Desde un punto de vista social la sostenibilidad busca la satisfacción continua de las necesidades humanas básicas, comida, agua, abrigo etc. Así como la satisfacción de necesidades tales como la seguridad libertad, educación, trabajo y

recreación (Brown et al. 1987). Desde esta dimensión es importante considerar los procesos que afectan a los grupos humanos y su relación con la extracción de los recursos naturales. Finalmente, la sostenibilidad económica busca un uso eficiente de los bienes y servicios (productividad y rentabilidad) y su distribución equitativa (Toledo 2000). Desde un punto de vista económico debe existir una relación adecuada entre las escalas de las economías y los límites biofísicos de los ecosistemas que los mantienen (Goodland 1995). Si bien el éxito de cada dimensión depende del éxito de las otras dos, las tres dimensiones que integran la sostenibilidad enfatizan diferentes aspectos que han hecho difícil su integración. En particular, desde el campo de las ciencias naturales, pocos trabajos han considerado el efecto de factores de tipo social y económico que afectan la manipulación de los sistemas naturales. Es hasta recientemente que científicos dentro de esta área han vuelto a discutir la necesidad de incorporar esta interrelación. Las acciones a seguir para promover la sostenibilidad propuestas por Kates y colaboradores (2001) han resaltado la importancia de reconocer la interacción entre la naturaleza y las sociedades. Entendiendo esta interacción dentro de sistemas complejos que responden, a veces de forma irreversible, a factores que interactúan y provocan cambios generales en los sistemas.

En este estudio se eligió como sistema para evaluar la sostenibilidad del manejo tradicional de un recurso el de la extracción de la palma de guano (*Sabal yapa* Wright ex Becc. y *Sabal mexicana* Mart., Arecaceae) por los campesinos mayas en la Península de Yucatán. La palma de guano ha sido un recurso muy importante para los habitantes de esa región, principalmente por el uso de sus hojas para el techado de la vivienda tradicional. La extracción de hojas con este fin se ha realizado desde épocas prehispánicas y la forma de construcción de las casas ha sufrido pocos cambios desde entonces. La percepción y clasificación lingüística que los mayas hacen de la palma *Sabal*, así como los registros históricos que hacen alusión a esta palma demuestran la importancia cultural que este recurso ha tenido para los mayas de Yucatán (Caballero 1994). Asimismo la importancia del recurso ha favorecido el desarrollo de diferentes estrategias de manejo que aseguran la obtención de la palma. Estas estrategias no se han substituido unas a otras sino que se encuentran presentes en diferentes regiones de la Península de Yucatán de acuerdo con los cambios históricos en el uso del suelo y en los sistemas productivos más importantes de cada región. En la zona norte de la Península, en los potreros en donde se desarrolla la

actividad ganadera, se evita tirar a los individuos adultos de *Sabal* cuando se elimina la vegetación natural (tolerancia); en el estado de Quintana Roo la palma es cosechada de bosques secundarios y maduros; en las regiones milperas de los estados de Yucatán y Quintana Roo, *Sabal* se tolera dentro de los campos de cultivo, en toda la Península *Sabal* es tolerada y se le dan cuidados particulares para promover su crecimiento (promoción) dentro de huertos familiares y finalmente en la región suroeste del estado de Yucatán algunos poblados han comenzado a desarrollar pequeñas plantaciones de palma de guano. El manejo tradicional de la palma *Sabal* es un claro ejemplo del uso constante de un recurso que ha implicado la evolución de las prácticas de manejo como resultado de la combinación de diversos factores sociales, económicos y culturales (Caballero 1994). En las últimas décadas, la Península de Yucatán ha experimentado fuertes cambios socioeconómicos como resultado de su apertura a la economía nacional. El desarrollo de la industria turística ha promovido cambios culturales que se reflejan principalmente en las decisiones de las generaciones jóvenes que buscan otro tipo de empleos y formas de vida, abandonando muchas de las costumbres y formas de subsistencia de sus padres (Thompson 1976).

Bajo tal escenario, el manejo de la palma *Sabal* resultó un sistema adecuado para evaluar la sostenibilidad de un recurso que se ve afectado por procesos de cambio social, económicos y ecológicos. En este trabajo se evaluó la sostenibilidad de las formas tradicionales de manejo de las palmas del género *Sabal* en huertos familiares, potreros y milpas. En particular se evaluó la sostenibilidad desde un enfoque ecológico pero también desde la perspectiva del cambio cultural como un factor importante que está afectando la demanda actual y las estrategias que los pobladores siguen en el manejo de este recurso.

Efecto de la cosecha sobre el desempeño de las palmas

Debido a la importancia que tiene las palmas como un grupo ampliamente utilizado y de gran valor comercial (Uhl y Dransfield, 1987), numerosos estudios han documentado el efecto de la defoliación sobre el desempeño de estas especies. En términos generales las palmas explotadas en vegetación natural han demostrado ser altamente tolerantes a la defoliación y capaces de recuperarse después de eventos de extracción de hojas (Zuidema y Weger 2000); sin embargo, el efecto de la cosecha en la producción de hojas nuevas varía

entre especies de palmas dependiendo de la intensidad y frecuencia con que sean defoliadas. Algunas especies comunes del sotobosque disminuyen la producción de hojas nuevas cuando se remueve el 100% de las hojas y la frecuencia de cosecha se incrementa (Mendoza et al. 1987; Zuidema y Weger 2000). Por el contrario otras especies incrementan la producción de hojas cuando la extracción aumenta, sin embargo, se reduce el tamaño de sus hojas (O' Brien & Kinnaird 1996; Endress et al. 2004). Otros aspectos, como el crecimiento y supervivencia de los individuos, así como, la producción de flores y frutos en las palmas, se pueden ver afectados con la cosecha de hojas (Oyama y Mendoza 1990; Joyal 1996; Endress et al. 2004). En términos generales, la defoliación puede tener efectos sobre la sostenibilidad en la extracción de hojas, así como, en el mantenimiento de las poblaciones de palmas si las tasas vitales se afectan negativamente (O' Brien & Kinnaird 1996; Svenning & Macias 2002; Endress et al. 2004). Sin embargo, sabemos muy poco acerca del impacto de la cosecha en especies como *Sabal* que se encuentran introducidas para su manejo dentro de sistemas agrícolas. Las prácticas de cosecha comunes, aunado al impacto que tienen sobre la dinámica foliar las prácticas de manejo que fomentan el crecimiento de los individuos, tales como el riego, la eliminación de plagas o el deshierbe podrían tener un efecto distinto sobre el desempeño de las palmas.

Modelos demográficos

Los modelos demográficos propuestos por Leslie (1945) y Lefkovich (1967) también conocidos como modelos prospectivos, han sido la herramienta más frecuentemente utilizada por los ecólogos para evaluar la sostenibilidad ecológica de las poblaciones (Joyal 1996; Olmsted y Álvarez-Buylla 1995; Ticktin et al 2002). El modelo matricial básico es $\mathbf{n}_{(t+1)} = \mathbf{A} \mathbf{n}_{(t)}$, en donde \mathbf{n} es un vector cuyos elementos a_{ij} son el número de individuos de cada categoría al tiempo t ó $t+1$ y \mathbf{A} es una matriz cuadrada no negativa cuyos elementos a_{ij} representan las tasas de crecimiento sobrevivencia y fecundidad de una población particular (Caswell 2001). La matriz \mathbf{A} sintetiza las diferencias entre etapas del ciclo de vida de una población describiendo su dinámica para el instante en el que es valida, además de que proyecta el crecimiento hipotético que resultaría si los parámetros demográficos (sobrevivencia, crecimiento y fecundidad) se mantuvieran constantes (Groenendal et al. 1988; Álvarez-Buylla et al. 1996; Silvertown y Doust 1993; Heppell et al. 2000). A partir

de la multiplicación repetida de \mathbf{A} y el vector $\mathbf{n}_{(t)}$ resultante de cada multiplicación (proceso de iteración), la proporción de individuos en las diferentes categorías se vuelve constante obteniendo lo que se conoce como estructura estable (\mathbf{w}) en donde la población podría crecer exponencialmente a una tasa finita constante λ (Álvarez-Buylla et al. 1996).

Los modelos matriciales han cobrado gran importancia como herramienta para la planeación y desarrollo de estrategias de manejo y conservación de especies (Álvarez-Buylla et al. 1996; Heppell et al. 2000; Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla, 1995; Silvertown et al. 1996; Soberón et al. 2000; De Kroon et al. 2000). Utilizando la tasa de crecimiento poblacional (λ) como indicador de sostenibilidad, el objetivo para estimar un manejo sostenible de los recursos consiste en encontrar los niveles de cosecha que mantienen el valor de λ igual o superior que uno.

Mediante los modelos matriciales podemos también inferir las consecuencias en (λ) debido a la alteración de distintas entradas en la matriz \mathbf{A} mediante los análisis de sensibilidad y elasticidad (De Kroon et al. 1986; De Kroon et al. 2000). Ambos análisis han sido utilizados como herramienta para entender el efecto de la extracción de distintas etapas en el ciclo de vida de las poblaciones y sus consecuencias en la sostenibilidad (Joyal 1996; Olmsted y Álvarez-Buylla 1995).

Estructura de la tesis

Para evaluar si se llevaba a cabo una cosecha adecuada en las palmas del género *Sabal*, en el capítulo 1 “*Efecto de la cosecha de hojas sobre el desempeño de la palma Sabal: una evaluación sobre los métodos tradicionales empleados por los agricultores Mayas de Yucatán*”, se analizó el efecto de diferentes intensidades de defoliación incluyendo las formas de cosecha que los mayas utilizan. Este estudio se realizó mediante un experimento de dos años en ocho huertos familiares del poblado de Maxcanú. Incorporando los criterios de cosecha de los agricultores mayas como tratamientos de nuestro experimento, pudimos realizar un análisis que estima con mayor precisión el efecto de la cosecha sobre los individuos de *Sabal*.

Los modelos demográficos se utilizaron como una herramienta para evaluar la sostenibilidad en el manejo de las poblaciones de palmas desde una perspectiva ecológica (Joyal 1996; Olmsted y Alvarez-Buylla 1995; Anderson 1998; Ratsirarson 1996). En los

capítulos 2 y 3 de esta tesis, “*Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: The Maya management of Sabal palms*” y “*Un enfoque demográfico prospectivo y retrospectivo para la estimación del uso sustentable de dos especies de palmas del género Sabal en los huertos familiares mayas de Yucatán*”, se establecieron las bases ecológicas que afectan el uso sustentable de las poblaciones de palma de guano en la Península de Yucatán. Con este fin se llevó a cabo el estudio demográfico de seis poblaciones bajo manejo en huertos familiares, potreros y milpas. Las tasas de crecimiento poblacional (λ) se utilizaron como indicadores de sostenibilidad, estimando el posible mantenimiento de las poblaciones a largo plazo bajo el supuesto de constancia de las condiciones actuales en el manejo de la palma. Sin embargo, en poblaciones bajo manejo antropogénico, la persistencia de las poblaciones depende no sólo de los procesos ecológicos sino también de las características propias de los sistemas tradicionales de manejo en donde se extrae la palma. En este sentido, la respuesta de λ a las actividades de manejo en cada sistema puede ser mejor analizada mediante los modelos demográficos retrospectivos.

El análisis demográfico retrospectivo, ha sido utilizado para comparar poblaciones bajo diferentes escenarios espaciales y temporales analizando la variación causada en λ por efecto de dichas diferencias. Este análisis nos permitió identificar los estados del ciclo de vida que más contribuían a la variación observada en λ (Hortvitz et al.1997). Si bien, este análisis fue propuesto por Caswell en 1989, no había sido utilizado para estimaciones de sostenibilidad, aun y cuando resulta una herramienta muy poderosa para evaluar el efecto del manejo en la dinámica poblacional.

Finalmente, la sostenibilidad de este recurso no puede ser evaluada y entendida si no se incluyen otros factores que la afectan. En este caso consideramos que el cambio cultural es uno de los aspectos más importantes que afectan el uso de la palma en la Península de Yucatán. La fisonomía de los pueblos mayas está cambiando por casas de techo de cemento o de lámina de cartón en lugar de la casa tradicional con palma de guano. El efecto del cambio cultural sobre el manejo de la palma *Sabal* se analizó en el capítulo 4, “*¿Cultural or ecological sustainability? Acculturation effects on Sabal palm management among the lowland Maya of Mexico*”. En este trabajo obtuvimos datos socioeconómicos de 108 familias con huertos familiares para obtener un índice de cambio cultural. Dicho índice

fue relacionado con variables ecológicas y de manejo de la palma de guano para determinar si la identidad cultural podía modificar la posibilidad de un uso sustentable en el manejo de este recurso.

En términos generales, esta tesis busca establecer la relación entre el manejo de un recurso y los factores que pueden afectar su sostenibilidad. Si bien apenas se reconoce la importancia de una visión integradora, el reconocimiento de ésta puede ser un buen camino para comprender la complejidad en las relaciones humano-naturaleza.

NOTA. El capítulo 2 “*Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: The Maya management of Sabal palms*” se encuentra publicado en la revista *Ecology and Society*, **10**(2): 17. [online] <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art17/> El capítulo 4 “*¿Cultural or ecological sustainability? Acculturation effects on Sabal palm management among the lowland Maya of Mexico*” se encuentra bajo revisión en la misma revista.

REFERENCIAS

- Alcorn, J. B.** 1983. El Te'lom huasteco: presente, pasado y futuro de un sistema de silvicultura indígena. *Biotica*, **8** (3):315-325.
- Alcorn, J. B.** 1989. Los procesos como recursos: La ideología agrícola tradicional del manejo de los recursos entre los boras y huastecos y sus implicaciones para la investigación. *Advances in Economic Botany*, **7** 63-77.
- Alvarez-Buylla, E. R. García-Barrios, C. Lara-Moreno y M. Martínez-Ramos.** 1996. Demographic and genetic models in conservation biology: Application and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **27**: 387-421.
- Anderson, P.** 1998. Using ecological and economics information to determine sustainable harvest levels of plant population. En: Wollenberg, E., y A. Ingles (eds.). *Incomes from the forest. Methods for the development and conservation of forest products for local communities*. CIFOR y IUCN. 137-155.
- Berkes, F., J. Colding, and C. Folke.** 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications* **10**(5):1251–1262.
- Brown, B.J., M. E. Hanson, D.M. Liverman y R.W. Merideth.** 1987. Global sustainability: Toward Definition. *Environmental Management*. **11**(6): 713-719.

- Caballero, J., and C. Mapes.** 1985. Gathering and subsistence patterns among the Purepecha Indians of Mexico. *Journal of Ethnobiology*, **5** (1):31-47.
- Caballero, J.** 1994. *Use and Management of Sabal Palms Among the Maya of Yucatan*. PhD thesis, University of California, Berkeley.
- Castillo, A., and V. Toledo.** 2000. Applying Ecology in the third world: The case of Mexico. *BioScience*, **50** (1):66-76.
- Caswell, H.** 1989. Analysis of life table response experiments I. Decomposition of effects on population growth rate. *Ecological Modelling* **46**:221–237.
- Caswell, H.** 2001. *Matrix Population Models. Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates, Inc., Massachusetts, USA.
- De Kroon, H., A. Plaisier, J. Van Groenendael y H. Caswell.** 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology*. **67**(5): 1427-1431.
- De Kroon, H., J. Van Groenendael y J. Ehrlén.** 2000. Elasticities: a review of methods and model limitations. *Ecology*. **81**(3): 607-618.
- Endress, B. A., D. L. Gorchov, M. B. Peterson, and E. P. Serrano.** 2004. Harvest of the palm *Chamaedorea radicalis*, its effects on leaf production, and implications for sustainable management. *Conservation Biology* **18**(3):822–830.
- Flores, C. S., and P. M. S. Ashton.** 2000. Harvesting impact and economic value of *Geonoma deversa*, Arecaceae, an understory palm used for roof thatching in the Peruvian Amazon. *Economic Botany* **54**(3):267–277.
- Goodland, R.** 1995. The concept of environmental sustainability. *Annual Review of Ecological and Systematics*, **26** 1-24.
- Grenand, P., and F. Grenand.** 1996. Living in abundance. The forest of the Wayampi (Amerindians from French Guiana). Pages 177–196 in P. M. Ruiz-Pérez and J. E. M. Arnold. *Current issues in non-timber forest products research*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Groenendael, J, H, De Kroon, y H. Caswell.** 1988. Projection matrices in population biology. *Trends in Ecology and Evolution*. **3**(10): 264-269.
- Heppell, S.S., D. T. Crouse y L.B. Crowder.** 2000. Using matrix models to focus research and management efforts in conservation. En: Ferson, S., y M. Burgman (eds.). *Quantitative methods for conservation biology*. Springer-Verlag New York Inc. 148-168.

- Horvitz, C., D. W. Schemske, and H. Caswell.** 1997. The relative “importance” of life-history stages to population growth: prospective and retrospective analyses. Pages 247–271 in S. Tuljapurkar and H. Caswell. *Structured population models in marine, terrestrial and freshwater systems*. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Joyal, E.** 1996. The palm has its time: an ethnoecology of *Sabal uresana* in Sonora, Mexico. *Economic Botany* **50**(4):446–462.
- Kates, R. W., W. C. Clark, R. Corell, J. M. Hall, C. C. Jaeger, I. Lowe, J. J. McCarthy, H. J. Schellnhuber, B. Bolin, N. M. Dickson, S. Faucheux, G. C. Gallopin, A. Grübler, B. Huntley, J. Jäger, N. S. Jodha, R. E. Kasperson, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore, T. O'Riordano, and U. Svedin.** 2001. Environment and development: Sustainability Science. *Science*, **292** (5517):641-642.
- Kottak, C. P.** 2004. An anthropological take on sustainable development: A comparative study of change. *Human Organization*, **63** (4):501-510.
- Leff, E.** 1993. *Cultura y manejo sustentable de los recursos naturales*. Miguel Angel Porrúa, México.
- Lubchenco, J., A.M., Olson, L. B., Brubaker, S.R., Carpenter, M.M., Holland, S.P., Hubbell, S.A., Levin, J.A., MacMahon, P.A., Matson, J.M., Melillo, H.A., Mooney, C. H., Peterson, H.R., Pulliman, L.A., Real, P.J., Regal, P.G., Risser.** 1991. The sustainable biosphere initiative: and ecological research agenda. *Ecological Applications*, **3** (4):547-549.
- Mangel, M., R. J. Hofman, E. A. Norse, and J. R. Twiss.** 1993. Sustainability and ecological research. *Ecological Applications* **3**(4):573–575.
- Martínez-Ramos, M y E. Álvarez-Buylla.** 1995. Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 56: 121-153.
- Mendoza, A., D. Piñero, and J. Sarukhán.** 1987. Effects of experimental defoliation on growth, reproduction and survival of *Astrocaryum mexicanum*. *Journal of Ecology*, **75** 545-554.
- Morris, W.** 1970. *The American Heritage Dictionary of the English Language*. New York, Houghton Mifflin.
- Newton, J. L., and E. T. Freyfogle.** 2005. Sustainability: a dissent. *Conservation Biology* **19**(1):23–32.
- O'Brien, T. G., and M. F. Kinnaird.** 1996. Effect of harvest on leaf development of Asian palm *Livistonia rotundifolia*. *Conservation Biology* **10**(1):53–58.

- Olmsted, I., and E. Álvarez-Buylla.** 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological Applications* **5**(2):484–500.
- Oyama, K., and A. Mendoza.** 1990. Effects of defoliation on growth, reproduction, and survival of a neotropical dioecious palm, *Chamaedorea tepejilote*. *Biotropica*, **22** (2):119-123.
- Padoch, C., and R. R. Sears.** 2005. Conserving concepts: in praise of sustainability. *Conservation Biology* **19**(1):39–41.
- Ratsirarson, J., J. A. Silander, y A.F. Richard.** 1995. Conservation and management of a threatened Madagascar palm species, *Neodypsis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology*. 10(1): 40-52.
- Schmink, M. K., H. Redford, and, C. Padoch.** 1992. Traditional Peoples and the Biosphere: Framing the Issues and Defining the Terms. 3-13. in K. H. Redford, and, C. Padoch. *Conservation of Neotropical Forests. Working from Traditional Resource Use*. Columbia University Press, New York.
- Silvertown, J. Y J.L. Doust.** 1993. *Introduction to plant population biology*. Blackwell Scientific Publication. 210p.
- Silvertown, J., M. Franco, y E. Menges.** 1996. Interpretation of elasticity matrices as aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology*. 10(2): 591-597.
- Soberón, J., P. Rodríguez, y E. Vásquez-Domínguez.** 2000. Implications of the hierarchical structure of biodiversity for the development of ecological indicators of sustainable use. *Ambio* 29(3): 136-142
- Svenning, J. C., and M. J. Macías.** 2002. Harvesting of *Geonoma macrostachys* Mart. leaves for thatch: an exploration of sustainability. *Forest Ecology and Management*, **167** 251-262.
- Thompson, R. A.** 1976. *The winds of tomorrow*. Chicago.
- Ticktin, T., P. Nantel, F. Ramírez, and T. Johns.** 2002. Effects of variation on harvest limits for nontimber forest species in Mexico. *Conservation Biology* **16**(3):691–705.
- Toledo, V. M.** 1976. Uso multiple del ecosistema, estrategias del ecodesarrollo. *Ciencia y Desarrollo*, **2** (11):33-39.
- Toledo, V. M., and A. Argueta.** 1993. Naturaleza, producción y cultura en una región indígena de México: las lecciones de Patzcuaro. 413-443. in E. Leff, and J. Carabias. *Cultura y manejo sustentable de los recursos naturales*. Miguel Angel Porrúa, México.

- Toledo, V.** 2000. Indigenous peoples and biodiversity. En: Levin, S. et al. (eds.) *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press. (en prensa).
- Uhl, N. M. y J. Dransfield.** 1987. *Genera Palmarum*. Allen Press. 610p.
- Zizumbo, V., and P. Colunga.** 1993. Tecnología agrícola tradicional, conservación de recursos naturales y desarrollo sustentable. 413-443. in E. Leff, and J. Carabias. *Cultura y manejo sustentable de los recursos naturales*. Miguel Angel Porrua, México.
- Zuidema, P. A., and M. J. A. Werger.** 2000. Impact of artificial defoliation on ramet and genet demography in a Neotropical understory palm. 109-131. in P. A. Zuidema. *Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon*. Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana and Universiteit Utrecht, Bolivia and Netherland.

RESUMEN

Los mayas de la Península de Yucatán han manejado las palmas de guano (*Sabal yapa* Wright ex Becc. y *Sabal mexicana* Mart., Arecaceae) por más de 3000 años. El uso más importante de este recurso ha sido la extracción de las hojas maduras para el techado de la vivienda tradicional. El manejo de la palma ocurre de distintas formas en diversas regiones de la Península de Yucatán. La palma es tolerada dentro de potreros y en las milpas del estado de Quintana Roo, así como promovida y tolerada dentro de los huertos familiares de diversas regiones de la Península de Yucatán.

Aun cuando existe poca evidencia, se ha considerado que el manejo de los recursos dentro de sistemas tradicionales se lleva a cabo de manera sustentable. Sin embargo, estos sistemas son cambiantes, pues se encuentran inmersos en procesos de tipo social, económico y ecológico y por lo tanto el uso y manejo de las especies puede ser afectado. Considerando lo anterior, en esta investigación se evaluó la sostenibilidad del manejo de las palmas del género *Sabal*, tomando en cuenta factores de tipo ecológico y social que podrían afectar los sistemas de manejo.

Utilizando modelos demográficos prospectivos y retrospectivos, en este estudio se evaluó la sostenibilidad ecológica del manejo de la palma de guano dentro de dos huertos familiares, un potrero y una milpa. Así mismo se estimó el efecto de diferentes intensidades de cosecha sobre las palmas del género *Sabal* en ocho huertos familiares y se evaluó el efecto del cambio cultural en el manejo sustentable de la palma dentro de los huertos familiares de 108 familias campesinas.

El estudio demográfico sugiere que las formas de manejo tradicional estudiadas son sostenibles. Sin embargo, la dinámica de las poblaciones cambió según la intensidad y prácticas de manejo dentro de cada sistema agrícola. Por otro lado, las formas de cosecha tradicional resultaron ser las más adecuadas siendo una especie que puede tolerar niveles altos de extracción de hojas sin que su crecimiento, supervivencia y fecundidad se vean afectados.

Los procesos de aculturación, sin embargo, comprometen la sostenibilidad de la palma a largo plazo. Nuestros resultados mostraron una correlación negativa entre el manejo de la palma y el tipo de ocupación laboral y nivel educativo de las familias. Las familias más aculturadas apenas satisfacen el 69.4% de su demanda mientras que los más tradicionales tiene una sobreproducción que les permite cubrir mas del 100% de sus necesidades.

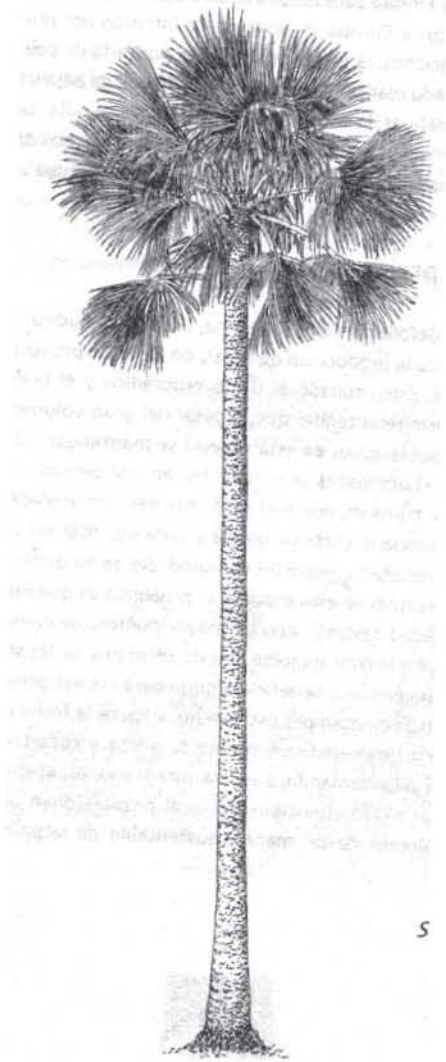
El estudio de las palmas del género *Sabal* muestra que la sostenibilidad en el manejo tradicional de un recurso depende fuertemente de la intensidad de manejo y las formas de manipulación. Sin embargo, aunque desde una perspectiva ecológica el manejo puede ser adecuado, otros factores de tipo económico y social como el cambio cultural deben ser considerados.

ABSTRACT

Xa'an palm leaves (*Sabal yapa* Wright ex Becc. and *Sabal mexicana* Mart., Areaceae) have been used to thatch traditional Maya houses for over 3000 years in the Yucatan Peninsula. Palms are managed in various ways; they are spared in pasturelands and maize fields (milpas) in the state of Quintana Roo, and promoted and spared in homegardens in several regions of the Yucatán Peninsula. These and other traditional management systems are usually believed to be sustainable, but there is as yet little evidence to support this hypothesis. These systems are subject to changes as they are immersed in social, economic and ecological processes that influence the use and management of the species. This research evaluated the management sustainability of palms of the *Sabal* genus, taking into consideration ecological and social factors that could affect the management systems. Using the prospective and retrospective demographic models, this study assesses the ecological sustainability of the xa'an palm in homegardens, pasturelands and milpas. We also estimated the effect of different harvest intensities on xa'an palms in eight homegardens, and the effect of cultural change on the sustainable management of the palm in homegardens of 108 peasant families. The demographic results suggest that the traditional management forms are sustainable. Nevertheless, population dynamics changed according to management intensity and practices in each agricultural system. On the other hand, harvest strategy of Maya people were the most adequate to produce new leaves. Both species can support high intensity of leaf extraction with no negative effect on its growth, survival and fecundity. Palm sustainability is nevertheless jeopardized by the acculturation processes. Our studies showed a negative correlation between palm management and the type of job and educational degree of the families. Those families most affected by the acculturation process barely satisfy 69.4% of their demand, while the most traditional ones have a production excess that covers more than 100% of their needs. This study shows that sustainability of the traditional management forms of xa'an palms strongly depends on management intensity and manipulation forms. Nevertheless, although management can be appropriate from an ecological perspective, other factors—economic and social— as well as cultural change, must also be taken into consideration.

CAPÍTULO 1.

Efecto de la cosecha de hojas sobre el desempeño de la palma *Sabal*: una evaluación de los métodos tradicionales empleados por los agricultores Mayas de Yucatán



INTRODUCCIÓN

Las palmas son un recurso forestal no maderable (RFNM) importante en la mayoría de las regiones tropicales del mundo (Balick & Beck 1990; Kahn & de Granville 1992; Pedersen & Balslev 1992). El hombre se provee de diversos productos de las palmas tales como alimentos, medicinas, artículos domésticos y artesanías (Balick 1988; Kahn & de Granville 1992; Pedersen & Balslev 1992). Los troncos de las palmas pueden ser utilizados en la construcción y sus hojas comúnmente son utilizadas para el techado de las viviendas y fabricación de artículos de trabajo (Caballero 1994; Ratsiratson et al. 1996; Zuidema 2000). Las palmas son probablemente la familia de plantas con más especies útiles (Balick & Beck 1990) que satisfacen las necesidades de las familias rurales y llega a ser, en ocasiones, un aporte monetario importante a la economía doméstica (Hodel 1992).

Aun cuando algunos estudios documentan la sobre explotación de hojas en las palmas (O' Brien & Kinnaird 1996) o la tala de individuos completos para facilitar la cosecha de hojas (Peters et al. 1989; Vazquez y Gentry 1989; Pedersen & Balslev 1992), los métodos de extracción en vegetación natural rara vez involucran la destrucción de la planta. Bajo este sistema, la cosecha de hojas pareciera ser una actividad que favorece una explotación sostenida a través del tiempo (Nations 1992; Reining & Heinzman 1992). En términos generales las palmas explotadas en vegetación natural han demostrado ser altamente tolerantes a la defoliación y capaces de recuperarse después de eventos de extracción de hojas (Zuidema y Weger 2000); sin embargo, el efecto de la cosecha en la producción de hojas nuevas, varía entre especies de palmas, dependiendo de la intensidad y frecuencia con que sean defoliadas. Especies comunes del sotobosque tales como *Geonoma deversa* y *Astrocaryum mexicanum*, disminuyeron la producción de hojas nuevas cuando se removió el 100% de las hojas y la frecuencia de cosecha se incrementó (Mendoza et al 1987; Zuidema y Weger 2000). Otras especies como *Chamaedorea radicalis* y *Livistonia rotundifolia*, incrementaron la producción de hojas cuando la extracción aumentó, pero el tamaño de sus hojas se redujo (O' Brien & Kinnaird 1996; Endress et al. 2004). Otros aspectos, como el crecimiento y supervivencia de los individuos, así como, la producción de flores y frutos en las palmas, se vieron afectadas en especies como *Chamaedorea tepejilote* y *C. radicalis*, así como, en *Sabal uresana* manejada en matorrales xerófilos del norte de México (Oyama y Mendoza 1989; Joyal 1996; Endress et al. 2004). En términos

generales, la baja disponibilidad de luz bajo el dosel del bosque y la extracción intensiva de hojas, fueron los factores que afectaron el desempeño de las palmas, reduciendo la producción de hojas nuevas y afectando sus tasas vitales (O' Brien & Kinnaird 1996; Svenning & Macias 2002; Endress et al. 2004).

El efecto de la cosecha sobre la sostenibilidad del uso de las hojas de especies de palmas introducidas para su manejo dentro de sistemas agrícolas ha sido poco estudiado. En estos sistemas, las palmas se encuentran bajo condiciones distintas a las que predominan bajo el dosel de los bosques. El efecto de las prácticas de cosecha comunes, aunado al impacto que tienen sobre la dinámica foliar las prácticas de manejo que fomentan el crecimiento de los individuos, tales como el riego, la eliminación de plagas o el deshierbe se conocen poco. Bajo estas condiciones, se esperaría que el efecto de la cosecha sobre el desempeño de las palmas cambiara según el nivel de defoliación.

En la Península de Yucatán las hojas de la palma de guano (*Sabal yapa* Wright ex Becc. y *Sabal mexicana* Mart., Arecaceae) son frecuentemente utilizadas para la fabricación de los techos de la casa tradicional maya (Caballero 1994). Si bien en algunas regiones las hojas se siguen extrayendo de la vegetación natural, la reducción de estas áreas favoreció su introducción en diversos sistemas de manejo, como es el caso del huerto familiar (Caballero 1994). En estos espacios la palma de guano es manejada junto con otros recursos importantes para la economía familiar. Las hojas cosechadas para el techado en los huertos familiares son frecuentemente utilizadas para el uso doméstico y en raras ocasiones se venden o intercambian con otras familias. Entre los agricultores mayas de diversas zonas de la Península de Yucatán, existe consenso en la forma como deben cortarse las hojas de la palma de guano (Gama 2001). Las estrategias de cosecha tradicionales recomendadas por los campesinos, consisten en cortar las hojas maduras de las palmas juveniles (individuos con un tallo evidente, pero no reproductivos) y de los adultos de menor talla (individuos reproductivos de entre 3 a 5 m), dejando en pie 1 ó 2 hojas maduras, además del cogollo. La cosecha se efectúa una o dos veces al año, dependiendo de la demanda familiar, pero nunca se sobrepasa este número de eventos. Los individuos nunca se cortan para facilitar la cosecha y aun cuando en un evento de cosecha determinado, las hojas no se requieran para el techado, se procura cortar las hojas más viejas para evitar que estas se sequen en la palma. Sabemos que diversas prácticas de manejo que se llevan a cabo en los huertos familiares, tales como la protección de plántulas, la siembra ocasional y el riego,

favorecen que el uso que se hace de las poblaciones de *Sabal* sometidas a los sistemas tradicionales de cosecha sea sustentable (Martínez-Ballesté et al. 2005); sin embargo, desconocemos si los niveles de cosecha recomendados por los agricultores mayas son los más adecuados y cuál sería el impacto de otras intensidades de defoliación.

Específicamente nos preguntamos (1) ¿las prácticas tradicionales de cosecha son las más adecuadas para una producción sustentable de hojas?, (2) ¿cuál es el impacto de la defoliación sobre el crecimiento y fecundidad de las palmas bajo diferentes intensidades de cosecha?, (3) las prácticas de manejo en huertos familiares, ¿favorecen una explotación sostenida de las hojas?

MÉTODOS

Sitio de estudio y descripción de la especie

Se llevó a cabo un experimento de defoliación en la población de Maxcanú, Yucatán en donde *Sabal mexicana* y *S. yapa* son especies manejadas dentro de huertos familiares. En estos sistemas agroforestales se combina una gran variedad de árboles y arbustos tanto silvestres como cultivados (Caballero 1992). Diversas prácticas de manejo se llevan a cabo para fomentar el crecimiento de las especies promovidas dentro de este espacio. En particular, para el manejo de la palma de guano, se llevan a cabo prácticas tales como la protección de plántulas, la siembra ocasional, la eliminación de plagas, el deshierbe y la cosecha de hojas, tal como se describió anteriormente.

Tras solicitar permisos con los agricultores mayas, el experimento de defoliación se inició en 10 huertos familiares, aunque por diversas circunstancias al final del experimento se tomaron en cuenta sólo ocho huertos (seis en donde crecían ambas especies y dos huertos en donde sólo crecía *Sabal mexicana*). En los ocho huertos en donde trabajamos, existe por lo menos una vivienda con techo de palma y por lo tanto las hojas de ambas especies de *Sabal* siguen siendo un recurso importante para la reparación de los techos. Todos los individuos de ambas especies de *Sabal* en los huertos familiares seleccionados mostraban evidencias de cosecha. El aspecto general y el área de los ocho huertos fueron variables. En algunos huertos la cobertura y densidad arbórea fue mayor que en otros, por lo que había huertos más y menos sombreados. Solamente en un huerto observamos prácticas de irrigación y en otros dos la densidad de herbáceas era alta. Si bien no se hizo un análisis de suelos, basándonos en la clasificación que los mayas realizan (Aguilera 1958), en siete huertos familiares los

suelos eran tipo *box lu'um*, de coloración negra y ricos en litozoles, mientras que en un huerto familiar el suelo era de color rojizo (*K'ankab*) ricos en rendzinas.

Sabal es un género de palmas hermafroditas, medianas a altas, con troncos solitarios que llegan a medir entre 15 y 20 m de altura. Sus hojas son flabeladas de tipo costapalmadas compuestas por 15 a 20 segmentos. Los pecíolos miden aproximadamente 2.5 m de longitud, son recurvados y se insertan en la base de la hoja formando una estructura triangular llamada hastula. Sus flores dispuestas en inflorescencias de 3 m aproximadamente se producen una vez al año, entre enero y marzo. *Sabal* es un género neotropical que incluye 15 especies distribuidas desde el norte de México hasta las Antillas (Zona 1990). *Sabal yapa* es la especie más ampliamente distribuida en la Península de Yucatán siendo un elemento común de selvas primarias como de vegetación secundaria en el centro y norte de la Península así como de pastizales, milpas y huertos familiares (Caballero 1994). *Sabal mexicana* es una especie ampliamente distribuida en México, sin embargo, en la Península de Yucatán solamente se le encuentra creciendo como un elemento cultivado dentro de los huertos familiares (Quero 1992). Los individuos de *Sabal mexicana* tienen un tronco más robusto (20–30 cm DAP) que los individuos de *Sabal yapa* (15–26 cm DAP), sin embargo, esta última alcanza alturas mayores (ca. 20 m vs. 15 m para *S. mexicana*) a las observadas en *S. mexicana*. Las hojas de *S. mexicana* son más largas (80–145 cm longitud vs. 90–125 cm longitud para *S. yapa*) y con segmentos foliares más anchos (3.2–5.3 cm ancho vs. 2.0–3.2 cm ancho para *S. yapa*) que las hojas de *S. yapa*. El tamaño de las flores es similar en ambas especies (3.7–6.5 mm diámetro), pero los frutos y las semillas son más grandes en *Sabal mexicana* (14–19.3 mm diámetro y 8.6–13.3 mm respectivamente) que en *Sabal yapa* (9.8–12.8 mm diámetro y 6.1–8.9 mm respectivamente).

Diseño experimental

El experimento de defoliación tuvo una duración de dos años, desde julio del 2000 hasta julio del 2002. Considerando las estrategias de cosecha ya mencionadas, dos factores fueron considerados para el diseño experimental:

a) Estado de madurez de la planta: Solamente se incluyeron en el experimento a los individuos juveniles y a los adultos de menor tamaño. Estos individuos se dividieron en tres subcategorías en función de la altura de los individuos, 1) entre 1-100 cm; 2) 101-

200 cm; 3) 201-500 cm. Dicha subdivisión fue necesaria, pues después de tres años de evaluación demográfica en las poblaciones de *Sabal*, se observó un incremento en la producción anual de hojas conforme aumentaba la talla de los individuos.

b) Intensidad y frecuencia de cosecha: Se emplearon seis diferentes combinaciones de intensidad y frecuencias de cosecha tal como se describe en el cuadro 1. Los tratamientos 4 y 6 contemplaron la explotación de acuerdo con los criterios tradicionales utilizados por los pobladores locales. Los cuatro tratamientos restantes defoliaron con mayor o menor intensidad y frecuencia además del tratamiento control en el cual no hubo defoliación durante los dos años que duró el experimento.

La frecuencia de cosecha hizo referencia al número de veces que una palma era cosechada en un año; en este caso se aplicó una cosecha anual o dos cosechas anuales. La intensidad de cosecha consideró el número de hojas que fueron dejadas en pie después de cada evento, que en este caso fueron, tres hojas en pie; dos hojas en pie o una hoja en pie. En todos los casos el meristemo apical (cogollo) se dejó intacto. Es importante aclarar que no se incluyó el tratamiento de cosecha semestral dejando una sola hoja y el cogollo, pues los agricultores no permitieron este nivel de extracción en sus palmas por temor a que murieran.

Cada año se midió la altura de las palmas (de la base al meristemo apical) y se contaron el número de inflorescencias de los individuos reproductivos utilizados en este experimento. Las palmas de ambas especies de *Sabal* producen flores a partir de los 3 m de altura, por lo tanto el conteo de inflorescencias sólo se hizo en los individuos de la categoría 3 que sobrepasaban esta altura. A partir de una muestra inicial de hojas, encontramos una alta correlación entre el largo de la hoja y ancho de la hastula ($r = 0.81$ para *S. mexicana* y de $r = 0.71$ para *S. yapa*). En el último censo, después de dos años, se midió el ancho de la hastula de las hojas en todos los individuos marcados para estimar si había diferencias significativas en el largo de las hojas de palmas sujetas a distintos tratamientos de diferentes especies y categorías de tamaño.

Cuadro 1. Niveles y frecuencias de cosecha

Tratamiento	Descripción del tratamiento
1	Tratamiento control: palmas no cosechadas durante los dos años de estudio
2	Palmas cosechadas una vez al año dejando en la palma tres hojas y el cogollo (meristemo apical).
3	Palmas cosechadas una vez al año dejando en la palma dos hojas y el cogollo.
4	Palmas cosechadas una vez al año dejando en la palma una hoja y el cogollo.
5	Palmas cosechadas dos veces al año dejando durante cada evento de cosecha tres hojas y el cogollo.
6	Palmas cosechadas dos veces al año dejando durante cada evento de cosecha dos hojas y el cogollo.

Se utilizó un diseño experimental de bloques al azar en el que cada huerto familiar conformaba un bloque; esto permitió controlar la variación entre huertos y disminuir el error experimental. En cada huerto familiar se encontraban representados los 6 tratamientos, cada uno aplicado a las tres categorías de tamaño por especie. En cada huerto había un total de 18 individuos por especie (seis de cada categoría de tamaño) de tal forma que en seis huertos se marcaron un total de 36 individuos (18 de *S. mexicana* y 18 de *S. yapa*) y en los dos huertos restantes se marcaron 18 palmas de *Sabal mexicana*. En cada caso se pagó a los propietarios de los terrenos el costo de las hojas de todos los individuos incluidos en el estudio y durante los dos años de experimento únicamente nosotros realizamos la cosecha en esas palmas.

Se utilizaron métodos lineales generalizados para evaluar el efecto de los tratamientos, en la producción de hojas, el crecimiento de los individuos, la producción de inflorescencias y la longitud de las hojas, entre individuos de distintas categorías de tamaño y especies. Los modelos lineales son ecuaciones con las cuales podemos describir eventos en la naturaleza a partir de la suma de un conjunto de variables (x) que se multiplican por parámetros constantes (β) mas un componente aleatorio (ε) que introduce la variación asociada a nuestros datos (Crawley 1993).

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_k x_k + \varepsilon$$

A partir de la simplificación de la ecuación que contiene todos los factores que nos interesa probar (modelo máximo), se obtiene un modelo mínimo adecuado que contiene únicamente aquellos parámetro que resultan ser significativamente diferentes de cero (Crawley 1993).

Para comparar la producción de hojas nuevas, en palmas de distintos tamaños y especies, se utilizó un modelo log-lineal ($\eta = l_n y$), que supone una distribución del error tipo Poisson y transforma linealmente los datos mediante la aplicación de logaritmos. Este modelo es adecuado cuando nuestra variable de respuesta (y) es el resultado de un conteo de cosas dentro de un conjunto de datos. El efecto de los tratamientos, de las especies, de las categorías de tamaño, de la altura que tenían las palmas al iniciar el experimento y del número de hojas iniciales antes de aplicar los tratamientos por primera vez, fueron las variables (x) que constituyeron nuestro modelo máximo para evaluar la producción de hojas nuevas (y).

Mediante un modelo lineal recíproco para errores con distribución de tipo Gamma, se evaluó el efecto de las variables (x), tratamiento, especie y categoría de tamaño en el crecimiento de las palmas (y) (incremento en altura de un año al siguiente). El efecto de estas variables, en la producción de inflorescencias (y) se cuantificó mediante un modelo log-lineal y para el efecto sobre la longitud de las hojas (y) se utilizó un ANOVA. Excepto en el modelo log-lineal utilizado para evaluar la producción de inflorescencias por individuo, el factor huertos (bloque) se excluyó de los análisis de los demás modelos utilizados debido a que no fue una variable significativa.

RESULTADOS

Durante el primer año de estudio no se encontró ningún efecto significativo de los tratamientos sobre la producción de hojas nuevas ($\chi^2 = 6.78$ $p=0.15$). Los niveles de cosecha probados dieron lugar a una producción de hojas equivalente en las palmas. Sin embargo, después de dos años fue posible observar un efecto de los tratamientos ($\chi^2=27.86$, $p<0.0001$). El orden de los tratamientos en el Cuadro 1 muestra un gradiente de intensidad de cosecha que va del tratamiento 1 (control) hasta el tratamiento 6, que representa la cosecha más intensa. A partir de nuestro modelo log-lineal, encontramos que la producción de hojas de las palmas sujetas a los tratamientos 4, 5 y 6, no fue significativamente diferente, pero que sí difirieron de la producción de hojas de las palmas sujetas a los demás tratamientos. A su vez, la producción de hojas entre los tratamientos 2 y 3 fue equivalente, pero distinta de los demás tratamientos. Finalmente, la producción de hojas de las palmas en el tratamiento control fue significativamente distinta a las hojas producidas en los demás tratamientos. Al final tuvimos tres grupos en cuanto a la producción de hojas en los individuos de ambas especies de *Sabal*. Las

palmas que no fueron cosechadas durante los dos años (tratamiento 1) produjeron ligeramente más hojas en promedio que los tratamientos 2 y 3. Sin embargo la producción de hojas se incrementó conforme se incrementaba la intensidad de cosecha. Las palmas de ambas especies de *Sabal* sujetos al efecto de la cosecha de los tratamientos 4, 5 y 6 fueron las palmas que produjeron más hojas (Fig. 1).

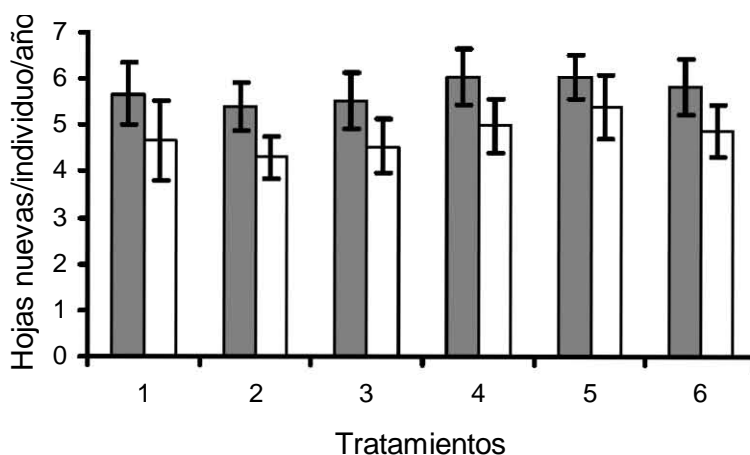


Figura 1. Producción promedio de hojas nuevas por individuo después de dos años bajo cada tratamiento. En gris *S. mexicana*, en blanco *S. yapa*. Tratamientos (1) plantas control, (2) cosecha anual dejando en pie tres hojas, (3) cosecha anual dejando dos hojas en pie, (4) cosecha anual dejando una hoja en pie, (5) cosecha dos veces al año dejando tres hojas en pie, (6) cosecha dos veces al año dejando dos hojas en pie.

La producción de hojas nuevas, fue también, significativamente diferente entre especies ($\chi^2=3.859$ $p=0.04$); Los individuos de *S. mexicana* produjeron significativamente más hojas que los de *S. yapa* (Fig. 1). Siguiendo la tendencia mencionada en la producción de hojas entre tratamientos, obtuvimos que las palmas de *S. mexicana* bajo el tratamiento control produjeron 5.6 hojas en promedio, mientras que las de *S. yapa* produjeron solamente 4.6 hojas; las palmas bajo los tratamientos 2 y 3 produjeron 5.4 hojas en *S. mexicana* y 4.4 en *S. yapa*; finalmente las palmas más intensamente cosechadas por los tratamientos 4, 5 y 6 produjeron 5.9 hojas en *S. mexicana* y 5.1 hojas en *S. yapa*.

La altura que tenían los individuos de ambas especies cuando se inició el experimento ($\chi^2=39.61$ $p<0.0001$) y el número de hojas iniciales antes de aplicar los tratamientos por primera vez ($\chi^2=40.76$ $p<0.0001$) resultaron parámetros significativos sobre la producción final de hojas en nuestra ecuación log-lineal. La interacción de ambas variables ($\chi^2=13.60$ $p=0.0002$) fue también significativa. Las palmas que

anualmente produjeron más hojas (Fig. 2) fueron las que tenían mayor altura y hojas en pie al iniciar el experimento. Dicha tendencia se mantuvo entre especies, así la interacción especie-hojas iniciales fue significativa ($\chi^2=5.25$ $p=0.02$), siendo los individuos de *S. mexicana* los que más hojas produjeron.

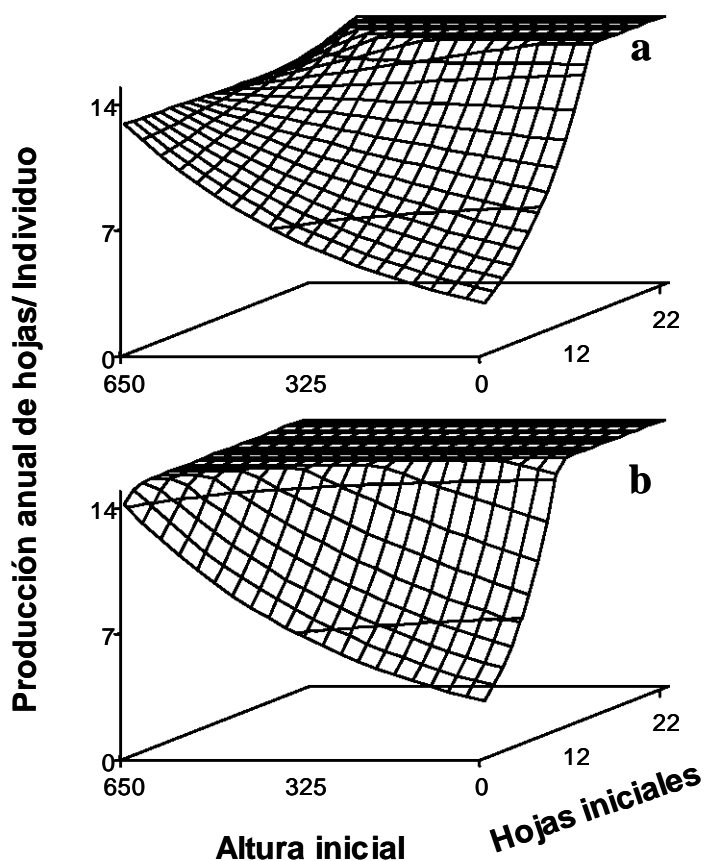


Figura 2. Producción promedio anual de hojas por individuo después de dos años de estudio, con base en la altura de las palmas al iniciar el experimento y el número de hojas que las palmas tenían antes de aplicar los tratamientos. (a) *S. mexicana*, (b) *S. yapa*.

Debido a que no resultó significativo el efecto de la categoría de tamaño sobre la producción de hojas de los individuos de ambas especies, este parámetro se eliminó de nuestro modelo log-lineal.

Los tratamientos de cosecha aplicados no tuvieron efectos significativos sobre el crecimiento de las palmas. Por el contrario, sólo durante el primer año la producción de inflorescencias por individuo en edad reproductiva fue significativamente diferente entre tratamientos ($\chi^2=12.6$ $p=0.02$); entre huertos ($\chi^2=41.3$ $p<0.0001$); y en la interacción tratamiento-especie ($\chi^2=15.66$ $p=0.007$). Las palmas sometidas a los

tratamientos control y al tratamiento 5 fueron los que más inflorescencias produjeron en *S. mexicana*, mientras que los individuos de *S. yapa* bajo los tratamientos 1 y 2 produjeron más inflorescencias que los demás individuos (Fig. 3). La longitud de las hojas estimado a partir del ancho de la hastula no fue afectado por los tratamientos de defoliación aplicados en los individuos de ambas especies.

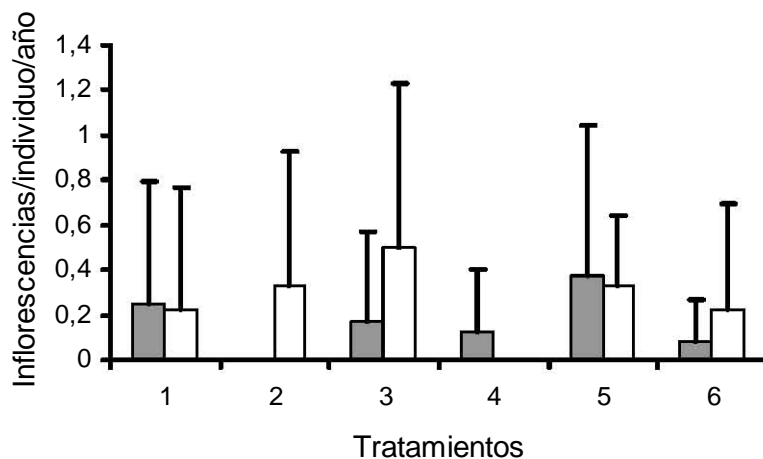


Figura 3. Producción promedio de inflorescencias por individuo mayor de tres metros durante el primer año de estudio. En gris *S. mexicana*, en blanco *S. yapa*. Tratamientos (1) plantas control, (2) cosecha anual dejando en pie tres hojas, (3) cosecha anual dejando dos hojas en pie, (4) cosecha anual dejando una hoja en pie, (5) cosecha dos veces al año dejando tres hojas en pie, (6) cosecha dos veces al año dejando dos hojas en pie.

DISCUSIÓN

Las formas tradicionales de cosecha empleadas por los agricultores mayas (tratamientos 4 y 6) resultaron ser las estrategias más adecuadas en términos de la producción de hojas. Estos tratamientos, frecuentemente recomendados para la cosecha de ambas especies de *Sabal* produjeron al final del experimento un mayor número de hojas que los tratamientos de menor extracción. Después de dos años bajo el mismo régimen de cosecha, las palmas más frecuentemente cosechadas y con mayor intensidad produjeron más hojas que aquellas que no lo fueron.

Aunque no fue posible probar el tratamiento de defoliación completa, los agricultores mayas mencionan que la palma se debilita cuando solamente se deja en pie el cogollo y se extraen todas las hojas. Los resultados de un estudio demográfico en esta especie (Martínez-Ballesté et al. 2005) muestran una disminución en las tasas de crecimiento de los individuos de *S. yapa* que se encontraban en un huerto familiar y en el que fueron sobre cosechados durante el tercer año de estudio. Estas evidencias hacen

suponer que, al igual que en otras especies de palmas (Mendoza et al. 1987; Oyama & Mendoza 1990; Joyal 1996; Flores 2000; Zuidema y Werger 2000), *Sabal* podría disminuir su producción de hojas si todas son cosechadas.

Se sabe que una proporción importante de los nutrientes producidos durante la fotosíntesis se encuentra almacenada en las hojas. Un balance adecuado de carbono en las plantas depende no sólo del área foliar disponible, sino también de la dinámica de recambio de sus hojas (Chabot y Hicks, 1982). Los agricultores mayas cosechan las hojas de palma de *Sabal* cortando las más viejas (hojas que tienen más tiempo de producidas, a veces amarillentas y necrosadas) y dejando en pie las hojas más nuevas. La misma estrategia se siguió durante los dos años que duró el experimento, encontrando que esto favorece una dinámica de recambio adecuada para incrementar la producción de hojas nuevas. Las hojas seniles tienen una menor capacidad fotosintética que las hojas maduras (Bazzaz 1996), su eliminación podría no causar efectos negativos sobre la producción de nuevas hojas.

Por otro lado, la altura de las palmas fue un factor importante en la producción de hojas nuevas. A mayor altura, mayor producción de hojas. Si bien no se determinaron relaciones alométricas en la planta, es posible que exista una interacción entre la altura y el número de hojas que la palma puede soportar en pie. Los individuos con mayor altura posiblemente requieren de una mayor producción de fotosintatos para mantener los tejidos de sostén que soportan a las palmas.

Asimismo, la altura inicial que tenían las palmas al iniciar el experimento, relacionada con el número de hojas que los individuos tenían en ese momento, antes de aplicar los tratamientos por primera vez, afectó la producción posterior de hojas. Cuando comparamos la producción de hojas de palmas del mismo tamaño sometidas al mismo tratamiento inicial, obtuvimos una mayor producción en aquella que tenían más hojas en pie antes de iniciar el experimento que en aquellas que se encontraban previamente más cosechadas, esta interacción resultó más evidente en las palmas de menor altura. Aun cuando los tratamientos que cosecharon con mayor intensidad y frecuencia incrementaron la producción de hojas, la capacidad de las palmas para producir nuevas hojas disminuyó cuando su tejido foliar se encontraba reducido por procesos previos de cosecha intensa. Nuestros resultados sugieren que mantener a las palmas sometidas a niveles intensos de cosecha por largo tiempo, sobre todo en las palmas de menor altura, podría causar una disminución en la producción de hojas.

Se ha observado que la extracción de hojas afecta más la supervivencia de las palmas inmaduras que de aquellas que ya han alcanzado la madurez (Mendoza et al. 1987). En el caso de *Sabal*, la extracción de hojas no se realiza de individuos inmaduros (palmas infantiles sin tallo evidente), sino únicamente de palmas juveniles o de adultos de menor talla y reproductivos. Estos individuos parecen ser más tolerantes a la extracción de hojas, ya que después de dos años durante los cuales estuvieron sujetos a procesos de defoliación no se registró la muerte de ninguna de las palmas cosechadas. El crecimiento (incremento en altura de un año al siguiente) tampoco se vio afectado por alguno de los tratamientos, aun y cuando la tasa de crecimiento en las plantas se encuentra fuertemente correlacionado con las tasas de recambio de hojas (Ackerly 1997; Reich et al. 1992; O'Brien y Kinnaird 1996). A diferencia de otras especies de palmas (Joyal 1996; Flores y Ashton 2000; Zuidema y Werger 2000), el incremento en la producción de hojas conforme se intensificaba la cosecha no aceleró significativamente el crecimiento de los individuos de *Sabal*.

Diversos estudios muestran una correlación negativa entre el grado de defoliación y la producción de estructuras reproductivas (Lee y Bazzaz, 1980; Clark y Clark, 1988; Ataroff y Schwarzkopf, 1992; Ackerly et al. 2000; Flores y Ashton 2000; Endress et al. 2004). Sin embargo, la producción de inflorescencias en *Sabal* se vio afectada por los tratamientos de cosecha solo después del primer año, pero no durante el segundo año. El patrón de variación entre el grado de defoliación y la producción de estructuras reproductivas no fue claro, sino que al contrario de como se esperaba, la disminución de inflorescencias ocurrió en palmas sujetas a tratamientos de baja intensidad de cosecha. Otros factores ambientales pudieron afectar la reproducción. Con base en nuestros análisis estadísticos, los huertos familiares resultaron tener un efecto significativo sobre la producción de inflorescencias durante el primer año. Las condiciones particulares de cada huerto y la disponibilidad de los recursos como luz, agua y nutrientes dentro de estos espacios pudo tener un efecto mayor que la intensidad de defoliación sobre la producción de inflorescencias. En investigaciones futuras, sería importante obtener información sobre estos parámetros para evaluar su impacto sobre la reproducción en estas palmas.

Los resultados de este estudio muestran que las estrategias de cosecha utilizadas por los agricultores mayas pueden mantener una cosecha adecuada sin afectar la

supervivencia, el crecimiento y la reproducción de los individuos. Otras especies de palmas cosechadas en zonas tropicales no siempre mantienen una producción sustentable de hojas (Zuidema y Weger 2000; Svenning y Macía 2002; Endress et al 2004). Las condiciones de umbría bajo el dosel del bosque (O'Brien & Kinnaird 1996; Ramírez 2005), la cosecha de palmas inmaduras susceptibles de morir (Endress et al. 2004) o la cosecha intensiva o destructiva de todo el individuo para la obtención de hojas (Svenning & Macía 2002), parecen ser la causa de estos resultados.

La introducción de la palma dentro de huertos familiares permite asegurar la obtención del recurso, fomentando su desarrollo en sitios en donde es posible manipular ciertos factores que favorecen el crecimiento y la producción de nuevas hojas. Por esta razón, los sistemas agroforestales, como los huertos familiares, se han propuesto como estrategias adecuadas para una cosecha sustentable de especies de palmas con alto valor comercial (Svenning & Macía 2002). Si bien la cosecha intensiva de las palmas por un tiempo prolongado podría disminuir la capacidad de los individuos para producir nuevas hojas, las estrategias de cosecha tradicional de *Sabal* dentro de los huertos familiares favorecieron una producción adecuada de hojas durante el tiempo que duró el estudio. Los mayas han cosechado las hojas de esta palma por periodos largos de tiempo, sin embargo, los resultados de esta investigación podrían ser utilizados para explorar la efectividad de las estrategias tradicionales de cosecha en el largo plazo.

REFERENCIAS

- Ackerly, D.** 1997. Allocation, leaf display and growth in fluctuating light environments. 231-263. in F. A. Bazzaz, and J. G. (eds.). *Plant resource allocation*. Academic Press, .
- Aguilera, H. N.** 1958. *Suelos de la Península de Yucatán*. Instituto Nacional de Recursos Naturales Renovables.
- Ataroff, M., and T. Schwarzkopf.** 1992. Leaf production, reproductive patterns, field germination and seedling survival in *Chamaedorea bartlingiana*, a dioecious understory palm. *Oecologia*, **92** 250-256.
- Balick, M. J.** 1988. The palm- tree of life: biology, utilization and conservation. A. E. Botany. New York, New York Botanical Garden. **6**.
- Balick, M. J., and H. S. Beck.** 1990. *Useful palms of the world: a synoptic bibliography*. Columbia University Press, New York.
- Bazzaz, F. A.** 1996. *The ecophysiology of plants in heterogeneous environments*. Harvard University Press, Massachusetts.

- Caballero, J.** 1992. The Maya homegardens of the Yucatan Peninsula: Past, Present and Future. *Ethnoecologica*, **1** (1):35-54. (online) URL: http://www.ethnoecologica.org.mx/Ethnoecologica_vol1_n1/frame_sup_art_cab1.htm.
- Caballero, J.** 1994. *Use and Management of Sabal Palms Among the Maya of Yucatan*. PhD, University of California, Berkeley, USA.
- Chabot, B. F., and D. J. Hicks.** 1982. The ecology of leaf life spans. *Annual Review in Ecology and Systematics*, **13** 229-259.
- Clark, D. B., and D. A. Clark.** 1988. Leaf production and the cost of reproduction in the neotropical rain forest Cycad, *Zamia skinneri*. *Journal of Ecology*, **76** 1153-1163.
- Crawley, M. J.** 1993. *GLIM for Ecologist*. Blackwell Science, London.
- Endress, B. A., D. L. Gorchov, M. B. Peterson, and E. P. Serrano.** 2004. Harvest of the palm *Chamaedorea radicalis*, its effects on leaf production, and implications for sustainable management. *Conservation Biology*, **18** (3):822-830.
- Flores, C. S., and P. M. S. Ashton.** 2000. Harvesting impact and economic value of *Geonoma deversa*, Arecaceae, an understory palm used for roof thatching in the Peruvian Amazon. *Economic Botany*, **54** (3):267-277.
- Gama, V.** 2001. *Demanda y Disponibilidad de la Palma de Guano (Sabal spp., Arecaceae) en tres Comunidades de la Península de Yucatán*. B. Sc. thesis, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, Mexico.
- Hodel, D. R.** 1992. *Chamaedorea palms: the species and their cultivation*. Allen Press, .
- Khan, F., and J. J. d. Granville.** 1992. *Palms in forest ecosystems of Amazonia*. Springer, Berlin.
- Lee, T. D., and F. A. Bazzaz.** 1980. Effects of defoliation and competition on growth and reproduction in the annual plant *Abutilon theophrasti*. *Journal of Ecology*, **68** 813-821.
- Martínez-Ballesté, A., C. Martorell, M. Martínez-Ramos, and J. Caballero.** 2005. Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: The Maya management of *Sabal* palms. *Ecology and Society*, **10**(2): 17. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art17/>
- Mendoza, A., D. Piñero, and J. Sarukhán.** 1987. Effects of experimental defoliation on growth, reproduction and survival of *Astrocaryum mexicanum*. *Journal of Ecology*, **75** 545-554.

- Nations, J. D.** 1992. *Xateros, Chicleros, and Pimenteros: harvesting renewable tropical forest resources in the Guatemala Péten.* 208-219. in K. H. Redford, and, C. Padoch. *Conservation of Neotropical Forests. Working from Traditional Resource Use.* Columbia University Press, New York.
- O'Brien, T. G., and M. F. Kinnaird.** 1996. Effect of harvest on leaf development of Asian palm *Livistonia rotundifolia*. *Conservation Biology*, **10** (1):53-58.
- Oyama, K., and A. Mendoza.** 1990. Effects of defoliation on growth, reproduction, and survival of a neotropical dioecious palm, *Chamaedorea tepejilote*. *Biotropica*, **22** (2):119-123.
- Pedersen, H. B., and B. Balslev.** 1992. The economic botany of Ecuadorian palms. in M. J. Plotkin, and M. J. Famolare. *Sustainable harvest and marketing of rain forest products.* Island Press, Washington, D.C.
- Peters, C. M., A. H. Gentry, and R. O. Mendelsohn.** 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature*, **339** 656-657.
- Quero, H.** 1992. *Las palmas silvestres de la Península de Yucatán.* Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ratsirarson, J., J. A. Silander, and A. F. Richar.** 1996. Conservation and Management of a Threatened Madagascar Palm Species, *Neodopsis decary*, Jumelle. *Conservation Biology*, **10** (1):40-52.
- Reich, P. B., M.B. Walters y D.S. Ellsworth.** 1992. . **Ecological Monographs. 62(3): 365-392.** 1992. Leaf life-span in relation to leaf, plants and stand characteristics among diverse ecosystems. *Ecological Monographs*, **62** (3):365-392.
- Reining, C., and R. Heinzman.** 1992. Non timber forest products in the Petén Guatemala: Why extractive reserves are critical for both conservation and development. 110-117. in M. J. Plotkin, and M. J. Famolare. *Sustainable harvest and marketing of rain forest products.* Island Press, Washington, D.C.
- Svenning, J. C., and M. J. Macías.** 2002. Harvesting of *Geonoma macrostachys* Mart. leaves for thatch: an exploration of sustainability. *Forest Ecology and Management*, **167** 251-262.
- Vásquez, R., and A. H. Gentry.** 1989. Use and misuse of forest-harvested fruits in the Iquitos area. *Conservation Biology*, **3** 350-362.
- Zuidema, P. A., and M. J. A. Werger.** 2000. *Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon.* Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana and Universiteit Utrecht, Bolivia and Netherland.
- Zuidema, P. A., and M. J. A. Werger.** 2000. Impact of artificial defoliation on ramet and genet demography in a Neotropical understory palm. 109-131. in P. A. Zuidema. *Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon.*

Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana and Universiteit
Utrecht, Bolivia and Netherland.

CAPÍTULO 2.

Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: The Maya management of *Sabal* palms.



mat throne

Copyright © 2005 by the author(s). Published here under license by The Resilience Alliance.
Go to the [pdf](#) version of this article

The following is the established format for referencing this article:
Martínez-Ballesté, A., C. Martorell, M. Martínez-Ramos, and J. Caballero. 2005. Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: the Maya management of xa'an palms. *Ecology and Society* **10**(2): 17. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art17/>

Research

Applying Retrospective Demographic Models to Assess Sustainable Use: the Maya Management of Xa'an Palms

[Andrea Martínez-Ballesté](#)¹, [Carlos Martorell](#)¹, [Miguel Martínez-Ramos](#)¹ and [Javier Caballero](#)¹

¹Universidad Nacional Autónoma de México.

- [Abstract](#)
- [Introduction](#)
- [Methods](#)
 - [Demographic data](#)
 - [Retrospective analysis](#)
- [Results](#)
 - [Matrix models and finite population growth](#)
 - [Retrospective analysis](#)
- [Discussion](#)
 - [Final considerations](#)
- [Responses to this article](#)
- [Acknowledgments](#)
- [Literature cited](#)

ABSTRACT

Xa'an palm (*Sabal yapa*) has been used to thatch traditional Maya houses for over 3000 years. In the Yucatan Peninsula, this palm has been introduced to pasturelands, maize fields (milpas), and homegardens. These and other traditional management systems are usually believed to be sustainable, but there is as yet little evidence to support this hypothesis. Demographic models have been used for this purpose, mainly focusing on population growth rate (λ). So far, retrospective analysis has not been applied, even though it examines how changes in the the life cycle of a species, caused by different management regimes, affect its λ . In this study, we assess whether ecologically sustainable use of xa'an occurs in homegardens, pasturelands, and milpas, and if so, how it is achieved. We constructed matrix population models for four populations of xa'an that were followed for 3 years, and then conducted a retrospective analysis on them. Management in homegardens seems to be oriented to increasing the availability of xa'an leaves, favoring the survival of seedlings, and increasing the density of harvestable-sized palms. However, in the milpa and the

pastureland, the population size structure resembles that of unmanaged populations. Our λ values suggest that the traditional use of xa'an in all the studied management regimes is sustainable. Nevertheless, the processes that lead to sustainable use are different in each system, as shown by our retrospective analysis. Although fecundity contributes positively to λ only in homegardens, permanence and growth maintain palm populations at an equilibrium in the pastureland and in the milpa, respectively. Between-year climatic differences had a smaller impact on λ than management practices, which may vary from one year to another, leading to different balances in the sustainable use of the populations involved. Even though no significant differences were found in λ values, Maya achieve sustainable use of xa'an palm under diverse scenarios by managing the great plasticity of the species, as was revealed by the retrospective analysis. Hence, this approach proved to be effective, not only for assessing sustainable use, but also for understanding the factors that favor or limit it.

Key words: Ethnoecology; LTRE; Mexico; NTFP; Sabal yapa; traditional management; xa'an palm; Yucatan.

INTRODUCTION

Numerous studies suggest that sustainable use in traditional management systems is possible because such systems have stood the test of time, and because they involve a close relationship between local peoples and their environment (Haverkort and Millar 1994, Turner et al. 2000). However, there is still little evidence on whether sustainability is favored or limited by such practices (Grenand and Grenand 1996, Berkes et al. 2000).

Sustainability is still a controversial concept, and has been defined in several ways; different parameters have been suggested as a basis for its measurement (Lubchenco et al. 1991, Levin 1993, Kates et al. 2001, Swart et al. 2002, Newton and Freyfogle 2005, Padoch and Sears 2005). In this paper, we focus on sustainable use, which—from an ecological perspective—may be achieved if the management of a resource allows its natural replacement, so it is capable of renewing itself indefinitely (Mangel et al. 1993).

At the population level, this has been equated with keeping the finite growth rate (λ) of the managed species' population at or above its equilibrium value (i.e., $\lambda \geq 1$, e.g., Olmsted and Álvarez-Buylla 1995, Joyal 1996, Ticktin et al. 2002). Growth rate is estimated from demographic models that project the hypothetical consequences of the present environmental conditions and management practices over long-term periods under the assumption that these remain unchanged.

The persistence of the exploited populations under traditional management will depend not only on ecological processes, but also on the characteristics of the production system (Homma 1996). For example, two management strategies may have the same effect on λ although their relative effects on growth, survival, and fecundity may differ. The response of λ to different human activities may then be adequately analyzed by retrospective analysis (Ehrlén and van Groenendael 1998). This method has been used to compare populations under different spatial and temporal environmental scenarios, identifying, in each situation, those stages of the life cycle that, relatively, contribute the most to the observed variation in λ (Caswell 1989, Horvitz et al. 1997). This analysis has not been used in assessments of sustainable use, even though it could be a powerful tool to evaluate the effect of management on population dynamics.

Prospective analyses such as elasticity, evaluate the relative effects on vital rates of hypothetically small changes in the environment or in management, assuming that they remain unaltered over time (Caswell 2001). Management systems, however, adapt to changing environmental and sociocultural scenarios. Retrospective models allow us to analyze actual differences between management regimes and, eventually, to establish the general principles by which sustainable use may be achieved under different conditions.

An appropriate system to analyze the effect of different management regimes on a single

biotic resource is that of leaf harvest of xa'an palm (*Sabal yapa* Wright ex Becc., Arecaceae). This species has been managed for over 3000 years by the Yucatec Maya of Mexico (Caballero 1994). The most important use of xa'an leaves is for roof thatching the traditional Maya house. The regime in which these palms have been managed has evolved as a result of a number of linking factors, including cultural change, human population growth, and changes in land use. Time has not substituted one management regime for another, but, rather, the result has been their accumulation and integration into the wide technological scenario found today throughout the Yucatan Peninsula (Caballero 1994). There are four different regimes of xa'an palm management: in the state of Quintana Roo, it is harvested in both the mature and the secondary forest; in the maize-growing region of the states of Quintana Roo and Yucatan, xa'an is spared in maize fields; in the cattle-raising region of Yucatan, it is spared in pasturelands; and throughout the Maya area of the peninsula, xa'an is also maintained or promoted in homegardens (Caballero 1994), which are complex agroforestry systems that combine a great variety of trees and shrubs, both wild and cultivated (Caballero 1992).

In this study, we conducted a demographic retrospective analysis to assess whether xa'an palm is being managed in an ecologically sustainable manner in home gardens, pasturelands, and milpas, and if so, how is it achieved. This last issue has not been quantitatively assessed. In particular, we approached the following questions: Does population density and structure of xa'an palm differ among management regimes? How much does λ vary among management regimes? Which palms' vital rates contribute more in observed λ variation among management regimes and years? Do these management regimes result in sustainable use, and if so, how is it achieved?

METHODS

This study was carried out in three different settlements that represent the different regimes of xa'an management in the present Maya area of the Yucatan Peninsula (Fig. 1). In the town of Maxcanú, xa'an palm is abundant in most homegardens. The entire homegarden is watered and weeded regularly. Xa'an seeds are occasionally sowed, seedlings are protected from livestock, and larger palms are frequently harvested in order to increase leaf production. Although commercial demand is very low, household demand is the highest among the three study sites because there are more buildings thatched with palm in each homegarden. It is also the largest town of the three (Gama 2001, Martínez-Ballesté et al. 2002).

The town of Sucilá is located in the cattle-raising zone of Yucatan. In this town, xa'an individuals are spared when new pasturelands are opened, but receive no special care afterward. As in Maxcanú, leaf harvest is constant. Palms are damaged by fires initiated by ranchers who want to promote pasture, by cattle grazing, and by the very high irradiance that kills seedlings and saplings. Although the leaves are used locally, domestic leaf demand is the lowest (Gama 2001, Martínez-Ballesté et al. 2002). Commercial harvest does take place, but it is not important to local economy.

In X'Konhá, xa'an grows along with maize and various vegetables and fruit trees in permanent agricultural fields locally known as milpas. As in Sucilá, palms do not receive any care other than being spared when the forest is felled in order to establish the milpa. Leaf harvest is constant. The area is burned occasionally to remove unwanted vegetation and sow maize, and small numbers of livestock feed on xa'an. Irradiance is very heterogeneous. Domestic leaf demand is intermediate, and household production is seldom sold (Gama 2001, Martínez-Ballesté et al. 2002). In the three management systems, harvest takes place without felling the palms. Only mature leaves are cut, leaving one to three younger leaves and the meristem intact.

As well as being directly affected by human activity and by micro-environmental differences of each system, xa'an populations may also be influenced by climatic variations. A northwest-southeast temperature and precipitation gradient in the Yucatan Peninsula (Miranda 1958) corresponds to a vegetation gradient that goes from dry forest in the NW region of the peninsula, to rainforest in the SE. Maxcanú and Sucilá are in the warm and dry region, whereas X'Konhá is located in the region with the highest precipitation (see Fig. 1 a,

b, c). Although hurricanes are an important phenomenon in the peninsula, during the course of our study, we did not observe their effect on xa'an populations.

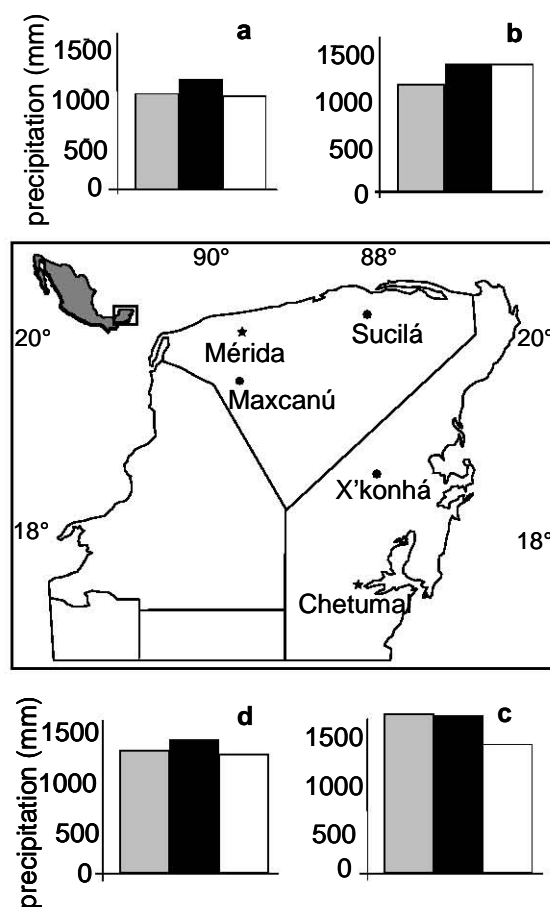


Figure 1. Location of the study sites and annual precipitation for 1998 (gray bars), 1999 (black bars), and 2000 (white bars) in a) Maxcanú, b) Sucilá, c) X'Konhá, and d) Average for the three sites

Demographic Data

Although milpas and pasturelands seemed quite homogeneous, homegardens are highly variable (Caballero 1994). Four sites were selected for this study, two in homegardens, one in pastureland, and one in a milpa. The pastureland and the milpa were larger (3.9 ha and 1.7 ha, respectively) than both homegarden-1 (0.61 ha.) and homegarden-2 (0.25 ha.). Homegarden-1 was irrigated, whereas homegarden-2 depended fully on rainfall, representing two very contrasting systems. Between 161–239 individuals of xa'an palm were sampled by means of randomly established permanent plots of different length depending on the size class of palms in each site. Palm individuals were classified into nine categories, according to their size and development stage, as follows: seedlings (SD, newborn palms less than 1 year old); saplings with belowground stems and a leaf morphology different from that of seedlings, further divided into three categories—SA1 (bifid leaves), SA2 (incompletely divided leaves), SA3 (completely divided leaves); juveniles with aboveground visible stems and encompassing next stem length (from the ground to the apical meristem) categories (range in centimeters) J1 (1–50), J2 (51–100), J3 (101–200), and J4 (201–300); and adults (reproductive individuals) divided in next stem length categories (range in centimeters) A1 (301–400), A2 (401–650), A3 (651 or more). The most commonly harvested size classes are the juveniles and the shorter adults.

Survival and growth were recorded annually between January 1998 and January 2001. Seedling survival was recorded every 6 months, and those surviving for a year after germination were considered recruited. Palms do not form a seed bank (Vázquez-Yanes and

Orozco-Segovia 1993, Svenning 2001), so it was assumed that all seeds either germinate within a year or die.

The basal area of the inflorescence's principal axis in each reproductive individual was measured yearly. This provided an estimation of the number of fruits produced. Based on previous data, we knew that there is a strong correlation between the basal area of the branches and the sum of the basal areas of the branches stemming from them ($r = 0.99$), and that the basal area of a fruit-bearing branchlet determines the number of fruits it produces ($r = 0.81$).

The average fecundity for each category was calculated according to the Menges (1990) empirical approach, in which the recruited seedlings are assigned to each adult category according to the proportion of total reproductive effort made by the category, and by the number of individuals it contains. As no record was made of the mortality of the largest adults, the respective survival probability was estimated from the growth rate (which was found to have values between 12.5 and 28 cm year⁻¹ at the different sites and years) and the maximum observed height, assuming that death occurred after maximum height was achieved (Mendoza 1995).

Stasis, growth, and fecundity rates were used to establish matrix population models for each site and each of the 3 years studied. Stasis values can be seen in the matrix diagonal, and correspond to individuals that remain in the same size category after 1 year. Growth values are found under the diagonal, and they refer to individuals that move to the next size category. Adult fecundity values are found on the first line of the matrix (Appendix 1). These models were iterated until stability was reached to obtain λ values as described in detail in Caswell (2001). Confidence intervals for each obtained λ were set through a Series Approximation Method (Caswell 2001).

Retrospective Analysis

Management and environmental variations in the dynamics of xa'an palm populations, and their effect on population growth rate (λ) were analyzed by means of retrospective analysis. As it occurs in conventional analyses of factorial experiments, retrospective analysis partitions the observed variations in λ into main effects caused by two factors, site and year, and their interaction. The effect of these factors on λ was further broken down into the contributions from the observed differences in each vital rate (Caswell 1989). Contributions are additive, so matrix entries with positive contributions correspond to intersite and interannual variations in vital rates that tend to increase the λ value, whereas negative contributions decrease λ , and zeros have no effect (Appendix 2). Contributions were summarized by adding up the values of all entries in the matrix corresponding to each of the three fundamental demographic components: stasis, growth, and fecundity.

RESULTS

Palm density was similar at all sites except the milpa, where it was lower (Fig. 2). Seedlings were the most abundant size class in all populations (Fig. 2) but significant differences ($\chi^2 = 92.01$, $p < 0.0001$) in size structure were observed between sites. Pastureland and milpa had higher proportions of SA1 and A individuals, but the more frequently harvested size classes (juveniles) were relatively more abundant in homegardens (Fig. 2). This results in a much higher density of useful individuals (juveniles and adults - 1) in the latter system.

Matrix Models and Finite Population Growth

Survival of seedlings was particularly high in homegardens and in the milpa during the 3 years (77% in homegarden-1, 78% in homegarden-2, and 88% in the milpa). In contrast, only 24% of the seedlings survived in the pastureland. Adult mortality was only observed in homegarden-1, where the householders removed a few of them in order to clear space to build a house. The lowest average stem growth for all size categories was recorded in homegarden-1, and the highest one in the milpa (Appendix 1). Nevertheless, the probabilities of stasis are higher in all categories (between 60%–99%) than the probabilities of moving into the next stage (between 3%–40%). Growth of these palms is, therefore,

slow; it takes approximately 7 years for a palm to reach the size of a juvenile individual, and they have a total lifespan of ~100 years.

During the 3 years studied, the highest seedling recruitment was recorded in homegardens (458 and 462 seedlings in homegardens-1 and -2 vs. 45 in pastureland and 275 in the milpa) despite the reduced fruit production per individual recorded there in the same time period (2449 and 11 871 in homegardens-1 and -2, respectively, vs. 35 557 in the pastureland and 31 722 in the milpa). As a result, the fecundity calculated for the projection matrices was higher in the homegardens (Appendix 1).

The among-year average transition matrices for each site (95% confidence interval) give the following λ values: 1.007 (0.92–1.09) and 1.092 (0.99–1.19) for homegardens-1 and -2, respectively, 1.072 (0.92–1.22) for the milpa, and 1.017 (0.98–1.05) for the pastureland. The estimated confidence intervals indicate that the population growth rates did not differ from 1, and that λ did not differ between populations.

Retrospective Analysis

In the homegardens and in the pastureland, stasis made an important positive contribution to differences in λ , but not at the milpa, where overall individual growth contributed positively to λ (Fig. 3a–d). The overall differences in growth and stasis contributions were largely concentrated in the seedling and sapling stages, which made large positive contributions in the two homegardens, and negative ones in the pastureland (Appendix 2, site contributions). Fecundity contributes positively to λ in the homegardens (Fig. 3a, b), but negatively in the pastureland and in the milpa (Fig. 3c, d). Only in homegarden-2, stasis, growth, and fecundity contributed positively to population growth, therefore, the highest λ was obtained there (Fig. 3b).

There were nearly no differences in average λ between years, so annual variation was less important than between site variation (Fig 3e–g). A positive contribution of the individuals' growth to λ was observed in 1999, when the average precipitation was highest (1328 mm) (Fig. 3f). In contrast, in 1998 and 2000, the years with the lowest average precipitation (1215 and 1175 mm, respectively), individuals barely grew and λ resulted from individuals' stasis (Fig. 3e, g). In 1998, fecundity also contributed to an increase in λ values. The life stages most affected by climatic variation and responsible for the greatest contributions to λ were fecundity, and seedling and sapling growth (Appendix 2, year contributions).

The interaction between sites and years produced a contribution to λ values comparable to that of sites. However, no clear pattern was readily apparent (Fig. 3h–s). In 1998, stasis in both homegardens was mostly responsible for the observed λ value (Fig. 3h, k), whereas growth and fecundity were the most important parameters in the pastureland and in the milpa, respectively (Fig. 3n, q). In 1999, growth was important in homegarden-2 (Fig. 3l), but stasis made a larger contribution in homegarden-1 and in the milpa (Fig. 3i, r), and all three demographic components made positive contributions in the pastureland (Fig. 3o). Finally, in 2000, growth had a large positive contribution to λ in homegarden-1 and in the milpa (Fig. 3j, s), but a large negative one in homegarden-2 and the pastureland, where fecundity had the largest contribution (Fig. 3m, and p; Appendix 2, site \times year contributions).

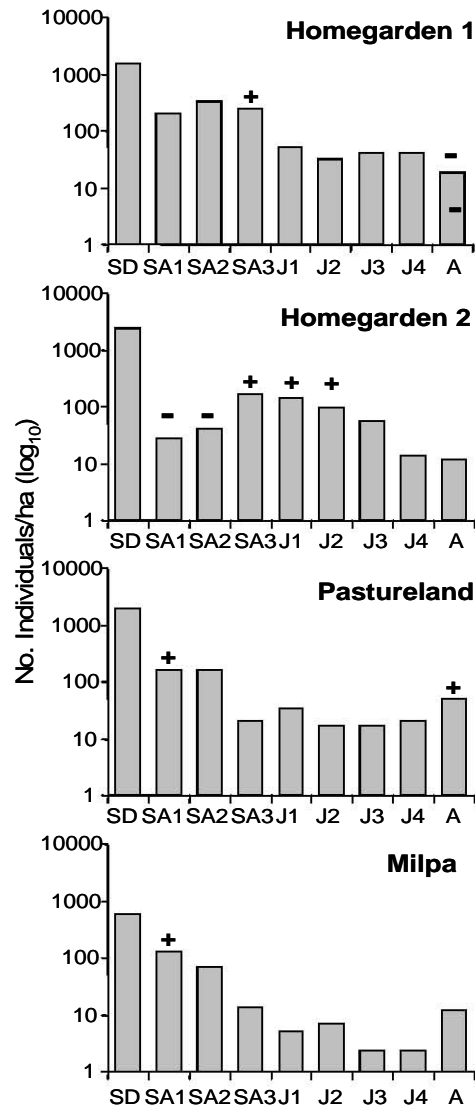


Figure 2. Palm density and population structure. The +/- symbols indicate significant differences after a Haberman adjusted residual test ($\chi^2 = 92.01, p < 0.0001$).

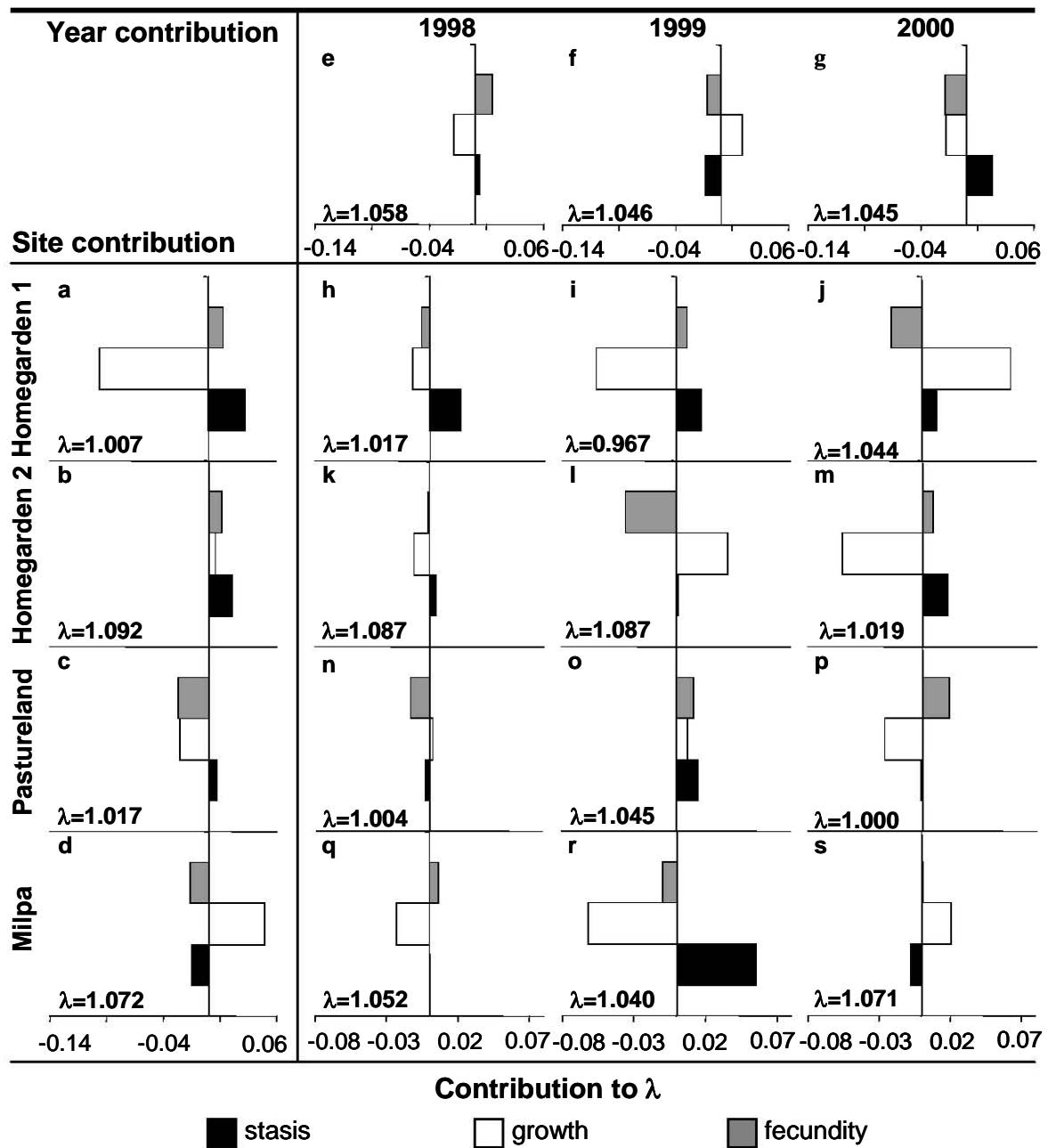


Figure 3. Vital rates (stasis, growth and fecundity) contributions to the difference between populations' finite growth rate (λ). Differences are decomposed into site contributions (a – d), year contributions (e – g), and site per year interactions (h – s). In the latter, sites are arranged in rows and years in columns.

DISCUSSION

Population density and structure of xa'an palm under different management regimes show a close relationship with predominant land use and leaf demand. In Sucilá and in X'Konhá, local leaf demand is easily met because palms are available in extensive areas of pastureland, milpas, and forest (Gama 2001, Martínez-Ballesté et al. 2002). In these conditions, Maya farmers do not take much care of xa'an palms; they just leave them

standing without any further protection when clearing areas for agriculture or cattle raising. In contrast, in Maxcanú, where demand for leaves is higher (Gama 2001, Martínez-Ballesté et al. 2002), there is no more forest, and the traditional milpa where xa'an grew has disappeared, therefore the homegardens are the only space where xa'an palms can be harvested. In homegardens, Maya cultivators may carry out a series of management activities that do not take place on the other sites, such as planting seeds or protecting seedlings, saplings, and juvenile individuals. Watering fruit trees planted in the homegardens may provide better growing conditions for xa'an palms, thus maximizing leaf availability. As land use intensifies and natural stocks of palm decrease or become more distant on the Yucatan Peninsula, plant resource management becomes more complex and sophisticated. This same process has also been observed in other regions of the world (Arnold and Dewees 1995), and is proposed as an alternative to increase the production of palm leaves that are harvested from natural vegetation (Svenning and Macías 2002).

Management in homegardens seems to be oriented to increasing the availability of xa'an palm leaves in small spaces, favoring seedling survival, and increasing the density of palms. The overall population density of xa'an was higher in the homegardens than in the milpa, but similar to that of the pastureland. However, it must be considered that the proportion of juveniles was significantly higher in the homegardens. In the milpa and in the pastureland, the harvestable juveniles are scarcer, and most individuals are unusable seedlings and saplings (Fig. 2), showing the inverted-j size structure typical of wild, unmanaged palm populations (Piñero et al. 1984, Ramp 1989, Ratsirarson et al. 1996). Thus, the higher density of juveniles in the homegardens seems to be the result of a management action oriented to maximize the availability of xa'an leaves in the small land area that is characteristic of homegardens.

In terms of the long-term persistence of managed xa'an palm populations and, therefore, of the enduring availability of palm leaves, our demographic analysis suggests that the traditional use of xa'an palms, in any of the studied sites, is sustainable ($\lambda \geq 1$). This is despite the environmental and management differences existing in the studied sites. Nevertheless, the processes that lead to sustainable use are different in each land-use type, as shown by our retrospective analysis. The reduced size of our sample does not allow us to state that use is sustainable in any milpa, pastureland or homegarden throughout the Maya area of Yucatan, but the case studies that we compared are so dissimilar that they may be representative of a wide range of practices under which sustainable use is achieved.

The greater harvesting intensity occurring in Maxcanú may be responsible for the diminished fruit production in homegardens, as it happens with other palm species (Flores and Ashton 2000, Zuidema and Werger 2000, Endress et al. 2004). Nevertheless, the increased survival of seedlings (an important component of the fecundity estimates, see Methods) was favored by the gardening activities. Thus, fecundity was an important vital rate in maintaining the populations at equilibrium in both homegardens (fig. 3a, b vs. fig 3c,d). Some practices carried out by Maya cultivators in the homegardens, such as watering fruit trees and protecting palms from grazing and trampling by domestic animals, may improve seedling establishment. In large-seeded species, such as those of xa'an palms, establishment may also be favored by the shade provided by tree canopies (Popma and Bongers 1988, Martínez-Ramos 1994), which seems to be the case in the shady environment created by usable trees grown in homegardens. In contrast, fecundity had a negligible contribution to λ in the other land-use types. In milpas as in pastureland, with no management activities to protect the seedlings, establishment and survival become difficult because of sun exposure (e.g., damage associated with livestock activity in pasturelands and weeding in milpas), and periodic intentional burning (Salisbury and Ross 1992, Araus and Hogan 1994).

Even within the same management regime, there may be important variations in population dynamics. This was the case for the two homegardens, where sustainable use is achieved through a different balance of vital rates (Fig. 3 a, b). Because both homegardens have virtually the same climate and soil, the observed demographic difference may be mostly attributable to differences in the decisions taken by the owner. The shady understory created in homegarden- 1 by high tree densities, although beneficial to seedlings, seems to slow down plant growth (Augspurger 1984, Bongers and Popma 1990, Svenning 2001). Saplings and juveniles in this place (Fig. 3a) grew less than in the other sites. This condition is an advantage for Maya cultivators because slow growth maintains palms short for a longer period, allowing for an easier leaf harvesting. At the same time, as occurs with other palm species (Joyal 1996, O'Brien and Kinnaird 1996, Svenning and Macías 2002, Flores and

Ashton 2000, Zuidema and Werger 2000), slow growth may have a strong negative effect on leaf productivity and on long-term population growth, as revealed by its large negative contribution to λ .

Life-history theory suggests that organisms that grow under different environments may develop different strategies (Grime 1979, Stearns 1992). The results of retrospective analysis show that xa'an palm has a great ability to adapt to diverse ecological and management scenarios. Although fecundity contributes positively to λ only in homegardens, stasis and growth make an important contribution to maintaining palm population at an equilibrium in the pastureland and in the milpa, respectively. The observed differential contribution of stasis, fecundity, and growth to λ in the studied xa'an populations grossly corresponds to the three contrasting life-history strategies proposed by Grime (1979) and discussed by Silvertown et al. (1993) in a demographic context. Therefore, xa'an palm's behavior resembles that of a tolerant plant in the pastureland, of a competitor in the milpa, and of a ruderal plant in the homegardens. This suggests that Maya cultivators may take advantage of life-history plasticity to achieve a sustainable use of xa'an under different land-use types. Although it has been proposed that plasticity favors sustainable use (Wollenberg 1998), quantitative evidence, as presented here, has been lacking.

Our results show that between-year climatic variations within the studied period did have a minor effect on the populations' growth rates. This may be the result of the lack of a strong consistent climatic pattern throughout the peninsula. Only 1999 was consistently humid everywhere (Fig. 1 a, b, c), and xa'an plants grew more (Fig. 3f). Other species of palms such as *Sabal uresana* (Joyal 1996) and *Chamaedorea radicalis* (Endress et al. 2004) produce more leaves during the rainy season and, as a result, there is an increase in photosynthetic activity and, therefore, an increase in palm growth (Svenning 2001). Stasis showed the opposite pattern, becoming more important for the maintenance of λ when average rainfall diminishes (Fig. 3e, g, and Fig. 1d). The behavior of fecundity did not show any clear rainfall-related pattern.

As shown by the site \times year interaction, the lack of a strong contribution by the year factor may also be explained by management actions buffering between-year climatic variability. For example, in homegarden-1 (Fig. 3j), manual irrigation decreased the negative impact of the driest year in Maxcanú (2000), allowing individuals and the overall population to grow more in that year than in any other year. The opposite behavior was observed that same year in the non-irrigated homegarden-2 (Fig. 3m). In contrast, year 2000 was the wettest year in Sucilá (Fig. 1b), but it had no positive impact on λ because the landowner decided to burn the pastureland that year (Fig. 3p).

Site \times year interaction also shows how population dynamics are mostly the result of yearly changes in management that are not necessarily related to xa'an use, but to agroforestry system practices as a whole. For example, although growth was higher in the rainiest year in homegarden-2 (Fig. 3l), stasis was more important in the milpa population during the rainiest year because this system is promoted by the practice of burning (Fig. 3r). Removal of adult palms for building purposes (Fig. 3i), or renewal of pasture by means of fire (Fig. 3p), may sporadically have a negative impact on xa'an population growth, as has been found with other palm species (Piñero et al. 1984, Olmsted and Álvarez-Buylla 1995, Joyal 1996, Ratsirarson et al. 1996). Xa'an population growth rate responds more strongly to between-year variations in management in homegardens, probably because of how closely the palm is tied to the householders' multiple needs and activities, and to eventualities in the management practices. For example, in homegarden-2 a mentally ill member of the household severely overharvested the palms in 2000, resulting in the lowest λ observed on that site (Fig. 3m). Although overharvesting is rare, the events that took place in homegarden-2 in 2000 show how leaf production and, eventually, sustainable use, may be compromised when the plasticity of the species is exceeded. Even though palms are highly tolerant to defoliation and may recover rapidly (Zuidema and Werger 2000), overharvesting and the subsequent reduction in the individual growth rates may reduce λ , as happens in palms such as *Astrocaryum mexicanum* (Mendoza et al 1987), *Sabal uresana* (Joyal 1996), *Geonoma macrostachys* (Svenning and Macías 2000), *Geonoma deversa* (Zuidema and Werger 2000), and *Chamaedorea radicalis* (Endress et al. 2004).

This is a warning about what may happen if use is intensified. The increased demand posed by the resorts in Cancun (Caballero et al. 2004) or an increase in local use could lead to a decrease in xa'an populations and in leaf availability. So far, the plasticity of the species and

the adaptive management conducted by the Maya seem to have successfully overcome these new threats.

Final Considerations

Up until now, prospective demographic studies have been the tool most used to evaluate sustainability in a managed population. Their contribution has been important in evaluating the possible long-term upkeep of populations, assuming that present conditions are constant or under potential scenarios. This tool has laid the basis for trying to prove the hypothesis that traditional management of non-timber forest products (NTFP) is characterized by the assurance of the persistence of the resource stock. Nevertheless, little emphasis has been placed on the way in which this can be achieved. The complexity and dynamics of traditional management systems, and their effect on the sustainable use of resources, can be evaluated by means of a retrospective analysis. In this study, we used this technique to analyze the variation caused in λ by the effect of actual changes occurring under different environmental and management scenarios. Our results show that sustainable use can be achieved in several ways. A group of systems could be sustainably managed in some places, but not in others, and this tool could allow us to evaluate what causes the difference. The development of more studies, focused not only on the persistence of the resource but also on the way that changes in management favor or limit such persistence, would allow us to answer basic questions, such as how is sustainability achieved in traditional systems, which phases of the life cycle should be managed under different conditions, or what are the alternatives in the face of a particular problem. This would provide us with new guidelines in our search for sustainable use.

RESPONSES TO THIS ARTICLE

Responses to this article are invited. If accepted for publication, your response will be hyperlinked to the article. To submit a response, follow [this link](#). To read responses already accepted, follow [this link](#).

ACKNOWLEDGMENTS

The present study was funded by CONABIO (Project M111), CONACyT (Project 31846-B), which, along with the Universidad Nacional Autónoma de México, also gave a Ph.D. grant to the first author. Librada Kumul, María Belem, Buenaventura Lugo, Blas Balam, and their families allowed us to work on their lands and always welcomed us affectionately. We also wish to thank the municipal authorities of Maxcanú, Sucilá, and X'Konhá, Salvador Flores and Juan Tun at the Universidad Autónoma de Yucatán, and the Botanical Garden and Biology Institute of the Universidad Nacional Autónoma de México for logistical support. Luis Salinas, Valeria Gama, Gustavo Martínez, and Tere Pulido helped us with the field work. María del Carmen Mandujano, Ana Mendoza, Hermilo Quero, and Ken Oyama gave us valuable insight into plant demography and palm biology.

LITERATURE CITED

Araus, J. L., and P. Hogan. 1994. Leaf structure and patterns of photoinhibition in two neotropical palms in clearings and forest understory during the dry season. *America Journal*

of *Botany* **81**:726–738.

Arnold, J. E. M., and P. A. Dewees. 1995. *Tree management in farmer strategies: responses to agricultural intensification*. Oxford University, Oxford, UK.

Augspurger, C. K. 1984. Light requirements of neotropical tree seedlings: a comparative study of growth and survival. *Journal of Ecology* **72**:777–795.

Berkes, F., J. Colding, and C. Folke. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications* **10**(5):1251–1262.

Bongers, F., and J. Popma. 1990. Leaf dynamics of seedlings of rain forest species in relation to canopy gaps. *Oecologia* **82**:122–127.

Caballero, J. 1992. The Maya homegardens of the Yucatan Peninsula: past, present and future. *Etnoecologica* **1**(1):35–54. (Online.) URL: http://www.etnoecologica.org.mx/Etnoecologica_vol1_n1/frame_sup_art_cab1.htm.

——— 1994. *Use and management of sabal palms among the Maya of Yucatan*. Dissertation, University of California, Berkeley, California, USA.

Caballero, J., M. T. Pulido, and A. Martínez-Ballesté. 2004. El uso de la palma de guano (*Sabal yapa*) en la industria turística de Quintana Roo, México. Pages 365–386 in M. Alexiades and P. Shanley. *Productos forestales, medios de subsistencia y conservación. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.

Caswell, H. 1989. Analysis of life table response experiments I. Decomposition of effects on population growth rate. *Ecological Modelling* **46**:221–237.

——— 2001. *Matrix population models. Construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.

Ehrlén, J., and J. van Groenendael. 1998. Direct perturbation analysis for better conservation. *Conservation Biology* **12**(2):470–474.

Endress, B. A., D. L. Gorchov, M. B. Peterson, and E. P. Serrano. 2004. Harvest of the palm *Chamaedorea radicalis*, its effects on leaf production, and implications for sustainable management. *Conservation Biology* **18**(3):822–830.

Flores, C. S., and P. M. S. Ashton. 2000. Harvesting impact and economic value of *Geonoma deversa*, Arecaceae, an understory palm used for roof thatching in the Peruvian Amazon. *Economic Botany* **54**(3):267–277.

Gama, V. 2001. *Demanda y Disponibilidad de la palma de guano (Sabal spp., Arecaceae) en tres comunidades de la Península de Yucatán*. Thesis, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, Mexico.

Grenand, P., and F. Grenand. 1996. Living in abundance. The forest of the Wayampi (Amerindians from French Guiana). Pages 177–196 in P. M. Ruiz-Pérez and J. E. M. Arnold. *Current issues in non-timber forest products research*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.

Grime, J. P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley, Toronto, Ontario, Canada.

Haverkort, B., and D. Millar. 1994. Constructing diversity: the active role of rural people in maintaining and enhancing biodiversity. *Etnoecologica* **2**(3):51–63. (Online.) URL: http://www.etnoecologica.org.mx/Etnoecologica_vol12_n3/art_haven.htm.

Homma, A. K. O. 1996. Modernization and technological dualism in the extractive economy in Amazonia. Pages 59–81 in M. Ruiz-Pérez and J. E. M. Arnold. *Current issues in non-timber forest products research*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.

- Horvitz, C., D. W. Schemske, and H. Caswell.** 1997. The relative "importance" of life-history stages to population growth: prospective and retrospective analyses. Pages 247–271 in S. Tuljapurkar and H. Caswell. *Structured population models in marine, terrestrial and freshwater systems*. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Joyal, E.** 1996. The palm has its time: an ethnoecology of *Sabal uresana* in Sonora, Mexico. *Economic Botany* **50**(4):446–462.
- Kates, R. W., W. C. Clark, R. Corell, J. M. Hall, C. C. Jaeger, I. Lowe, J. J. McCarthy, H. J. Schellnhuber, B. Bolin, N. M. Dickson, S. Faucheux, G. C. Gallopin, A. Grübler, B. Huntley, J. Jäger, N. S. Jodha, R. E. Kasperson, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore, T. O’Riordano, and U. Svedin.** 2001. Environment and development: sustainability science. *Science* **292**(5517):641–642.
- Levin, S. A.** 1993. Forum, science and sustainability. *Ecological Applications* **3** (4):545–546.
- Lubchenco, J., A. M. Olson, L. B. Brubaker, S. R. Carpenter, M. M. Holland, S. P. Hubbell, S. A. Levin, J. A. MacMahon, P. A. Matson, J. M. Melillo, H. A. Mooney, C. H. Peterson, H. R. Pulliam, L. A. Real, P. J. Regal, and P. G. Risser.** 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology* **72**(2):371–412.
- Mangel, M., R. J. Hofman, E. A. Norse, and J. R. Twiss.** 1993. Sustainability and ecological research. *Ecological Applications* **3**(4):573–575.
- Martínez-Ballesté, A., J. Caballero, V. Gama, S. Flores, and C. Martorell.** 2002. Sustainability of the traditional management of *Xa’an* palms by the lowland Maya of Yucatan, México. Pages 381–388 in Proceedings of VII International Congress of Ethnobiology "Ethnobiology, benefits sharing and biocultural diversity." Athens, Georgia, 2000. International Society of Ethnobiology, Athens, Georgia, USA.
- Martínez-Ramos, M.** 1994. Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. Boletín de la Sociedad Botánica de México **54**:179–224.
- Mendoza, A.** 1995. *Demografía e integración clonal en Reinhardtia gracilis, una palma tropical*. Dissertation, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, Mexico.
- Mendoza, A., D. Piñero, and J. Sarukhán.** 1987. Effects of experimental defoliation on growth, reproduction and survival of *Astrocaryum mexicanum*. *Journal of Ecology* **75**:545–554.
- Menges, E. S.** 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biology* **4**(1):52–62.
- Miranda, F.** 1958. Estudios acerca de la vegetación. Pages 213–271 in E. Beltrán. *Los recursos del sureste y su aprovechamiento*. Instituto Mexicano de los Recursos Renovables, Mexico, Mexico.
- Newton, J. L., and E. T. Freyfogle.** 2005. Sustainability: a dissent. *Conservation Biology* **19**(1):23–32.
- O’Brien, T. G., and M. F. Kinnaird.** 1996. Effect of harvest on leaf development of Asian palm *Livistonia rotundifolia*. *Conservation Biology* **10**(1):53–58.
- Olmsted, I., and E. Álvarez-Buylla.** 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological Applications* **5**(2):484–500.
- Padoch, C., and R. R. Sears.** 2005. Conserving concepts: in praise of sustainability. *Conservation Biology* **19**(1):39–41.
- Piñero, D. M., M. Martínez-Ramos, and J. Sarukhán.** 1984. A population model of *Astrocaryum mexicanum* and a sensitivity analysis of its finite rate of increase. *Journal of Ecology* **72** 977–991.

- Popma, J., and J. Bongers.** 1988. The effects of canopy gaps on growth and morphology of rain forest species. *Oecologia* **75**:625–632.
- Ramp, P. F.** 1989. *Natural history of Sabal minor: demography, population genetics and reproductive ecology*. Dissertation, Tulane University, New Orleans, Louisiana, USA.
- Ratsirarson, J., J. A. Silander, and A. F. Richar.** 1996. Conservation and management of a threatened Madagascar palm species, *Neodopsis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology* **10**(1): 40–52.
- Salisbury, F. B., and C. W. Ross.** 1992. *Plant physiology*. Wadsworth, Belmont, California, USA.
- Silvertown, J. M., M. Franco, I. Pisanty, and A. Mendoza.** 1993. Comparative plant demography: relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. *Journal of Ecology* **81**: 465–476.
- Stearns, S. C.** 1992. *The evolution of life histories*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Svenning, J. C.** 2001. On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). *The Botanical Review* **67**(1): 1–53.
- Svenning, J. C., and M. J. Macías.** 2002. Harvesting of *Geonoma macrostachys* Mart. leaves for thatch: an exploration of sustainability. *Forest Ecology and Management* **167**: 251–262.
- Swart, R., P. Raskin, and J. Robinson.** 2002. Critical challenges for sustainability science. *Science* **297**: 1994.
- Ticktin, T., P. Nantel, F. Ramírez, and T. Johns.** 2002. Effects of variation on harvest limits for nontimber forest species in Mexico. *Conservation Biology* **16**(3): 691–705.
- Turner, N. J., M. Boelscher-Ignace, and R. Ignace.** 2000. Traditional ecological knowledge and wisdom of aboriginal peoples in British Columbia. *Ecological Applications* **10**(5): 1275–1287.
- Vázquez-Yanes, C., and A. Orozco-Segovia.** 1993. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. *Annual Review of Ecology and Systematics* **24**: 69–87.
- Wollenberg, E.** 1998. Methods for assessing the conservation and development of forest products: what we know and what we have yet to learn. Pages 1–16 in E. Wollenberg and A. Ingles. *Incomes from the forest. Methods for the development and conservation of forest products for local communities*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Zuidema, P. A., and M. J. A. Werger.** 2000. Impact of artificial defoliation on ramet and genet demography in a neotropical understory palm. Pages 109–131 in P. A. Zuidema, editor. *Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon*. Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana and Universiteit Utrecht, Bolivia and the Netherlands.

Address of Correspondent:

Andrea Martínez-Ballesté
 Jardín Botánico exterior,
 Instituto de Biología,
 Universidad Nacional Autónoma de México
 A.P. 70-614, C.P. 04510,
 México D.F., México
mba@ibiologia.unam.mx

Appendix 1. Average transition matrices for the four study sites.

		Average transition matrices										
	$\lambda=1.007$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
Homegarden-1	SD	0.67	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	11.26	8.47	145.25
	SA1	0.08	0.83	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	SA2	0.02	0.08	0.76	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	SA3	0.00	0.02	0.12	0.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J1	0.00	0.00	0.00	0.05	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.92	0.00	0.00	0.00	0.00
	J4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.78	0.00	0.00	0.00
	A1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.63	0.00	0.00
	A2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.81	0.00
	A3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.93
	Mortality	0.23	0.03	0.10	0.03	0.00	0.10	0.00	0.11	0.22	0.17	0.07
	Homegarden-2	$\lambda=1.092$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2
SD		0.55	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.89	25.36	5.88
SA1		0.22	0.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SA2		0.02	0.23	0.53	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SA3		0.00	0.01	0.34	0.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
J1		0.00	0.00	0.00	0.06	0.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
J2		0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.86	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
J3		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.88	0.00	0.00	0.00	0.00
J4		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.73	0.00	0.00	0.00
A1		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.90	0.00	0.00
A2		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.98	0.00
A3		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.93
Mortality		0.22	0.20	0.13	0.05	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.07
Pastureland	$\lambda=1.017$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
	SD	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.09	0.42	12.33
	SA1	0.05	0.48	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	SA2	0.00	0.39	0.65	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	SA3	0.00	0.01	0.18	0.87	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J1	0.00	0.00	0.00	0.05	0.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.63	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00
	J4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.88	0.00	0.00	0.00
	A1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.88	0.00	0.00
	A2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.97	0.00
	A3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.98
	Mortality	0.76	0.12	0.05	0.03	0.00	0.03	0.00	0.04	0.00	0.00	0.02
Milpa	$\lambda=1.072$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
	SD	0.66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.83	1.85	33.17
	SA1	0.13	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	SA2	0.01	0.37	0.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	SA3	0.00	0.00	0.29	0.76	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J1	0.00	0.00	0.00	0.23	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	J3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	0.72	0.00	0.00	0.00	0.00
	J4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.85	0.00	0.00	0.00
	A1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.89	0.00	0.00
	A2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.83	0.00
	A3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.95
	Mortality	0.20	0.09	0.01	0.01	0.00	0.03	0.22	0.00	0.00	0.00	0.05

Appendix 2. Site, year and interaction contribution matrices. Contributions larger than 0.01 are shown in boldface.

Site contribution matrices

Homegarden-1											
$\lambda=1.007$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0069	0.0002						0.0000	0.0010	-0.0002	0.0125
SA1	-0.0060	0.0133	-0.0002								
SA2	0.0016	-0.0162	0.0063	0.0005							
SA3		0.0009	-0.0131	0.0057							
J1				-0.0140	0.0082						
J2					-0.0105	0.0061					
J3						-0.0195	0.0106				
J4							-0.0060	-0.0023			
A1								-0.0039	-0.0124		
A2									0.0029	-0.0073	
A3										-0.0126	-0.0023

Homegarden-2											
$\lambda=1.092$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0016	0.0004						0.0000	0.0101	0.0096	-0.0079
SA1	0.0141	-0.0036	-0.0010								
SA2	0.0011	-0.0035	-0.0074	-0.0010							
SA3		0.0004	0.0099	0.0038							
J1				-0.0111	-0.0001						
J2					0.0002	0.0104					
J3						-0.0100	0.005				
J4							0.0024	-0.0070			
A1								0.0091	0.0095		
A2									-0.0026	0.0087	
A3										-0.0044	-0.0006

Pastureland											
$\lambda=1.017$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	-0.0090	-0.0001						0.0000	-0.0055	-0.0061	-0.0151
SA1	-0.0146	-0.0045	0.0032								
SA2	-0.0034	0.0072	-0.0003	0.0021							
SA3		0.0001	-0.0049	0.0023							
J1				-0.0121	-0.0001						
J2					0.0001	-0.0069					
J3						0.0096	-0.0016				
J4							0.0095	0.0066			
A1								-0.0089	0.0049		
A2									0.0008	0.0109	
A3										-0.0087	0.0052

Milpa											
$\lambda=1.072$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0076	-0.0003						0.0000	-0.0061	-0.0033	-0.0070
SA1	0.0014	-0.0024	-0.0015								
SA2	0.0002	0.0070	0.0025	-0.0016							
SA3		-0.0010	0.0057	-0.0088							
J1				0.0203	-0.0062						
J2					0.0085	-0.0037					
J3						0.0065	-0.0097				
J4							-0.0170	0.0041			
A1								0.0036	0.0082		
A2									-0.0023	-0.0066	
A3										0.0169	0.0004

APPLYING RETROSPECTIVE DEMOGRAPHIC MODELS

Year contribution matrices

1998											
$\lambda=1.058$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	-0.0015	0.0004						0.0000	0.0045	0.0007	0.0101
SA1	-0.0103	0.0007	0.0009								
SA2	-0.0008	0.0014	0.0015	-0.0010							
SA3		-0.0002	-0.0027	0.0067							
J1				-0.0092	0.0001						
J2					-0.0001	0.0007					
J3						-0.0056	-0.0076				
J4							-0.0054	-0.0021			
A1								0.0078	0.0012		
A2									0.0055	0.0047	
A3										0.0010	0.0000

1999											
$\lambda=1.046$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	-0.0002	-0.0003						0.0000	-0.0061	-0.0035	-0.0026
SA1	0.0080	0.0009	-0.0012								
SA2	0.0016	-0.0015	0.0093	-0.0018							
SA3		-0.0012	-0.0072	-0.0007							
J1				0.0079	-0.0060						
J2					0.0078	-0.0041					
J3						0.0054	0.0046				
J4							0.0036	-0.0014			
A1								-0.0019	-0.0069		
A2									-0.0063	-0.0082	
A3										0.0024	-0.0003

2000											
$\lambda=1.045$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0017	-0.0002						0.0000	-0.0055	0.0033	-0.0163
SA1	-0.0014	-0.0014	0.0001								
SA2	-0.0012	-0.0001	-0.0075	0.0024							
SA3		0.0013	0.0070	-0.0048							
J1				-0.0013	0.0072						
J2					-0.0102	0.0037					
J3						-0.0008	0.0057				
J4							0.0011	0.0038			
A1								-0.0084	0.0071		
A2									-0.0012	0.0079	
A3										-0.0027	0.0002

Site x year contribution matrices (1998)

Homegarden -1											
$\lambda=1.017$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	-0.0027	0.0002						0.0000	-0.0037	0.0008	-0.0030
SA1	-0.0038	0.0002	0.0009								
SA2	-0.0058	-0.0084	-0.0057	0.0015							
SA3		-0.0030	-0.0022	-0.0103							
J1				0.0087	0.0046						
J2					-0.0087	-0.0074					
J3						0.0162	0.0108				
J4							-0.0028	0.0036			
A1								0.0042	0.0092		
A2									0.0000	0.0164	
A3										-0.0063	0.0002

Homegarden-2											
$\lambda=1.087$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0057	0.0002						0.0000	0.0085	-0.0024	-0.0068
SA1	-0.0238	-0.0036	-0.0012								
SA2	-0.0061	0.0096	0.0021	-0.0005							
SA3		-0.0014	0.0040	0.0056							
J1				0.0024	0.0005						
J2					-0.0007	0.0058					
J3						-0.0055	0.0069				
J4							0.0066	0.0034			
A1								0.0007	-0.0134		
A2									0.0034	-0.0067	
A3										-0.0002	0.0001

Pastureland											
$\lambda=1.004$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0007	-0.0004						0.0000	-0.0029	-0.0010	-0.0097
SA1	0.0011	0.0027	0.0000								
SA2	0.0008	-0.0015	-0.0042	-0.0028							
SA3		0.0019	0.0075	-0.0091							
J1				0.0218	0.0092						
J2					-0.0119	0.0056					
J3						-0.0074	0.0114				
J4							0.0005	-0.0054			
A1								-0.0074	-0.0082		
A2									0.0017	-0.0016	
A3										-0.0050	-0.0009

Milpa											
$\lambda=1.052$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	-0.0027	-0.0004						0.0000	-0.0017	0.0013	0.0068
SA1	0.0166	0.0006	-0.0011								
SA2	0.0053	-0.0044	0.0098	0.0003							
SA3		0.0002	-0.0111	0.0143							
J1				-0.0197	-0.0077						
J2					0.0087	-0.0033					
J3						0.0041	-0.0079				
J4							-0.0040	-0.0030			
A1								-0.0015	0.0075		
A2									-0.0193	-0.0074	
A3										0.0019	0.0013

APPLYING RETROSPECTIVE DEMOGRAPHIC MODELS

Site x year contribution matrices (1999)

Homegarden-1

$\lambda=0.967$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0048	-0.0002						0.0000	0.0051	0.0034	-0.0012
SA1	-0.0116	-0.0018	-0.0006								
SA2	-0.0003	0.0062	0.0025	-0.0010							
SA3		-0.0006	0.0000	0.0021							
J1				-0.0040	0.0149						
J2					-0.0133	0.0010					
J3						-0.0093	0.0027				
J4							-0.0094	-0.0078			
A1								-0.0037	0.0001		
A2									-0.0090	0.0014	
A3										-0.0010	-0.0003

Homegarden-2

$\lambda=1.087$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	-0.0069	-0.0006						0.0000	-0.0147	-0.0146	-0.0061
SA1	0.0048	-0.0014	0.0011								
SA2	0.0031	0.0033	-0.0082	0.0006							
SA3		-0.0004	0.0112	0.0027							
J1				0.0059	-0.0043						
J2					0.0067	-0.0007					
J3						0.0017	-0.0053				
J4							-0.0024	0.0027			
A1								0.0103	0.0151		
A2									-0.0034	0.0069	
A3										-0.0042	-0.0002

Pastureland

$\lambda=1.045$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	-0.0007	0.0003						0.0000	0.0041	0.0030	0.0054
SA1	0.0012	0.0013	-0.0019								
SA2	-0.0015	0.0014	0.0110	-0.0024							
SA3		0.0000	-0.0116	0.0147							
J1				-0.0139	-0.0042						
J2					0.0052	-0.0053					
J3						0.0066	-0.0121				
J4							0.0062	0.0029			
A1								0.0074	0.0071		
A2									0.0064	0.0060	
A3										0.0003	-0.0013

Milpa

$\lambda=1.040$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0010	0.0003						0.0000	0.0041	0.0023	-0.0160
SA1	-0.0100	-0.0003	0.0013								
SA2	-0.0054	-0.0050	-0.0029	0.0023							
SA3		0.0010	-0.0043	-0.0067							
J1				-0.0025	0.0038						
J2					-0.0052	0.0111					
J3						-0.0121	0.0206				
J4							-0.0038	0.0148			
A1								-0.0221	0.0048		
A2									0.0096	0.0062	
A3										-0.0019	0.0000

Site x year contribution matrices (2000)

Homegarden-1											
$\lambda=1.044$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	-0.0026	-0.0004						0.0000	0.0017	-0.0080	-0.0150
SA1	0.0130	-0.0007	-0.0011								
SA2	0.0026	0.0026	0.0026	-0.0011							
SA3		0.0028	0.0040	0.0071							
J1				-0.0001	-0.0167						
J2					0.0224	0.0101					
J3						-0.0053	-0.0140				
J4							0.0105	0.0152			
A1								-0.0065	0.0031		
A2									0.0063	0.0081	
A3										0.0099	0.0008

Homegarden-2											
$\lambda=1.019$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0015	-0.0005						0.0000	-0.0090	0.0045	0.0153
SA1	-0.0074	0.0050	0.0003								
SA2	-0.0029	-0.0129	0.0066	-0.0008							
SA3		0.0026	-0.0135	-0.0047							
J1				-0.0060	0.0078						
J2					-0.0096	-0.0057					
J3						0.0042	-0.0050				
J4							-0.0033	-0.0046			
A1								-0.0178	0.0000		
A2									-0.0102	-0.0007	
A3										0.0020	-0.0003

Pastureland											
$\lambda=1.000$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0007	0.0002						0.0000	0.0060	-0.0016	0.0145
SA1	0.0008	-0.0018	0.0005								
SA2	0.0012	-0.0006	-0.0019	0.0036							
SA3		-0.0022	-0.0008	-0.0028							
J1				-0.0119	-0.0017						
J2					0.0035	0.0027					
J3						-0.0054	-0.0004				
J4							-0.0086	0.0044			
A1								0.0036	0.0019		
A2									-0.0102	-0.0088	
A3										0.0042	0.0029

Milpa											
$\lambda=1.071$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
SD	0.0013	0.0003						0.0000	0.0037	-0.0056	0.0027
SA1	-0.0082	-0.0004	0.0000								
SA2	-0.0026	0.0076	-0.0050	-0.0024							
SA3		-0.0011	0.0076	0.0021							
J1				0.0057	0.0115						
J2					-0.0199	-0.0066					
J3						0.0070	0.0144				
J4							0.0088	-0.0089			
A1								0.0158	-0.0119		
A2									0.0071	-0.0011	
A3										-0.0070	-0.0009

CAPÍTULO 3.

Un enfoque demográfico prospectivo y retrospectivo para la estimación del uso sustentable de dos especies de palmas del género *Sabal* en los huertos familiares mayas de Yucatán.



its mat

INTRODUCCIÓN

Los huertos familiares se describen como espacios en donde se conserva una gran diversidad de especies y en donde se hace un uso eficiente del espacio y de los recursos, en particular, de la disponibilidad de la luz, del agua y de los nutrientes del suelo. Debido a estas características los huertos familiares se consideran sistemas productivos sustentables, capaces de mantener su productividad por mucho tiempo (Michon et al. 1986; Gajaseni & Gajaseni 1999). Sin embargo, todos los elementos que componen un huerto familiar (cultivos, ganado, gente), se encuentran relacionados por múltiples interacciones sujetas a cambios si se presentan. Cambios en la estructura vegetal del huerto familiar, en las prácticas agrícolas o en el conocimiento de los agricultores en el manejo del huerto familiar podrían modificar el funcionamiento y la dinámica de los componentes bióticos (Michon et al. 1983). Aun siguen faltando evidencias que nos indiquen que prácticas de manejo favorecen la extracción sostenible de los recursos dentro de los huertos familiares y cuáles prácticas la limitan (Grenand & Grenand 1996, Berkes, Colding & Folke 2000).

Desde una perspectiva ecológica, se considera que el uso de un recurso es sustentable si su manejo permite su reemplazo natural (Mangel et al. 1993). A nivel poblacional, esto se ha interpretado como una situación en la que la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) de la especie manejada se encuentra en equilibrio numérico o presenta un crecimiento positivo (i.e., $\lambda \geq 1$, e.g., Olmsted y Álvarez-Buylla 1995; Joyal 1996; Ticktin 2002). El impacto de las tasas vitales sobre la tasa de crecimiento poblacional (λ) puede ser evaluado mediante dos métodos: el análisis prospectivo, como la elasticidad, evalúa el efecto relativo de cambios hipotéticos pequeños en las tasas vitales, presumiblemente como resultado de cambios en el ambiente o en el manejo, y suponiendo que estos cambios se mantendrán constantes a través del tiempo (Caswell 2001). Sin embargo, el manejo de un huerto familiar puede cambiar y adaptarse a distintas condiciones ambientales y a cambios socioculturales. Bajo este escenario los análisis retrospectivos nos permiten analizar las diferencias reales entre diferentes ambientes o formas de manejo, identificando para cada situación las etapas del ciclo de vida de las plantas manejadas, que contribuyen relativamente más a la variación observada en las tasas de crecimiento poblacional (Caswell 1989, Horvitz, Schemske & Caswell 1997). Mediante el análisis demográfico retrospectivo es posible evaluar que

procesos demográficos hacen posible que el uso de los recursos que son manejados en huertos familiares sea sustentable.

En los huertos familiares de la Península de Yucatán, México, en donde se promueve el crecimiento de la palma de guano, (*Sabal yapa* Wright ex Becc. y *Sabal mexicana* Mart., Arecaceae) se analizó, desde una perspectiva ecológica, el efecto de diferentes condiciones y prácticas de manejo en el uso sustentable de las poblaciones de ambas especies de *Sabal*. Los mayas han utilizado la palma de guano con diversos fines por más de 3000 años, persistiendo en la actualidad el uso de las hojas maduras para el techado de la vivienda tradicional (Caballero 1994). Debido a su importancia este recurso es manejado de diferentes formas. *S. yapa*, se tolera en potreros, milpas y vegetación natural en distintas zonas de la Península de Yucatán, mientras que ambas especies se cultivan en plantaciones y son promovidas dentro de huertos familiares. El manejo de la palma de guano dentro de huertos familiares, es uno de los sistemas agrícolas más difundidos, que datan del periodo colonial en México (Caballero 1994). En estos sistemas se promueve el crecimiento de una gran variedad de árboles y arbustos de la vegetación silvestre o cultivada (Michon et al. 1986; Gajaseni & Gajaseni 1999). Uno de los recursos importantes en estos sistemas son las hojas de ambas especies de *Sabal*, que son cosechadas de palmas que crecen en estos huertos familiares. Mediante distintas prácticas de manejo, se incrementa la disponibilidad de este recurso en regiones en donde la palma casi ha desaparecido de la vegetación natural (Caballero 1994). Para el manejo de los huertos familiares, los agricultores mayas realizan diversas actividades que promueven el crecimiento de todas las especies. Sin embargo, siendo un sistema complejo, las decisiones que los agricultores toman en el manejo de los recursos pueden, en ocasiones, favorecer a ciertas especies y afectar a otras. La fisonomía general del huerto varía según la densidad y formas de vida de las especies seleccionadas y los huertos pueden ser más o menos sombreados según estos criterios. Finalmente, el huerto familiar es un espacio habitacional; las actividades domésticas como la construcción de nuevas casas, el tránsito familiar u otras necesidades, pueden variar y tener distintos impactos sobre las poblaciones de las especies promovidas.

En esta investigación, se realizó un estudio demográfico utilizando técnicas de análisis prospectivo y retrospectivo, para evaluar si el uso que se hace de las poblaciones de ambas especies de *Sabal* en huertos familiares es sustentable y para analizar cómo las diferencias en las condiciones y manejo de estos sitios afectan la

dinámica de sus poblaciones. En particular se plantearon las siguientes preguntas: ¿La densidad y estructura de tamaños inicial de las poblaciones difiere entre huertos familiares? ¿Cuánto varía λ entre especies, entre huertos y entre años? ¿Cuáles son los parámetros demográficos que más contribuyen a la variación observada en λ entre especies, huertos y años?

MÉTODOS

Sitio de estudio

Este estudio se realizó en el poblado de Maxcanú, en donde la palma de guano se ha manejado desde tiempos prehispánicos. Esta población se localiza al suroeste del estado de Yucatán (Fig. 1), en una región en donde se practica la agricultura de auto-subsistencia y comercial, así como el cultivo de árboles frutales. Maxcanú se localiza en la región más cálida y seca de la Península de Yucatán, en donde predomina la selva baja caducifolia (Miranda 1958). En esta zona la precipitación anual promedio para los tres años de estudio fue de 957 mm para 1998, 1104 mm para 1999 y 935 mm para el año 2000.

S. yapa y *S. mexicana* son especies comunes de los huertos familiares de esta población. Las hojas de la palma de guano se cosechan principalmente para uso doméstico y muy rara vez se comercializan. Ambas especies son igualmente apreciadas para la cosecha, según los agricultores mayas, *S.yapa* tiene hojas más pequeñas pero con más nervaduras que la hacen más resistente al ataque de plagas, mientras que, *S. mexicana* tiene hojas más grandes y aunque son menos resistentes cubren una mayor superficie facilitando el proceso de techado. La cosecha se realiza del mismo modo en ambas especies. Los mayas suelen cortar hojas una o dos veces al año y siempre recomiendan dejar entre una y dos hojas en pie además del cogollo. La extracción de hojas que sirven para el techado, solamente se obtiene de las palmas de talla intermedia que muestran un tallo evidente y palmas reproductivas de menor talla.

Para este estudio se seleccionaron dos huertos familiares, el huerto-1 (0.61 ha.) tiene una superficie mayor que el huerto-2 (0.25 ha.). La densidad de especies arbóreas es mayor en el huerto-1, propiciando un ambiente más sombreado. En este huerto es común la práctica de irrigación para el crecimiento de los árboles frutales. En el huerto-2 no observamos esta práctica por lo que el aporte de agua para el crecimiento de las palmas depende totalmente de la lluvia. Según la clasificación

que los mayas hacen de los suelos de Yucatán (Aguilera 1958), en ambos huertos se podría considerar que existe un tipo de suelo conocido como *box lu'um*, los cuales son suelos negros, ricos en litozoles. Los suelos de este tipo y algo pedregosos, son preferidos por los mayas para fomentar la palma de guano, pues evita, por sus características pedregosas, que la tuza (*Geomys* sp.) se coma las raíces de las palmas.

Las prácticas de manejo que observamos para el cuidado de la palma de guano fueron iguales para ambas especies. En ambos huertos observamos la protección de plántulas que evitan la depredación de animales domésticos y la siembra ocasional de ambas especies en el huerto-2. En ambos huertos, la cosecha se realizó entre una y dos veces al año (excepto en los individuos de mas de 4 o 5 m.de alto) dejando en cada palma entre una y dos hojas sin cosechar además del cogollo. Aún cuando no se requieran hojas en ese momento, se procura cortar las hojas más viejas de las palmas evitando que éstas se sequen y, según los agricultores mayas, disminuya la producción de hojas nuevas. En el año 1999, en ambos huertos se eliminaron individuos adultos de palma de guano para la construcción de nuevas viviendas. Debido al sitio que eligieron para la construcción de las casas, en el huerto-1 se cortaron más individuos de *S.yapa* que de *S. mexicana*, mientras que en el huerto-2 ocurrió lo contrario. En el año 2000 un integrante de la familia con retraso mental que habita el huerto-2 cosechó inadecuadamente (cortando todas las hojas y el cogollo) a algunos individuos de ambas especies, sobre todo palmas de *S.yapa*.

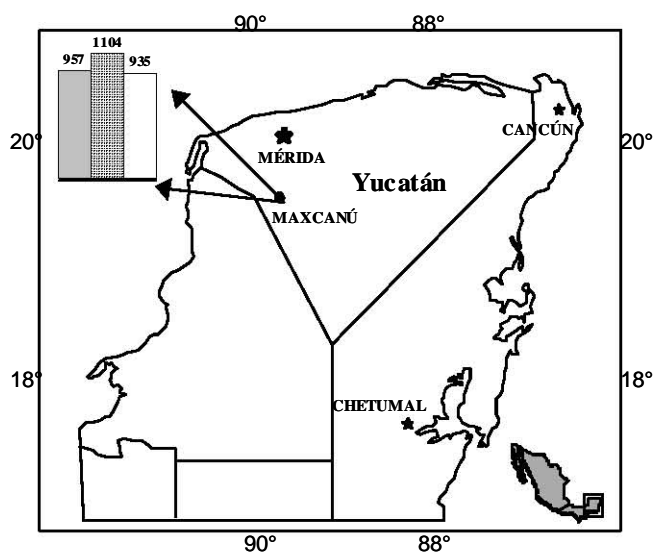


Fig. 1. Ubicación del sitio de estudio y precipitación promedio anual en 1998 (gris), 1999 (rayado), 2000 (blanco) en la población de Maxcanú, Yucatán.

Demografía

Entre 143 – 152 individuos de *S.yapa* y 144 – 188 de *S. mexicana* se muestrearon en transectos al azar de 20 m de largo por un ancho variable según la categoría de tamaño de la palma. Los individuos de las dos especies se clasificaron en once categorías conforme a su tamaño y estado de desarrollo tal como sigue: plántulas (SD, palmas recién germinadas, de menos de 1/año); infantiles con tallo subterráneo y que por su morfología foliar se dividen en tres categorías: SA1 (hojas bífidas), SA2 (hojas costapalmadas con segmentos que no se dividen completamente en sus puntas), SA3 (hojas costapalmadas, completamente divididas); juveniles con tallo visible, clasificados por su altura (longitud del suelo al meristemo apical) en centímetros: J1 (1-50 cm), J2 (51-100 cm), J3 (101-200 cm) y J4 (201-300 cm); y adultos (individuos reproductivos) divididos por su altura en centímetros: A1 (301-400 cm.), A2 (401-650 cm.), A3 (651 cm o mayores). Las categorías de tamaño comúnmente cosechadas para el techado, en ambas especies, son los juveniles y los adultos de menor talla (A1).

Mediante un análisis de χ^2 y residuos ajustados de Haberman, se compararon las estructuras de tamaños observadas en el primer censo (enero de 1998), en las poblaciones de ambas especies.

Entre enero de 1998 y enero del año 2001 se registró la supervivencia y el crecimiento anual de los individuos de ambas especies y se contó el número de hojas cosechadas y producidas de los individuos de las categorías J1, J2 y J3.

La supervivencia de las plántulas se registró cada seis meses, considerándolas como plántulas reclutadas si sobrevivían después de un año de su germinación. Las palmas en general no forman un banco de semillas (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1993; Svenning 2001) por lo que se hizo el supuesto de que todas las semillas producidas por las dos especies morían si antes no ocurría la germinación. Dado lo anterior, esta categoría no se incluyó en el modelo demográfico.

Cada año se midió el área basal del eje principal de las inflorescencias de los individuos reproductivos en ambas especies. Esta medida nos permitió estimar el número de frutos producidos por los individuos adultos. Basados en datos obtenidos antes de comenzar este estudio, encontramos que existía una fuerte correlación entre el área basal del eje principal de la inflorescencia y las áreas basales de las ramas que salen de ella ($r = 0.99$). Así mismo, el área basal de la rama de donde salen los frutos se correlaciona con el número de frutos producidos ($r = 0.81$).

Basados en el enfoque empírico propuesto por Menges (1990), calculamos la fecundidad promedio para ambas especies. Este enfoque calcula la fecundidad, asignando el número de plántulas reclutadas a cada una de las categorías de adultos, con base en el esfuerzo reproductivo proporcional realizado por la categoría y el número de individuos que ésta contiene. Debido a que no se registró la mortalidad de individuos adultos de la categoría A3, la probabilidad de supervivencia para esa celda de la matriz se estimó a partir de la tasa de crecimiento y la máxima altura observada en los adultos A3 de cada especie y para cada sitio. En todos los casos se hizo el supuesto de que un adulto de esa categoría moriría una vez que este alcanzara la altura máxima observada (Mendoza 1995).

A partir de las tasas de crecimiento, supervivencia y fecundidad obtenidas, se construyeron los modelos matriciales para cada especie, cada huerto y para cada uno de los años estudiados, así como para los tres años en promedio. Estos modelos fueron iterados hasta alcanzar la estabilidad y obtener los valores de λ y los eigenvectores derecho e izquierdo (i.e., estructura estable de tamaños (\mathbf{w}) y valor reproductivo (\mathbf{v})), que nos permitieron estimar las matrices de elasticidad tal como Caswell (2001) lo describe en detalle. Los intervalos de confianza para cada una de las λ obtenidas se calcularon utilizando el método “Series Approximation” (Caswell 2001).

Análisis retrospectivo

Mediante el uso del análisis retrospectivo, se estimó la variación causada en las tasas de crecimiento poblacional (λ) y en la dinámica de las poblaciones de ambas especies, por efecto, de la variación entre sitios (diferencias entre huertos por sus características particulares y las prácticas de manejo) y entre años (variación en precipitación pluvial entre 1998–2000). El efecto de los sitios, los años y sus interacciones sobre el comportamiento poblacional de ambas especies, se descompone en matrices que cuantifican la contribución de cada tasa vital a la variación observada en los valores de λ de ambas especies (Caswell 1989). Dichas contribuciones pueden adquirir valores positivos, negativos o ceros. Las entradas con valores positivos corresponden a tasas vitales que tendieron a incrementar λ por efecto de alguno de los factores probados, los valores negativos tendieron a disminuir λ y los ceros mostraron las tasas vitales en donde no hubo variación y por lo tanto no tuvieron ningún efecto sobre λ . Para entender el efecto de la variación entre sitios y entre años sobre la dinámica poblacional de las dos especies, los valores de contribución se sumaron para cada una de las regiones de la matriz que corresponden a los tres parámetros demográficos fundamentales: permanencia (diagonal principal de la matriz), crecimiento (subdiagonal) y fecundidad (primer renglón de la matriz).

RESULTADOS

La densidad estimada de palmas para la población de *Sabal mexicana* en el huerto 1 fue de 3611 individuos por hectárea, mientras que en el huerto 2 fue apenas de 1770 individuos en una hectárea. Las poblaciones de *Sabal yapa* mostraron una densidad similar en ambos huertos, estimando 2446 individuos ha^{-1} en el huerto 1 y 2887 individuos ha^{-1} en el huerto 2.

Las plántulas fueron la categoría de tamaño más abundante en ambas especies, para los dos huertos, pero se encontraron diferencias significativas en otras categorías cuando comparamos las estructuras de tamaños observadas durante el primer censo ($\chi^2 = 131.09$, $p < 0.0001$) (Fig. 2). Las diferencias se debieron principalmente a la variación en la proporción de individuos infantiles y juveniles presentes (Fig. 2). Las poblaciones de ambos huertos incrementaron la densidad de individuos en dichas categorías; sin embargo, en el huerto 1 predominaron los infantiles y juveniles de menor talla (J1), mientras que en el huerto 2 fue significativamente más alta la proporción de juveniles de

mayor talla (J2 y J3) (Fig.2). En ambos huertos, sin embargo, la proporción de individuos de talla adecuada para la cosecha (juveniles) fue mayor que con respecto a la proporción de individuos en las categorías de tamaño no adecuadas para esta actividad (infantiles y adultos).

Con base en el conteo de hojas en los individuos J1, J2 y J3, encontramos que en promedio cada individuo de *S. mexicana* había producido anualmente 4 hojas en ambos huertos, mientras que, los individuos juveniles de *S. yapa* produjeron un promedio anual de 5 hojas. La cosecha, sin embargo, fue más intensa en los individuos de *S. yapa*. En ambos huertos se cortaron anualmente por individuo un promedio de 5 hojas de *S. yapa* y 2 hojas de *S. mexicana*.

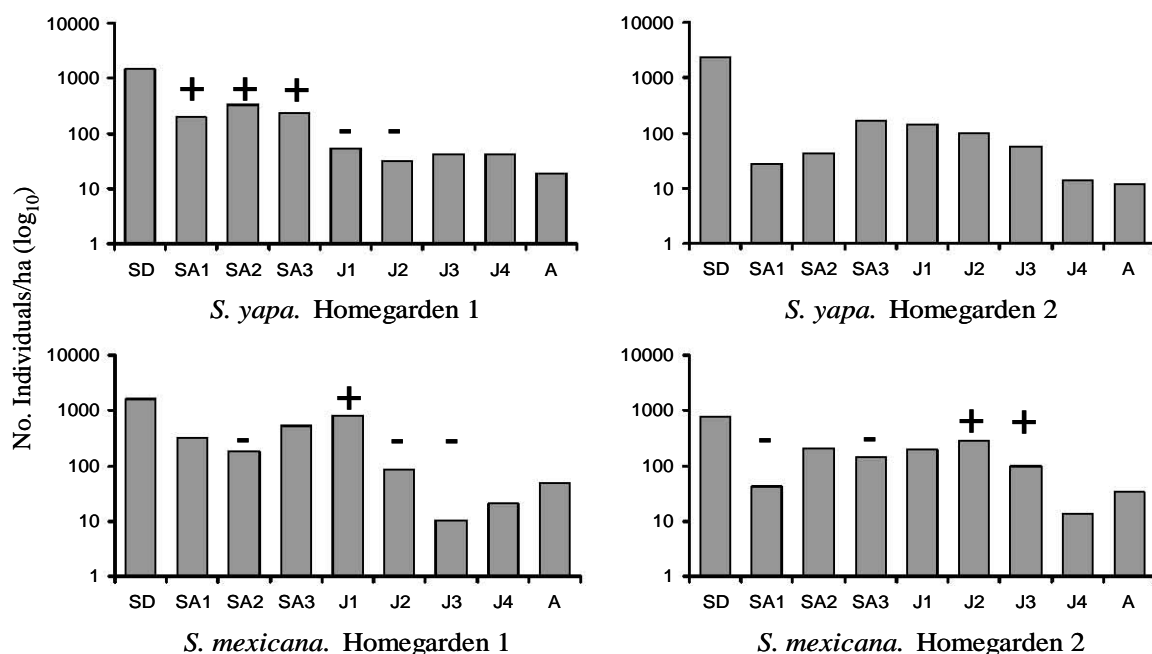


Fig.2 Densidad inicial y diferencias entre estructuras de tamaño observadas en enero de 1998 ($\chi^2 = 131.09$, $p < 0.0001$). Los símbolos +/- nos muestran las categorías de tamaño que significativamente se encontraron en mayor o menor proporción entre poblaciones estudiadas (Residuos Ajustados de Haberman).

Modelos matriciales y tasas finitas de crecimiento poblacional

La supervivencia promedio de las plántulas durante los tres años de estudio fue alta para las poblaciones de *Sabal yapa* y *Sabal mexicana* en el huerto -1 (77% en ambos casos), así como para *Sabal yapa* en el huerto -2 (78%). Por el contrario, solamente el 9% de las plántulas de *Sabal mexicana* sobrevivieron en el huerto-2 (Apéndice A). Una vez que las plántulas se establecen, las probabilidades de supervivencia de ambas especies

se incrementan. En el huerto -1 se observó mortalidad en los adultos 1 y 2 de *S. yapa* y en el huerto -2 en los J4 y A1 de *S. mexicana*, debido a la eliminación de individuos en estas categorías para la construcción de nuevas viviendas durante 1999. Entre el 20% y 40% de los individuos infantiles de *S. mexicana* en los dos huertos y de *S. yapa* en el huerto -2 transitaron a la siguiente categoría, mientras que las probabilidades disminuyeron por debajo del 20% en los individuos de mayor talla. En el huerto -1, sin embargo, los individuos de *S. yapa* de todas las categorías y de *S. mexicana* a partir de la categoría I3, mostraron probabilidades más bajas (< 0.1) de transición a las siguientes categorías que las que observamos en el huerto -2. En general, el crecimiento de los individuos fue más lento en el huerto -1 que en el huerto -2. La fecundidad de *S. mexicana* fue mayor en el huerto-1 que en el huerto-2. Por el contrario, *S. yapa* mostró valores de fecundidad más altos en las categorías A1 y A2 del huerto-2, pero la fecundidad de A3 en el huerto-1 fue el valor más alto registrado en nuestras cuatro poblaciones (Apéndice A).

Las tasas de crecimiento poblacional promedio para los tres años de estudio (intervalo de confianza del 95%) obtenidas para las poblaciones de cada especie, mostraron los siguientes valores: 1.007 (0.92-1.09) y 1.092 (0.99-1.19) para *S. yapa* en los huertos 1 y 2 respectivamente, 1.048 (0.98-1.12) para *S. mexicana* en el huerto-1 y 0.983 (0.93-1.04) para *S. mexicana* en el huerto-2. Los intervalos de confianza estimados nos indican que las tasas de crecimiento poblacional no difirieron de uno, ni entre poblaciones estudiadas.

Análisis de elasticidad

La permanencia fue el parámetro con valores de elasticidad más altos para ambas especies, seguidos por el crecimiento y por último la fecundidad de los individuos. Los valores de elasticidad más altos no sólo se encontraron en las categorías de palmas adultas como lo sugieren otros estudios (Zuidema y Zagt 200). En las poblaciones de *Sabal yapa* de ambos huertos y de *Sabal mexicana* en el huerto-1 los valores más altos de elasticidad se encontraron también en la permanencia de las categorías infantil 3 y juveniles (Apéndice B).

Análisis retrospectivo

En promedio las poblaciones de *S. yapa* mantuvieron una λ por arriba de uno, principalmente por la permanencia y la fecundidad de sus individuos, mientras que la contribución por el crecimiento de los individuos fue el parámetro poblacional que favoreció el aumento en λ de las poblaciones de *S. mexicana* (Fig. 3).

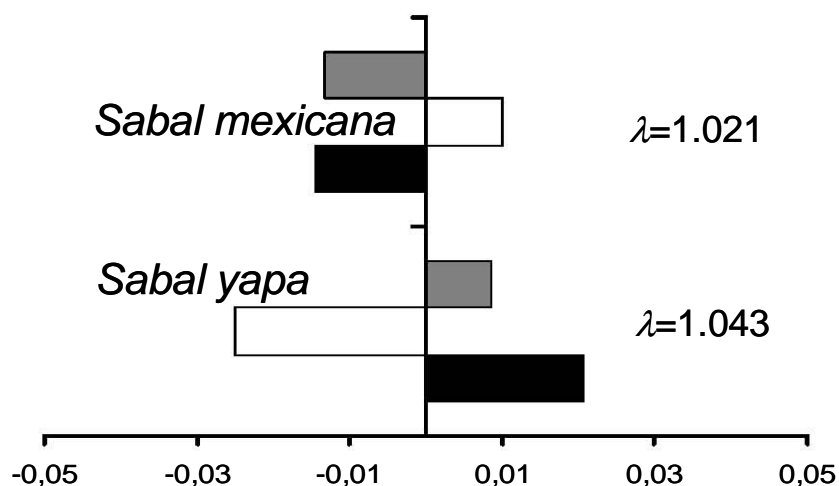


Fig. 3. Diferencias entre especies, por la contribución de sus parámetros poblacionales (permanencia, crecimiento y fecundidad) a la variación observada en las tasas de crecimiento poblacional (λ). En negro se muestra la suma de contribuciones de la permanencia de los individuos en la misma categoría, en blanco la suma de contribuciones del crecimiento de los individuos a categorías superiores y en gris la suma de contribuciones de la fecundidad.

En la interacción sitio \times especie (Fig. 4), la población de *S. yapa* del huerto-2 y de *S. mexicana* en el huerto -1, mostraron contribuciones positivas en sus tres parámetros poblacionales, y sus tasas de crecimiento poblacional fueron mayores que las obtenidas para *S. mexicana* en el huerto -2 y *S. yapa* en el huerto -1. En estas dos últimas poblaciones las contribuciones de sus tres parámetros poblacionales fueron negativas.

Las contribuciones a λ por el crecimiento de los individuos durante el año de mayor precipitación pluvial (1999) no siempre resultaron positivas, tal como se observó en la interacción año \times sitio \times especie (Fig. 5). Los valores de λ en las poblaciones de *S. yapa* en el huerto -1 y *S. mexicana* en el huerto-2 disminuyeron por debajo de uno durante ese año, mientras que *S. mexicana* en el huerto 1 y *S. yapa* en el huerto-2 mostraron un incremento en sus tasas de crecimiento poblacional.

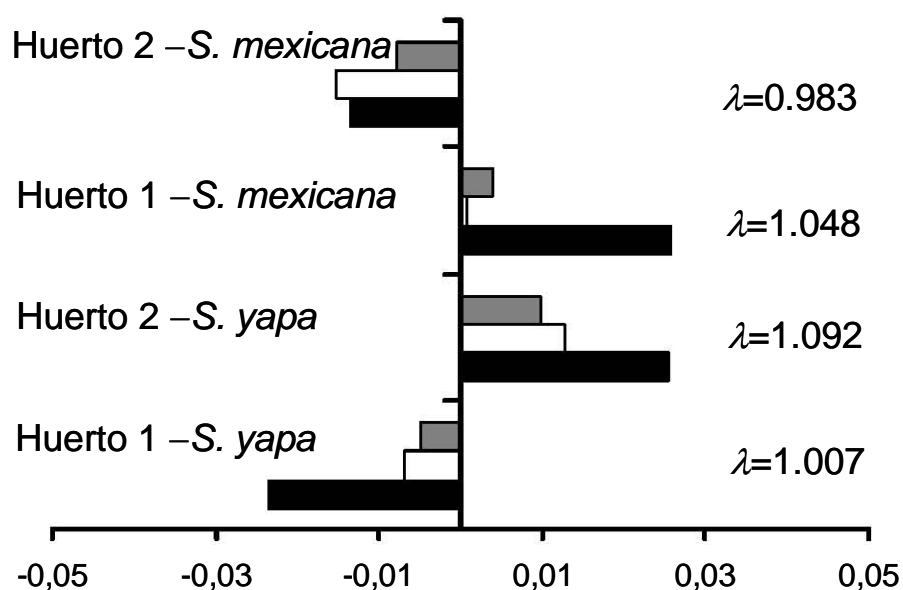


Fig. 4. Contribución de los parámetros poblacionales (permanencia, crecimiento y fecundidad) a la variación observada en las tasas de crecimiento poblacional (λ). Las diferencias se descomponen en el efecto causado por la interacción sitio \times especie. En negro se muestra la suma de contribuciones de la permanencia de los individuos en la misma categoría, en blanco la suma de contribuciones del crecimiento de los individuos a categorías superiores y en gris la suma de contribuciones de la fecundidad.

Durante los años más secos (1998 y 2000) las poblaciones de *S. mexicana* y *S. yapa* en el huerto -2 y *S. mexicana* en el huerto -1, mostraron contribuciones negativas del crecimiento de los individuos que tendieron a disminuir los valores de λ , mientras que la permanencia y la fecundidad fueron los parámetros que incrementaron las tasas de crecimiento poblacional. Por el contrario, el crecimiento de los individuos tendió a incrementar los valores de λ en las poblaciones de *S. mexicana* del huerto-2 en el año 2000 y de *S. yapa* en el huerto 1 durante ambos años secos.

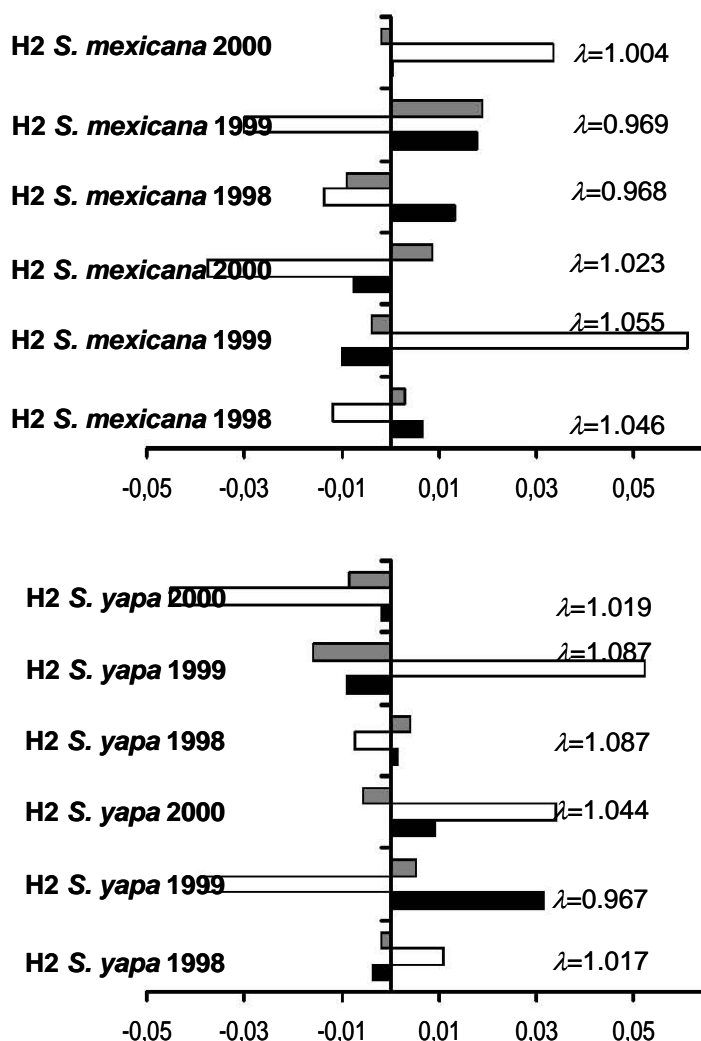


Fig. 5. Contribución de los parámetros poblacionales (permanencia, crecimiento y fecundidad) a la variación observada en las tasas de crecimiento poblacional (λ). Las diferencias se descomponen en el efecto causado por la interacción sitio \times especie \times año. En negro se muestra la suma de contribuciones de la permanencia de los individuos en la misma categoría, en blanco la suma de contribuciones del crecimiento de los individuos a categorías superiores y en gris la suma de contribuciones de la fecundidad. Huerto 1 (H1), Huerto 2 (H2).

DISCUSIÓN

Asegurar el sustento familiar es la función principal de los huertos familiares como un sistema de manejo. Si un recurso disminuye o desaparece de una fuente previa de obtención, generalmente se buscará intensificar las prácticas de manejo en sitios como estos que incrementen la disponibilidad (Arnold & Dewees 1995; Kremen, Raymond & Lance 1998; Nair 2001). En la población de Maxcanú la demanda de hojas de *Sabal* es importante, con base en las estimaciones de hojas requeridas para reparación y reposición total en techos en esta población (Gama 2001), se estimó una demanda anual

por familia de 395 hojas para aquellas que más demandan. La posibilidad de obtener el recurso del bosque o de la milpa tradicional en donde antes podía cosecharse se ha disminuido, bajo esta situación, el huerto familiar se ha vuelto el único espacio de donde las hojas de palma pueden obtenerse. En estos sitios los mayas han intensificado el manejo mediante prácticas como la siembra de semillas y la protección de plántulas. El riego que se aplica a los árboles frutales promovidos en el huerto familiar es otra de las prácticas que podría beneficiar a las palmas e incrementar la disponibilidad de hojas. La densidad de palmas en los huertos familiares es mayor si se la compara con la observada en otros sistemas agrícolas en donde se promueve el recurso (Martínez-Ballesté et al. 2005).

En las poblaciones de guano de ambos huertos familiares no encontramos una estructura de tamaños de j-invertida típica de poblaciones de plantas perennes silvestres no manejadas (Piñero, Martínez-Ramos & Sarukhán 1984; Ramp 1989; Ratsirarson, Silander & Richar 1996). La estructura de tamaños observada en ambas especies, mostró una mayor proporción de individuos juveniles con hojas maduras para la cosecha en relación con la proporción de palmas infantiles o adultas no adecuadas para esta actividad (Fig. 2). El cuidado de las plántulas y la siembra ocasional han incrementado las probabilidades de supervivencia en los individuos de esta categoría en comparación con la observada en ambientes más estresantes, como los potreros en donde *S. yapa* es manejada (Martínez-Ballesté et al. 2005). El cuidado de las plántulas posiblemente ha favorecido la disponibilidad de individuos juveniles en los huertos familiares. Por otro lado las bajas probabilidades de transición de los individuos de todas las categorías, observado en el ambiente sombreado del huerto 1 (Apéndice A), podrían estar manteniendo a las palmas juveniles por más tiempo con una talla adecuada para ser cosechadas. Además de las prácticas mencionadas, la supervivencia de palmas juveniles no pareció afectarse por la intensidad y frecuencia con que fueron cosechadas. Las prácticas de manejo observadas en ambos huertos familiares parecieran estar orientadas a incrementar la disponibilidad de hojas de ambas especies de *Sabal*, asegurando satisfacer la demanda en una zona en donde no existen otras fuentes de obtención del recurso.

Los patrones de elasticidad encontrados en este estudio difirieron en cierta medida de los obtenidos para otras especies de palmas (Apéndice B). El análisis de elasticidad de 35 especies leñosas de las cuales doce fueron palmas, mostraron que la

permanencia de los adultos es la etapa del ciclo de vida que más contribuye al valor de λ (Zuidema y Zagt 2000). Sin embargo los valores más altos de elasticidad en *S. yapa* y *S. mexicana* se encontraron no sólo en la permanencia de adultos sino también de infantiles 3 y juveniles. Lo anterior significa que la contribución proporcional de estas categorías al valor de λ es también importante. La intensidad y frecuencia con que las palmas juveniles se están cosechando, podría ser una actividad que afectara la permanencia de los individuos, sin embargo, nuestros resultados no mostraron un incremento en la mortalidad de individuos juveniles por efecto de las prácticas de cosecha. Por el contrario, las actividades domésticas del huerto familiar, sí afectaron la supervivencia de adultos cuando se construyeron nuevas viviendas. Los valores de λ de *S. yapa* en el huerto-1 y de *S. mexicana* en el huerto-2 fueron menores a uno durante el año 1999 cuando ocurrió dicha actividad (Fig. 5).

Bajo el esquema de manejo actual, los valores de λ obtenidos después de tres años muestran que las poblaciones de *S. yapa* y *S. mexicana* son capaces de persistir a largo plazo y la disponibilidad de palmas es sustentable, sin embargo, el proceso que favorece una dinámica sustentable en cada especie, fue diferente entre huertos según lo muestra nuestro análisis retrospectivo. Aun cuando las tasas de crecimiento poblacional de cada especie fueron similares y superiores a uno (Fig. 3), el aporte a la variación en λ de sus diferentes parámetros demográficos fue distinto. La permanencia y la fecundidad mantuvieron el valor de λ de las poblaciones de *S. yapa* por arriba de uno, mientras que en *S. mexicana* fueron las transiciones a categorías superiores lo que contribuyó a incrementar la tasa de crecimiento poblacional.

Si le incorporamos el efecto del sitio a la dinámica poblacional de las especies (Fig. 4), encontramos que las condiciones particulares de cada huerto favorecieron el desempeño exitoso de una especie sobre la otra. En el huerto-1 en donde el ambiente es más sombreado y con mayor disponibilidad de agua por el riego, la tasa de crecimiento poblacional de *S. mexicana* fue mayor que la obtenida para la población de *S. yapa*. Los tres parámetros poblacionales fueron positivos para *S. mexicana* mientras que los tres parámetros poblacionales fueron negativos en la contribución sobre la tasa de crecimiento de *S. yapa*.

En el huerto-2 *S. yapa* fue la especie beneficiada en el ambiente lumínico de este sitio, mostrando valores positivos en sus tres parámetros demográficos. Por el contrario la

tasa de crecimiento poblacional de *S. mexicana* fue menor a uno por la contribución negativa de la permanencia, el crecimiento y la fecundidad de sus individuos.

Diversos factores pudieron contribuir a este resultado. La especie que mostró una menor densidad en cada huerto particular, fue la que tuvo contribuciones negativas en ese huerto. Esto podría ocurrir debido al desempeño ecológico de los individuos de cada especie bajo las condiciones particulares de cada sitio; a decisiones pasadas y presentes tomadas por los dueños de ambos huertos familiares o a ambas situaciones. Desde el punto de vista ecológico ambas especies son capaces de colonizar sitios perturbados por actividades antropogénicas y se encuentran adaptados a sobrevivir en condiciones de sequía (Zona 1990). Sin embargo, *S. yapa* es una especie nativa de la península de Yucatán, adaptada a crecer en selvas medianas caducifolias y subcaducifolias y suelos calcáreos, en un clima cálido subhúmedo, en donde la precipitación total anual se encuentra entre los 600 a 2000 mm Mientras que, *S. mexicana* crece en zonas de mayor precipitación, en selvas altas perennifolias, en donde la precipitación total anual puede alcanzar los 4000 mm La distribución de *S. mexicana* es amplia, encontrándola en zonas como el sur de Texas, Golfo de México y en Oaxaca. En la Península de Yucatán, el crecimiento de *S. mexicana* se restringe a la porción sur-occidental del estado de Campeche en zonas donde predomina la selva mediana subperennifolia y en los huertos familiares se le encuentra únicamente como especie introducida (Zona 1990; Quero 1992; Caballero 1994). Si bien en ambos huertos las palmas de guano están sujetas a las mismas condiciones ambientales (precipitación promedio anual y temperatura), el riego en el huerto-1 incrementa la disponibilidad de agua. Esta condición, podría hacer que el ambiente del huerto 1 se parezca más al ambiente natural en donde crece *S. mexicana*, y por lo tanto podría estar favoreciendo el crecimiento de los individuos de esta especie. *S. yapa*, por el contrario, creció mejor en el huerto-2 en donde la disposición de agua es menor.

Por otro lado, las semillas de *S. mexicana* son más grandes (hasta 1 cm de diámetro) que las semillas de *S. yapa* (4-8 mm de diámetro). Si bien no se tenemos evidencia experimental sólida, sabemos que la germinación y establecimiento de especies con semillas grandes, se ven favorecidas en ambientes sombreados (Augspurger 1984; Popma y Bongers 1988; Martínez-Ramos 1994). Las condiciones de umbría del huerto-1 pudieron favorecer la germinación de las semillas de *S. mexicana* y por lo tanto incrementar la contribución de la fecundidad en ese sitio.

Si analizamos los resultados de la triple interacción (Fig.5), encontramos que el efecto combinado de la variación anual y de los sitios, causa modificaciones importantes sobre las contribuciones anuales de los parámetros demográficos de ambas especies. Las características ecológicas de cada especie, influyeron en la forma como se adaptaron a las condiciones micro-ambientales de cada huerto. Las dos especies sujetas al efecto de un manejo similar como es el caso del riego en el huerto 1, no tuvieron el mismo comportamiento en su dinámica poblacional ante esta práctica. El suministro adicional de agua por riego, parece haber favorecido el crecimiento de los individuos de *S. yapa* durante los años más secos (1998 y 2000), mientras que en estos años, el efecto de esta práctica de manejo sobre el crecimiento de los individuos de *S. mexicana* no fue evidente y más bien fue la fecundidad la que contribuyó a incrementar el valor de λ . En el huerto 2, el incremento en precipitación pluvial durante 1999 pareció favorecer, tal como el riego lo hizo en el huerto 1, el crecimiento de los individuos de *S. yapa*. Si bien, las prácticas de cosecha efectuadas en los individuos juveniles de ambas especies, no parecieron tener un efecto negativo sobre las contribuciones de las poblaciones estudiadas, la sobre-cosecha efectuada en el año 2000 en la población de *S. yapa* en el huerto 2, sí tuvo un efecto sobre la contribución de los parámetros demográficos que produjeron una disminución en el valor de λ (1.019). Sin embargo, el impacto sobre las poblaciones de *S. yapa* en el huerto- 1 y *S. mexicana* en el huerto-2, por la eliminación de palmas adultas para la construcción de nuevas viviendas en 1999, causó una disminución mayor en λ (0.967 y 0.968) que el causado por efecto de la sobre-cosecha. Esta etapa del ciclo de vida de la palma, que mostró valores altos de elasticidad y produjo una variación importante sobre λ , podría ser crítica para la sostenibilidad de las poblaciones de *Sabal*, si esta actividad dentro del huerto familiar fuera una práctica cotidiana.

Aunque condiciones similares de manejo resultaron en dinámicas poblacionales distintas entre especies, en general, los valores de λ fueron similares y superiores a uno. Los resultados de este estudio muestran la plasticidad que tienen ambas especies de *Sabal* para responder a la variación espacial y temporal de los huertos familiares. Si bien se ha planteado que la plasticidad es una característica que favorece el uso sustentable de los recursos (Wollenberg 1998), no se habían obtenido evidencias cuantitativas al respecto. Los mayas podrían estar aprovechando esta característica que, junto con otros factores, les permite hacer un uso sustentable de la palma de guano.

CONCLUSIONES

Los huertos familiares son sistemas en donde diversos componentes se encuentran interactuando. Así el manejo, los cambios en precipitación anual y el desempeño de cada especie son componentes que afectan la dinámica poblacional de las palmas. Si bien, las poblaciones de ambos huertos, mostraron un comportamiento numérico estable, la forma como esto ocurrió varió dependiendo de las características particulares de cada sitio. Los huertos familiares son sistemas dinámicos en donde el manejo y las condiciones micro-ambientales cambian continuamente, las decisiones que toman los agricultores mayas dentro de estos sistemas agrícolas pueden variar de un huerto familiar a otro provocando un balance distinto en la sostenibilidad del uso de las poblaciones involucradas. El análisis prospectivo nos permitió analizar las consecuencias hipotéticas de pequeños cambios ambientales y de manejo. Sin embargo, desde el enfoque de estudios sobre recursos naturales bajo manejo antropogénico, el análisis retrospectivo es una herramienta comparativamente más útil, pues nos permite entender las bases ecológicas de las estrategias de manejo analizando el impacto de diferentes escenarios sobre la dinámica poblacional de especies de importancia económica. Este enfoque podría ser una herramienta poderosa, no sólo para evaluar si los recursos se están usando de manera sustentable, sino también para entender los factores que favorecen o limitan la posibilidad de sostenibilidad.

REFERENCIAS

- Aguilera, H. N.** 1958. *Suelos de la Península de Yucatán*. Instituto Nacional de Recursos Naturales Renovables.
- Arnold, J. E. M., and P. A. Dewees.** 1995. *Tree management in farmer strategies: responses to agricultural intensification*. Oxford University, Oxford, UK.
- Augspurger, C. K.** 1984. Light Requirements of Neotropical Tree Seedlings: A Comparative Study of Growth and Survival. *Journal of Ecology* **72** 777-795.
- Berkes, F., J. Colding, and C. Folke.** 2000. Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications* **10** (5): 1251-1262.
- Caballero, J.** 1994. *Use and Management of Sabal Palms Among the Maya of Yucatan*. PhD, University of California, Berkeley, USA.
- Caswell, H.** 1989. Analysis of Life Table Response Experiments I. Decomposition of Effects on Population Growth Rate. *Ecological Modelling* (46): 221-237.

- Caswell, H.** 2001. *Matrix Population Models. Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates, Inc., Massachusetts, USA.
- Gajaseni, J., and N. Gajaseni.** 1999. Ecological rationalities of the traditional homegarden system in the Chao Phraya Basi, Thailand. *Agroforestry Systems*, **46** 3-23.
- Gama, V.** 2001. *Demanda y Disponibilidad de la Palma de Guano (Sabal spp., Arecaceae) en tres Comunidades de la Península de Yucatán*. B. Sc. thesis, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, Mexico.
- Grenand, P., and F. Grenand.** 1996. Living in Abundance. The Forest of the Wayampi (Amerindians from French Guiana). Pages 177-196. in P. M. Ruiz-Pérez, and J. E. M. Arnold. *Current Issues in Non-Timber Forest Products Research*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Horvitz, C., D. W. Schemske, and H. Caswell.** 1997. The Relative "Importance" of Life-History Stages to Population Growth: Prospective and Retrospective Analyses. Pages 247-271. in S. Tuljapurkar, and H. Caswell, editors. *Structured Population Models in Marine, Terrestrial and Freshwater systems*. Chapman and Hall, New York, USA.
- Joyal, E.** 1996. The Palm Has Its Time: An Ethnoecology of *Sabal uresana* in Sonora, Mexico. *Economic Botany* **50** (4): 446-462.
- Kremen, C., I. Raymond, and K. Lance.** 1998. An interdisciplinary tool for monitoring conservation impacts in Madagascar. *Conservation Biology*, **12** (3): 549-563.
- Mangel, M., R. J. Hofman, E. A. Norse, and J. R. Twiss.** 1993. Sustainability and ecological research. *Ecological Applications* **3** (4): 573-575.
- Martínez-Ballesté, A., C. Martorell, M. Martínez-Ramos, and J. Caballero.** 2005. Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: The Maya management of *Sabal* palms. *Ecology and Society*, **10**(2): 17. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art17/>
- Martínez-Ramos, M.** 1994. Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **54** 179-224.
- Mendoza, A.** 1995. *Demografía e integración clonal en Reinhardtia gracilis, una palm tropical*. PhD, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, Mexico.
- Menges, E. S.** 1990. Population Viability Analysis for an Endangered Plant. *Conservation Biology* **4** (1): 52-62.
- Michon, G., J. Bompard, P. Hecketsweiler, and C. Ducatillion.** 1983. Tropical forest architectural analysis as applied to agroforests in the humid tropics: The example of traditional village-agroforests in West Java. *Agroforestry Systems*, **1** 117-129.

- Michon, G., F. Mary, and J. Bompard.** 1986. Multistoried agroforestry garden system in West Sumatra, Indonesia. *Agroforestry Systems*, **4** 315-338.
- Miranda, F.** 1958. Estudios acerca de la vegetación. 213-271. in E. Beltrán, editor. *Los recursos del sureste y su aprovechamiento*. Instituto Mexicano de los Recursos Renovables, Mexico, Mexico.
- Nair, P. K. R.** 2001. Do tropical homegardens elude science, or is it the other way around? *Agroforestry Systems*, **53** 239-245.
- Olmsted, I., and E. Álvarez-Buylla.** 1995. Sustainable Harvesting of Tropical Trees: Demography and Matrix Models of Two Palm Species in Mexico. *Ecological Applications* **5** (2): 484-500.
- Piñero, D. M., M. Martínez-Ramos, and J. Sarukhán.** 1984. A population model of *Astocaryum mexicanum* and a Sensitivity analysis of its finite rate of increase. *Journal of Ecology* **72** 977-991.
- Popma, J., and J. Bongers.** 1988. The effects of canopy gaps on growth and morphology of rain forest species. *Oecologia* **75** 625-632.
- Quero, H.** 1992. *Las palmas silvestres de la Península de Yucatán*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ramp, P. F.** 1989. *Natural history of Sabal minor: Demography, population genetics and reproductive ecology*. PhD., Tulane University, Tulane, USA.
- Ratsirarson, J., J. A. Silander, and A. F. Richar.** 1996. Conservation and Management of a Threatened Madagascar Palm Species, *Neodopsis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology* **10** (1): 40-52.
- Svenning, J. C.** 2001. On the Role of Microenvironmental Heterogeneity in the Ecology and Diversification of Neotropical Rain-Forest Palms (Arecaceae). *The Botanical Review* **67** (1): 1-53.
- Ticktin, T., P. Nantel, F. Ramírez, and T. Johns.** 2002. Effects of variation on harvest limits for nontimber forest species in Mexico. *Conservation Biology* **16** (3): 691-705.
- Vázquez-Yanes, C., and A. Orozco-Segovia.** 1993. Patterns of Seed Longevity and Germination in the Tropical Rainforest. *Annual Review of Ecology and Systematics* **24** 69-87.
- Wollenberg, E.** 1998. Methods for Assessing the conservation and development of forest products: What we know and what we have yet to learn. Pages 1-16. in E. Wollenberg, and A. Ingles, editors. *Incomes from the forest. Methods for the development and conservation of forest products for local communities*. Bogor, Indonesia.

Zona, S. 1990. A monographs of *Sabal* (Arecaceae: Coryphoideae). *Aliso*, **12** (4): 583-666.

Zuidema, P. A., and R. J. Zagt. 2000. Using population matrices for long-lived species: a review of published models for 35 woody plants. 159-181. in P. Zuidema editor. *Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon*. Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana and Universiteit Utrecht, Bolivia and Netherland.

Apéndice A

		Average transition matrices										
Homegarden-1 <i>Sabal yapa</i>	$\lambda=1.007$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
	SD	0.67	0.04	0	0	0	0	0	0	11.3	8.47	145
	SA1	0.08	0.83	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0
	SA2	0.02	0.08	0.76	0.03	0	0	0	0	0	0	0
	SA3	0	0.02	0.12	0.89	0	0	0	0	0	0	0
	J1	0	0	0	0.05	0.91	0	0	0	0	0	0
	J2	0	0	0	0	0.09	0.83	0	0	0	0	0
	J3	0	0	0	0	0	0.07	0.92	0	0	0	0
	J4	0	0	0	0	0	0	0.08	0.78	0	0	0
	A1	0	0	0	0	0	0	0	0.11	0.63	0	0
	A2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.14	0.81	0
	A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.93
	Mortality	0.23	0.03	0.1	0.03	0	0.1	0	0.11	0.22	0.17	0.07
Homegarden-2 <i>Sabal yapa</i>	$\lambda=1.092$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
	SD	0.55	0.05	0	0	0	0	0	0	22.9	25.4	5.88
	SA1	0.22	0.52	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SA2	0.02	0.23	0.53	0.01	0	0	0	0	0	0	0
	SA3	0	0.01	0.34	0.88	0	0	0	0	0	0	0
	J1	0	0	0	0.06	0.85	0	0	0	0	0	0
	J2	0	0	0	0	0.15	0.86	0	0	0	0	0
	J3	0	0	0	0	0	0.14	0.88	0	0	0	0
	J4	0	0	0	0	0	0	0.12	0.73	0	0	0
	A1	0	0	0	0	0	0	0	0.18	0.9	0	0
	A2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.98	0
	A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.93
	Mortality	0.22	0.2	0.13	0.05	0	0	0	0.08	0	0	0.07
Homegarden-1 <i>Sabal mexicana</i>	$\lambda=1.048$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
	SD	0.67	0	0	0	0	0	0	0	2.1	22.5	35.4
	SA1	0.03	0.63	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SA2	0	0.29	0.6	0.02	0	0	0	0	0	0	0
	SA3	0	0	0.35	0.84	0	0	0	0	0	0	0
	J1	0	0	0	0.13	0.94	0	0	0	0	0	0
	J2	0	0	0	0	0.04	0.91	0	0	0	0	0
	J3	0	0	0	0	0	0.07	0.9	0	0	0	0
	J4	0	0	0	0	0	0	0.1	0.78	0	0	0
	A1	0	0	0	0	0	0	0	0.22	0.9	0	0
	A2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.88	0
	A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.07	0.97
	Mortality	0.29	0.07	0.05	0	0.01	0.02	0	0	0	0.04	0.03
Homegarden-2 <i>Sabal mexicana</i>	$\lambda=0.983$	SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3
	SD	0.09	0	0	0	0	0	0	0	1.77	3.01	1.89
	SA1	0.09	0.06	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0
	SA2	0	0.3	0.55	0	0	0	0	0	0	0	0
	SA3	0	0.02	0.38	0.82	0	0	0	0	0	0	0
	J1	0	0	0	0.18	0.76	0	0	0	0	0	0
	J2	0	0	0	0	0.21	0.81	0	0	0	0	0
	J3	0	0	0	0	0	0.15	0.81	0	0	0	0
	J4	0	0	0	0	0	0	0.09	0.62	0	0	0
	A1	0	0	0	0	0	0	0	0.16	0.69	0	0
	A2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.97	0
	A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0.94
	Mortality	0.83	0.61	0.04	0	0.04	0.04	0.1	0.22	0.11	0	0.06

Apéndice B

		Elasticity matrices											
		SD	SA1	SA2	SA3	J1	J2	J3	J4	A1	A2	A3	
Homegarden-1 <i>Sabal yapa</i>	SD	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	
	SA1	0.01	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	SA2	0	0.01	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	
	SA3	0	0	0.01	0.13	0	0	0	0	0	0	0	
	J1	0	0	0	0.01	0.14	0	0	0	0	0	0	
	J2	0	0	0	0	0.01	0.07	0	0	0	0	0	
	J3	0	0	0	0	0	0.01	0.15	0	0	0	0	
	J4	0	0	0	0	0	0	0.01	0.05	0	0	0	
	A1	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.02	0	0	
	A2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.05	0	
	A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.11	
	Homegarden-2 <i>Sabal yapa</i>	SD	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0
		SA1	0.02	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA2		0	0.02	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	
SA3		0	0	0.02	0.11	0	0	0	0	0	0	0	
J1		0	0	0	0.03	0.09	0	0	0	0	0	0	
J2		0	0	0	0	0.03	0.1	0	0	0	0	0	
J3		0	0	0	0	0	0.03	0.11	0	0	0	0	
J4		0	0	0	0	0	0	0.03	0.05	0	0	0	
A1		0	0	0	0	0	0	0	0.03	0.12	0	0	
A2		0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.11	0	
A3		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Homegarden-1 <i>Sabal mexicana</i>		SD	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01
		SA1	0.02	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SA2	0	0.02	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	
	SA3	0	0	0.02	0.09	0	0	0	0	0	0	0	
	J1	0	0	0	0.02	0.15	0	0	0	0	0	0	
	J2	0	0	0	0	0.02	0.11	0	0	0	0	0	
	J3	0	0	0	0	0	0.02	0.06	0	0	0	0	
	J4	0	0	0	0	0	0	0.02	0.04	0	0	0	
	A1	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.05	0	0	
	A2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0.1	0	
	A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.08	
	Homegarden-2 <i>Sabal mexicana</i>	SD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01
		SA1	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA2		0	0.01	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	
SA3		0	0	0.01	0.09	0	0	0	0	0	0	0	
J1		0	0	0	0.01	0.07	0	0	0	0	0	0	
J2		0	0	0	0	0.02	0.08	0	0	0	0	0	
J3		0	0	0	0	0	0.02	0.09	0	0	0	0	
J4		0	0	0	0	0	0	0.01	0.02	0	0	0	
A1		0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.02	0	0	
A2		0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.15	0	
A3		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.3	

CAPÍTULO 4.

¿Cultural or ecological sustainability? Acculturation effects on *Sabal* palm management among the lowland Maya of Mexico.



Andrea Martínez-Ballesté, Carlos Martorell, Javier Caballero

ABSTRACT. *Sabal yapa* has been used for thatching the traditional Maya house for over 3000 years. The great importance of this resource has promoted its management within homegardens. While traditionally managed populations in homegardens are capable of ecological long-term persistence, the impact of cultural change on sustainable resource management is poorly understood. By means of interviews in 108 households we obtained information about *Sabal* management practices, leaf demand, and socio-cultural data. Density and size structure of the palm population in the respective homegardens was also measured. By means of Principal Components Analysis the socio-cultural data were summarized into an acculturation index, which was then statistically related to palm density, size structure, leaf demand, and management practices. The leaf demand along the acculturation gradient was estimated. *Sabal* populations were affected by the acculturation index. Palm density and the proportion of harvestable individuals were higher in the more traditional households. The number of management practices decreased and the probability of felling adult palms increased with acculturation. As a result, the percentage of the total leaf demand satisfied by homegarden production diminished from 118.2% to 69.4% as acculturation increased. Traditional practices seem oriented to increasing the palm availability. Seed sowing and the protection of seedlings and adults affect the life-stages with the largest impact on the population growth rate λ as measured through sensitivity analysis. This means that abandoning traditional practices and felling adults more frequently should reduce λ rapidly, which is consistent with the low palm density observed in acculturated households. The application of demographic models to *Sabal* tells us that traditional management warrants the persistence of the resource as long as the current conditions remain unchanged. In contrast, our data show that *Sabal* management may not be sustainable from a cultural perspective, since the cultural attitudes that affect palm management and demand change over time. Both approaches assess the same problem from different viewpoints reaching different but complementary conclusions. In this study we propose new methods that integrate the ecological and cultural processes that affect the sustainable management of the natural resources.

Key Words: cultural change; ethnoecology; Maya; Mexico; NTFP; *Sabal*; traditional management.

INTRODUCTION

Traditional strategies in the management of natural resources are based on the knowledge of biological systems (Berkes, Colding and Folke 2000), but also respond to historical, economic, social, and cultural factors (Caballero 1994, Balée 1998, Hertog and Wiersum 2000, Ruiz-Pérez et al. 2004). Culture, understood as shared knowledge, customs, values and attitudes (Goodenough 2003), mediates between humans and their decisions to manage biological resources and transform ecosystems (Vayda 1983, Berlin 1992). However, culture is not static; changes take place with the introduction of new opportunities that enable individuals and groups to maximize their wealth and power or social status (Freeman 2002). Marriage ceremonies, the way in which a house is built, or the particular way in which a plant resource is used and managed, become relatively distinct cultural traditions as they are passed down through generations. These types of cultural practices are the main units on which cultural change operates, thus they are good indicators of this change process (Goodenough 2003).

The “sustainability science” is a new field in search of understanding the fundamental interactions between nature and society (Kates et al. 2001). It has been proposed that only through the development of qualitative and quantitative research that recognizes the complexity and uncertainties of environmental and social systems will the sustainability of biological resource management be successfully evaluated (Swart et al. 2002). From an ecological point of view, studies on sustainability are focused on assessing the long-term maintenance of the system’s productivity (Lubchenco et al. 1991) but few studies with this approach have incorporated other factors that could affect such systems (Joyal 1996, Ticktin et al. 2002). The impact of cultural change on sustainable resource management is poorly understood. From a qualitative perspective, cultural change and its effects on resource management have been studied from an anthropological perspective through studies based on the observation of change in these processes through time (Kottak 2004). From the ecological perspective, the effect of cultural change on the sustainability of biological systems has been discussed by a number of scholars (Schmink, Redford and Padoch 1992, Almeida 1996, Rocheleau 1999), but there are no quantitative studies on the subject.

Based on previous work, we know that the management of the xa'an palm (*Sabal yapa* Wright ex Becc. and *Sabal mexicana* Mart., Arecaceae) by traditional Mayas in the Yucatan peninsula is ecologically sustainable, since demographic models project that managed populations are capable of persisting indefinitely under the current management conditions (Martínez-Ballesté et al. 2002). The leaves of both palm species have been harvested since Pre-Columbian times for thatching purposes. The great importance of this resource has promoted its management under a number of different systems. One of the most widespread management strategies in the Yucatan Peninsula, dating back to the colonial period, is the promotion and tolerance of *Sabal* within homegardens (Caballero 1994). This complex agroforestry system combines a great variety of both wild and cultivated trees and shrubs. The leaves of *Sabal* are harvested from these homegardens, increasing the availability of this resource in regions where this palm has almost disappeared from the natural vegetation. Management of *Sabal* in homegardens increases palm density, as well as the proportion of harvestable-sized individuals (Martínez-Ballesté et al. 2002).

In the last decades, the Maya from Yucatan have undergone a rapid process of cultural change. According to Thompson (1976), the cultural differences in this area are best represented in terms of occupation and educational level. Non-traditional Mayas usually study longer and have abandoned the subsistence economy for market-oriented activities. Some status symbols are modified as cultural change takes place. Replacement of traditional palm-thatched houses by cardboard or concrete roofs may be a result of this process. Biological knowledge regarding the palm is also lost due to occupational changes (Caballero 1994). While traditionally managed populations in homegardens are capable of long-term persistence, the loss of biological knowledge and perception of cultural importance may modify management practices, resulting in the reduction of the resource base. This research assesses the relationship between cultural change, management, and demographic parameters of the *Sabal* palm, testing the hypothesis that cultural change limits the achievement of ecological sustainability in homegardens.

METHODS

Study area

This study was conducted in the southwestern portion of the State of Yucatan, Mexico. Nine towns where *Sabal* is managed in homegardens were selected (Fig. 1). Following

Thompson (1976), in order to assure the sampling interviewing householders with different degrees of acculturation (“acculturation” used as “cultural change”) we chose three traditional villages (Calcehtok, Yotholín and Chicán), which are mostly inhabited by peasants with scarce formal education (4.29 schooling years in average), three highly acculturated towns (Maxcanú, Ticul, and Tekax), where people are mostly involved in market economy and have gone to school for a longer period of time (6.31 schooling years), and three towns (Opichén, Maní and Tixméuac) with intermediate characteristics.

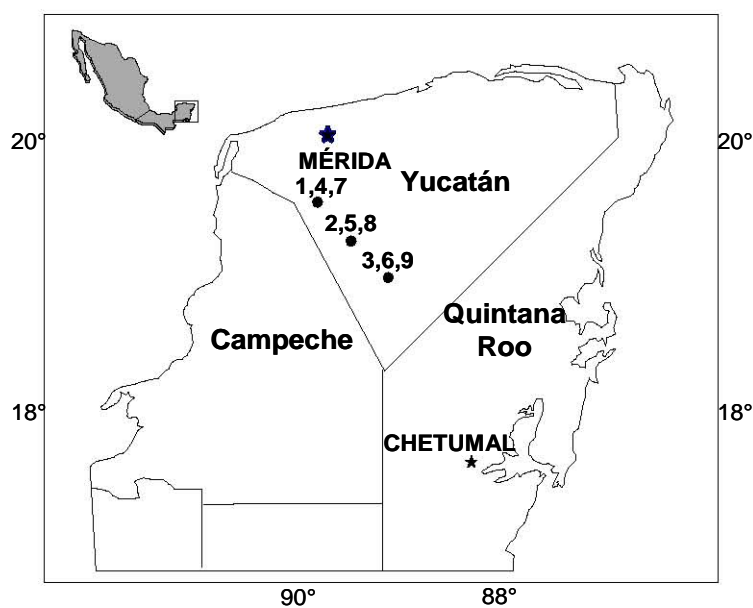


Figure 1. Location of the study sites. We chose three traditional villages Calcehtok (1), Yotholín (2) and Chicán (3), three highly acculturated towns Maxcanú (4), Ticul (5), and Tekax (6), and three towns with intermediate characteristics Opichén (7), Maní (8), and Tixméuac (9).

Field work and data analysis

A random sample of twelve households was selected in each town, six with a few palms or none at all, and six with many palms, based on a visual appreciation. By means of structured interviews in each household, we obtained information about *Sabal* management practices, preferences and leaf demand for roof thatching, and socio-economic data (e.g., occupation, educational level, knowledge of Spanish and Maya language, income, government support etc.). Information about density and size structure of the palm population in each homegarden was obtained by randomly established plots measuring twenty meters long by one, three or six meters wide according to palm size, as well as complete censuses in homegardens with a only few

palms. Seedlings were not counted. Individuals were classified into non-harvestable saplings, harvestable juveniles, and adults too large to be harvested.

In order to summarize the socio-economic differences found among the 108 interviewed households, we applied a Principal Component Analysis (PCA). This analysis was used to synthesize the characteristics that contribute the most to classify families. The first principal component was interpreted as an acculturation index. For simplicity purposes, the PC scores were transformed to a scale ranging from 0 to 100. Using generalized linear models, the acculturation index was related to palm density, proportion of saplings, juveniles, and adults, number of palm-thatched houses and kitchens, and management practices such as the probability of sowing palms, the number of palm-care practices carried out by the landowner, the proportion of adult palms felled in the last five years (people did not remember the number of felled small palms as clearly), the presence of *Sabal* in other holdings owned by the householder, the probability of harvesting wild palms, the probability of selling, buying, or giving away leaves, and the per-palm individual harvesting intensity. Thatching material preference and the reasons for adult felling were related to acculturation by means of independence χ^2 tests followed by Haberman's adjusted residuals analysis (Greig-Smith 1983).

In order to assess the biological soundness of the traditional management practices mentioned in the interviews we reanalyzed the demographic data obtained in two homegardens in Maxcanú (Martínez-Ballesté et al. 2002) for two years plus unpublished data from a third year. We recorded the survival, growth, and fecundity of 336 palms of *S. mexicana* and 295 palms of *S. yapa* between January 1998 and January 2001. Stage-specific survival, growth, and fecundity rates were used to construct matrix population models for each site and year. (For details on the method see Martínez-Ballesté et al. 2002). We calculated the mean matrix for each homegarden and species, and performed a sensitivity analysis, which estimates impact that small modifications in the vital rates have on the population growth rate (λ) (Caswell 2001). If management is appropriate, it should be directed to the most sensible life stages. In both homegardens we also counted the number of leaves produced every year by harvestable-sized palms. This number was used to estimate the leaf production of different homegardens by multiplying it by the number of harvestable palms that were present there.

In order to assess if the leaf production satisfies the needs of the householders along the acculturation gradient, we reanalyzed data from 45 interviews on the demand for *Sabal* leaf conducted by Gama (2001). Assuming that buildings are thatched

asynchronously, and that the rate of construction remains constant over the time, the roof age should follow a uniform distribution. From the formula for the expected value (Freund and Walpole 1987) it can be shown that

$$a \cong E(a) = \frac{l_t}{2}$$

$$l_t \cong 2a$$

where a is the age of the roof at the moment of the interview, and l_t is the average life span of a roof. The average number of leaves needed yearly to complete roof renewal, N_t , was estimated by dividing the average number of leaves in a roof by l_t . Based on a two-year census of 60 households, the average annual demand for repairs was estimated by Pulido and Caballero (2006) to be of 53.62 leaves for houses and of 11.89 for kitchens. The overall household leaf demand was then calculated by multiplying the number of thatched structures, estimated by means of a regression of the number of houses and kitchens on the acculturation index, by the per-building leaf demand. We calculated the household's total production of leaves by using the mean area of a homegarden, the regressions of palm density and harvestable-individual proportion on acculturation, and leaf-production data.

RESULTS

Socio-economic variables

The 108 interviewed families were distributed along a continuous gradient in the first principal component, which explained 36% of the socio-economic data variation. The largest loadings were related to the family's activities, average number of school years per family, the proportion of family members that speak fluent Spanish, ownership of maize fields, as well as main occupation and number of school years attended by the head of the household (Table 1). Families with a low schooling level and less Spanish fluency, who were involved in subsistence economy and maize cultivation, were found in one extreme of the ordination axis. These households were considered to be the most traditional ones. A zero value in the acculturation index was assigned to the most traditional of these householders. In the other extreme, a family whose head had a Masters in Sciences degree, and that worked as high-school principal, received an acculturation value of 100.

Table 1. PCA variable loadings in axis 1. The most important socio-economic characters, which ordained the 108 interviewed families, are shown in bold numbers.

PCA variables	Loadings in PC1
Family occupation	-0.365
Family education	-0.322
Maya language (%)	0.212
Spanish language (%)	-0.336
Familiar income	-0.237
Foreign income	0.006
Government support	0.170
Maize field ownership	0.323
Householder occupation	-0.367
Householder secondary occupation	0.206
Householder education	-0.301
Householder language	-0.255
Cornershop ownership	-0.097

Management practices

The management of *Sabal* palms was affected by the acculturation index. The practice of sowing palms in the homegarden was significantly more common in traditional households ($\chi^2 = 10.36$, $p = 0.0013$, $R^2 = 10.36\%$) (Fig. 2a). The number of management practices (Fig. 2b) decreased with acculturation ($\chi^2 = 4.21$, $p = 0.0400$, $R^2 = 4.21\%$). While the most acculturated families mentioned a few management practices or none at all, traditional Mayas reported protecting seedlings from grazing and burning, combating pests, harvesting leaves on a regular basis, avoiding palm felling, and weeding and watering the homegarden to promote palm growth.

The felling rate of adult palms (Fig. 2c) increased with acculturation ($F = 6.16$, $p = 0.0150$, $R^2 = 6.36\%$). When traditional Mayas knock down an adult individual, they do it mostly because it is old and represents a danger to the family, but acculturated families fell adult palms because they need the land for other uses considered more important, such as livestock raising and the building of new houses ($\chi^2 = 6.55$, $p = 0.0370$). The ownership of other lands from which xa'an may be extracted, harvesting wild palms,

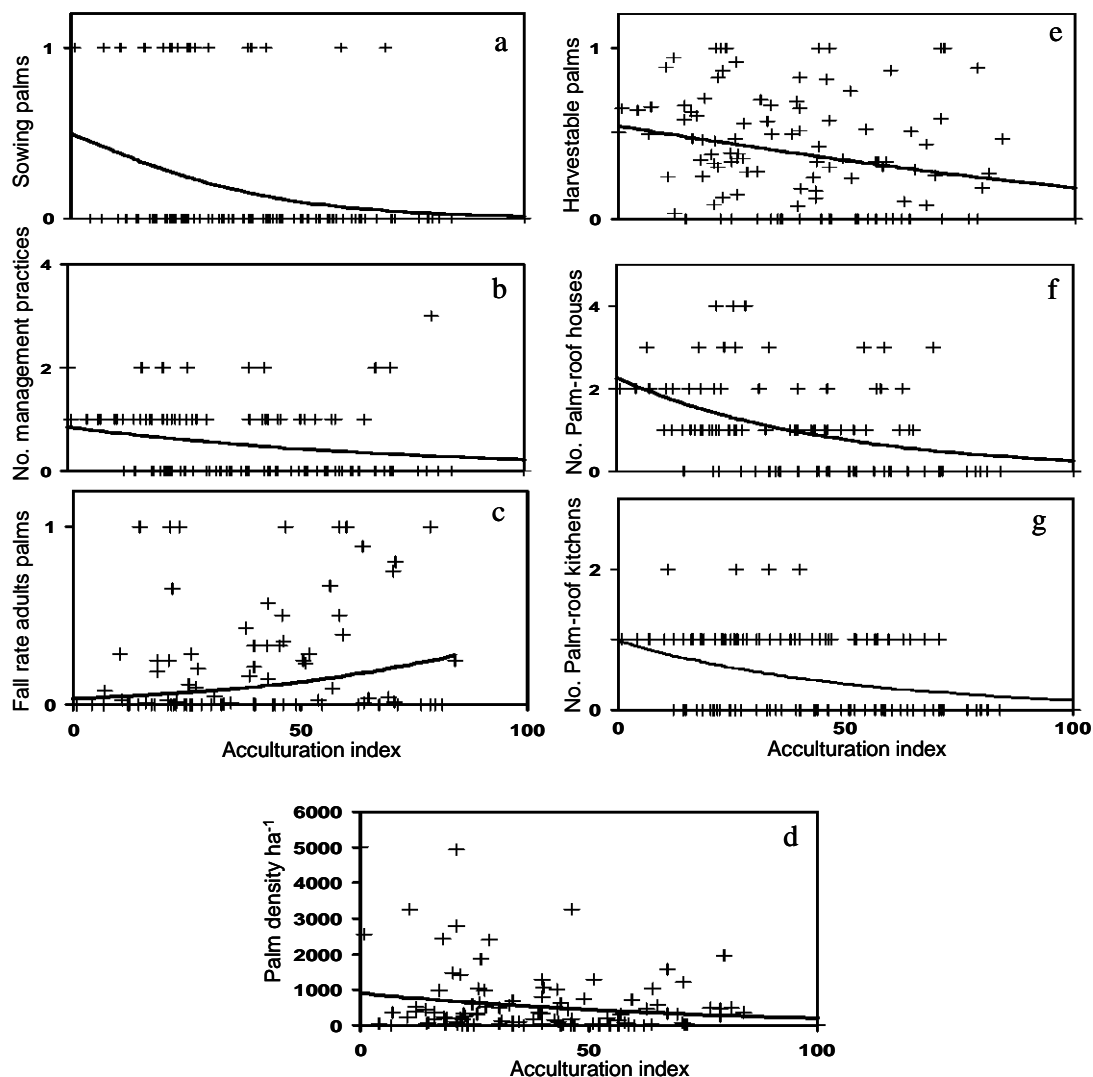


Figure 2. Relationship between acculturation index and management practices, demographic parameters and leaf demand. In a) probability of planting new palms, b) number of mentioned management practices, c) probability of felling adult palms, d) palm density per hectare, e) percentage of harvestable-size palms, f) number of houses thatched with *Sabal* palm, g) number of kitchens thatched with *Sabal* palm. Dots show the observed values, lines show the tendency obtained from the generalised line models.

and the per palm leaf-extraction intensity were not significantly related to the acculturation index.

From the demographic data we found that seedling growth, as well as the adult palm survival and growth, are the most sensitive categories (Appendix I). The population growth rates observed for *S. mexicana* were $\lambda = 1.04$ (0.98-1.12, 95%

confidence interval) and $\lambda = 0.983$ (0.93-1.04), and for *S. yapa* $\lambda = 1.007$ (0.92-1.09) and $\lambda = 1.092$ (0.99-1.19).

Demographic parameters

Palm density is higher in the more traditional homegardens ($F=3.84$, $p=0.0076$, $R^2=10\%$), where it reaches some 900 palms per hectare, while the more acculturated householders keep only 200 palms per hectare (Fig. 2d). Around 50% of the individuals were harvestable juvenile palms in the more traditional homegardens, in contrast to only 20% in the opposite case ($F=4.08$, $p=0.0460$, $R^2=4.21\%$) (Fig. 2e). Regressions of the fractions of saplings and adults on acculturation were not significant.

Leaf demand and exchange

We found that more traditional families construct significantly ($\chi^2 = 20.62$, $p < 0.0001$) more palm-thatched houses (Fig. 2f) and kitchens ($\chi^2 = 7.72$, $p = 0.0054$) (Fig. 2g), while the more acculturated families have more concrete or cardboard roofs. We estimated that a house needs an average of 144.4 leaves per year for thatch repairs and complete renewal, while a kitchen needs just 69.8 leaves. From our estimates of harvestable palm density, and using the observed average production of 5.28 leaves per harvestable palm, we found that all families produce more than enough leaves for repairs. The surplus in traditional homegardens may then be used for complete roof renewal, but it is not enough for the less traditional families. The percentage of the total leaf demand (for repairs and renewal) satisfied by homegarden leaf production diminishes for 118.2% to 69.4% as acculturation proceeds (Fig 3). Activities such as commercialization (probability of selling and buying) and exchange of leaves among families, as well as preferred roofing materials, showed no significant relation to the acculturation index.

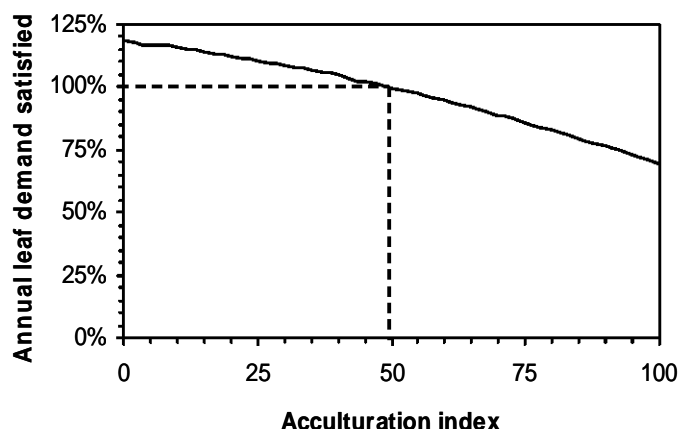


Figure 3. Percentage of annualised leaf demand that was fulfilled by the 108 interviewed families.

DISCUSSION

Results in this study show a close relationship between cultural change and leaf demand and manipulation of *Sabal* palms. Occupational prestige, educational level, and fluency in Spanish were the most important variables in the households' ordination. This is in close agreement with Thompson's (1976) proposal that the more traditional families are involved in manual labor, have a lower (formal) education and are less fluent in Spanish, while the opposite occurs in the case of the more acculturated families.

Our results suggest that the practices carried out by the more traditional households, which need more leaves, promote the increase in palm availability. Practices such as palm sowing and the protection of seedlings and adults, positively affect the survival and permanence of both life stages. These demographic rates are the ones with the largest impact on the population growth rate (λ) as measured through sensitivity analysis. The special attention paid to seedlings was found to increase *Sabal yapa*'s annual population growth rate by 1.4% in homegardens when compared to management forms where no seedling protection occurs (Martínez-Ballesté et al., submitted). By avoiding felling adult individuals, the traditional householders may make an important contribution to the persistence of palm populations in their homegardens. As a result, traditional management may be sustainable as shown by the λ 's above unity observed in the two homegardens, which had acculturation indices of 15 and 35 (Martínez-Ballesté et al. 2002).

Changes in cultural attitudes entail abandoning traditional management practices. Families with a higher degree of cultural change do not protect small palms

and fell the adults more frequently. This may have a negative impact on λ . Even though we have no direct measurements of this parameter for the 108 homegardens, the reduction in palm density occurring as cultural change process means that there must be a negative growth of the palm population over time.

Traditional practices also have an impact on the population structure of palms, increasing the proportion of juveniles up to 50%. Acculturated families keep this fraction as low as 20%. By doing so, the traditional Maya maximize leaf production through an increased density and proportion of harvestable individuals. As a result, they meet their needs for thatch repairs and are capable of producing all the leaves they require for complete roof renewal.

The reduced leaf-production in the homegardens of non-traditional householders most certainly responds to a reduction in their leaf demand. However, production diminishes faster than the demand, as evidenced by the reduction of the needs that are satisfied from 118 to 69%. Main occupation of non traditional Maya households is related to market-oriented activities, so they may lack interest in achieving self-sufficiency as their domestic economy is oriented to acquiring rather than to producing. Even though we found no correlation between culture and commercialization (probability of selling, buying, or giving leaves) of *Sabal* leaves, the reduced domestic leaf production makes acculturated people buy at least a part of the palm leaves they need.

A rise in schooling years from 5 to 6.8, and a reduction of 10% in the fraction of the economically active population involved in agriculture has occurred in Yucatan in the last ten years, suggesting a widespread acculturation of the Yucatec population. Nevertheless the number of thatch-roofed houses has remained nearly the same, falling only from 44,267 to 42,325 (INEGI 1990; INEGI 2000). If the pattern found in this study is generalized, the production of *Sabal* leaves may probably be decreasing although the demand for thatched-roof houses in Yucatán has not changed much in the last ten years. With a decrease in resources, some of the poorest inhabitants, with an acculturation index of 20 - 60 % have substituted the use of palm leaves for cardboard. Peasants with enough palms in their homegardens prefer not to sell, but when they occasionally do, the prices of the leaves are so high that roofing with cardboard becomes the cheapest alternative.

If new sources of palm leaves, such as plantations, do not become available in the next few years, there seems to be no choice but to abandon the use of *Sabal*, or to

intensify the harvest of the remaining palms to meet the demand. This may negatively affect the resource base with the subsequent sustainability loss. However, our low R^2 values do not allow us to make any projections for the future. These values suggest that there are other variables affecting the demographic parameters that we measured. Certainly the *Sabal* populations do not respond immediately to changes in cultural attitudes, even if these are as large as those that occur when a homegarden is sold to new owners. Also, the different members of a household frequently own different parts of the homegarden and make decisions on the palms therein. These processes may cause a lack of fit between cultural and demographic parameters as we measured them. The inclusion of different towns in this study also affects our results, since there are economical, historical or cultural differences among them that affect the way homegardens are managed. While this reduces the fit of the models it increases their representativity, establishing a widespread trend. Nevertheless, a relatively weak relationship may have a large effect over large time scales.

Sustainable use, from an ecological perspective, may be achieved if the management of a resource allows its natural replacement, so it is capable of renewing itself indefinitely (Mangel et al. 1993). The ecological processes and practices that affect a managed population have been integrated into the demographic assessment of sustainability (Ticktin 2004). However, culture has not been taken into account, probably because of the daunting task of turning it into numbers amenable of a mathematical treatment compatible with demographic models. Cultural change is, nevertheless, a rapidly occurring process. Since cultural attitudes affect management and demand, cultural change is a flagrant deviation from the assumptions of unchanging environment and management made in most of the demographic models used in research. The application of these models to *Sabal* tells us that populations are biologically sustainable (Martínez-Ballesté et al. 2002). Our data show that, from a cultural perspective, they may be not sustainable.

In this study we propose new methods that relate interacting ecological and cultural processes affecting the sustainability of the productive systems. Other factors must be included in future research in order to acquire a better understanding on the sustainable use of a resource that has been historically important for the Maya of Yucatan.

LITERATURE CITED

- Almeida, M. W. B.** 1996. Household Extractive Economies. 119-141. in M. Ruiz-Pérez, and J.E.M. Arnold. *Current Issues in Non-Timber Forest Products Research*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Balée, W.** 1998. Historical ecology: premises and postulates. 13-29. in W. Balée. *Advances in Historical Ecology*. Columbia University, New York.
- Berkes, F., J. Colding, and C. Folke.** 2000. Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications*, **10** (5):1251-1262.
- Berlin, B.** 1992. *Ethnobiological classification. Principles of categorization of plants and animals in traditional societies*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Caballero, J.** 1994. *Use and Management of Sabal Palms Among the Maya of Yucatan*. PhD thesis, University of California, Berkeley.
- Caswell, H.** 2001. *Matrix Population Models. Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates, Inc., Massachusetts, USA.
- Freeman, D.** 2002. *Initiating change in highland Ethiopia: Causes and consequences of cultural transformation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Freund, J. E., and R. E. Walpole.** 1987. *Mathematical statistics*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Gama, V.** 2001. *Demanda y Disponibilidad de la Palma de Guano (Sabal spp., Arecaceae) en tres Comunidades de la Península de Yucatán*. B. Sc. thesis, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Goodenough, W. H.** 2003. In pursuit of culture. *Annual Review of Anthropology*, **32** 1-12.
- Greig-Smith, P.** 1983. *Quantitative plant ecology*. Blackwell, UK.
- Hertog, W. H., and K. F. Wiersum.** 2000. Timur (*Zanthoxylum armatum*) production in Nepal. Dynamics in nontimber forest resource management. *Mountain Research and Development*, **20** (2):136-145.
- INEGI.** 1990. *Yucatán, resultados definitivos. Datos por localidad. XI Censo general de población y vivienda, 1990*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México.
- INEGI.** 2000. *Yucatán, resultados definitivos. Datos por localidad. XII Censo general de población y vivienda, 2000*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México.

- Joyal, E.** 1996. The Palm Has Its Time: An Ethnoecology of *Sabal uresana* in Sonora, Mexico. *Economic Botany*, **50** (4):446-462.
- Kates, R. W., W. C. Clark, R. Corell, J. M. Hall, C. C. Jaeger, I. Lowe, J. J. McCarthy, H. J. Schellnhuber, B. Bolin, N. M. Dickson, S. Faucheux, G. C. Gallopin, A. Grübler, B. Huntley, J. Jäger, N. S. Jodha, R. E. Kasperson, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore, T. O'Riordano, and U. Svedin.** 2001. Environment and development: Sustainability Science. *Science*, **292** (5517):641-642.
- Kottak, C. P.** 2004. An anthropological take on sustainable development: A comparative study of change. *Human Organization*, **63** (4):501-510.
- Lubchenco, J., A.M., Olson, L. B., Brubaker, S.R., Carpenter, M.M., Holland, S.P., Hubbell, S.A., Levin, J.A., MacMahon, P.A., Matson, J.M., Melillo, H.A., Mooney, C. H., Peterson, H.R., Pulliman, L.A., Real, P.J., Regal, P.G., Risser.** 1991. The sustainable biosphere initiative: and ecological research agenda. *Ecological Applications*, **3** (4):547-549.
- Mangel, M., R. J. Hofman, E. A. Norse, and J. R. Twiss.** 1993. Sustainability and ecological research. *Ecological Applications*, **3** (4):573-575.
- Martínez-Ballesté, A., C., Martorell, M., Martínez-Ramos, and C. Caballero.** submitted. Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: The Maya management of *Sabal* palms. *Ecology and Society*.
- Martínez-Ballesté A., J., Caballero, V., Gama, S., Flores, and, C. Martorell.** 2002. Sustainability of the Traditional Management of *Xa'an* Palms by the Lowland Maya of Yucatan, México. Pages 381-388. *Ethnobiology and Biocultural Diversity*, (Athens, Georgia), International Society of Ethnobiology.
- Pulido, M. T., and J. Caballero.** *In Press*. The impact of shifting agriculture on the availability of non-timber forest products: the example of *Sabal yapa* in the Maya lowlands of Mexico. *Forest Ecology and Management* .
- Rocheleau, D.** 1999. Sustaining what for whom? 31-47. in U. L. Hatch, and, M. E. Swisher. *Managed Ecosystems. The Mesoamerican experience*. Oxford University, New York.
- Ruiz -Perez, M., B., Belcher, R. Achdiawan, M. Alexiades, C. Aubertin, J. Caballero, B. Cambell, C. Clement, T. Cunningham, A. Fantini, H. de Foresta, C. García Fernández, K.H. Gautam, P. Hersch Martínez, W. de Jong, K. Kuster, M.G. Kutty, C. Lopez, M. Fu, M. A. Martínez .** 2004. Markets drive the specialization strategies of forest peoples. *Ecology and Society*, **9** (2):2-22.

Schmink, M. K., H., Redford, and, C. Padoch. 1992. Traditional Peoples and the Biosphere: Framing the Issues and Defining the Terms. 3-13. in K. H. Redford, and, C. Padoch. *Conservation of Neotropical Forests. Working from Traditional Resource Use.* Columbia University Press, New York.

Swart, R., P. Raskin, and J. Robinson. 2002. Critical challenges for sustainability science. *Science*, **297** 1994.

Thompson, R. A. 1976. *The winds of tomorrow* Chicago.

Ticktin, T., P. Nantel, F. Ramírez, and T. Johns. 2002. Effects of variation on harvest limits for nontimber forest species in Mexico. *Conservation Biology*, **16** (3):691-705.

Ticktin, T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology*, **41** 11-21.

Vayda, A. P. 1983. Progressive contextualization: methods for research in human ecology. *Human Ecology*, **11** (3):265-281.

DISCUSIÓN GENERAL

Formas de manejo y cambios en la disponibilidad y demanda de Sabal

La cosecha de hojas de la palma de guano fue una actividad importante desde épocas prehispánicas en la Península de Yucatán (Caballero 1994). La palma se extraía de la vegetación natural y era un elemento importante de la milpa. A principios del siglo XIX, la agricultura comercial y la actividad ganadera se expandieron a costa de una reducción de las áreas agrícolas de milpa y de vegetación natural (Caballero 1994). El cultivo de caña de azúcar, la promoción de árboles frutales y la industria henequenera (*Agave fourcroydes*, Lemaire) se desarrollaron en el suroeste de la Península, mientras que el ganado se introdujo principalmente en el norte de esta región. Dichos cambios socioeconómicos afectaron la disponibilidad de palma de guano, que fue introducida en otras áreas de manejo para su obtención. En la región frutícola de la Península, la palma de guano se introdujo dentro de los huertos familiares, mientras que en el norte se volvió un elemento importante de los potreros.

A partir de la reducción de áreas de vegetación natural en la Península de Yucatán, el manejo de la palma de guano ha estado ligado a las actividades agrícolas que los cambios socioeconómicos de la región han generado. Las características particulares de los sistemas agrícolas en donde se ha manejado la palma de guano, han influido sobre la disponibilidad del recurso que ha su vez ha traído consecuencias en las tendencias de demanda en la Península de Yucatán en las últimas décadas. Con base en las estadísticas de INEGI sobre el número de casas techadas con palma de guano desde el año 1970 hasta el año 2000 (Fig. 1), encontramos una disminución en la demanda de hojas en toda la Península de Yucatán. Sin embargo la reducción en la demanda es diferente según la región socioeconómica de que se trate. Si agrupamos los municipios de la Península en cuatro regiones económicas tales como, maicera, ganadera, henequenera y frutícola (Caballero 1994), encontramos que la reducción en la demanda de hojas fue más dramática en la región henequenera y ganadera, seguido de las regiones maiceras y frutícolas. La forma como el henequén se cultiva impide la presencia de otras especies dentro de los campos agrícolas, esto ha traído una reducción drástica en la disponibilidad de palma de guano, que se ha visto reflejado en una disminución en el porcentaje de casas techadas con palma de guano desde un 62% en

1970 hasta un 12% en el año 2000. En la región ganadera la reducción de casas con techo de guano fue menor, de 66% en 1970 a 24% en el año 2000. En este sistema agrícola la palma se ha tolerado en los potreros y ésta ha sido capaz de colonizar estos espacios y de resistir a prácticas de manejo como el fuego (capítulo 2). En las regiones maiceras y frutícolas, el porcentaje de casas con techos de palma ha sido mayor y su reducción en las últimas décadas no ha sido tan dramático. El sistema de milpa itinerante (Pulido 2006) y los huertos familiares (capítulos 2 y 3) son sistemas agrícolas que han permitido incrementar la disponibilidad de palmas y satisfacer la demanda del recurso. En los municipios que conforman la región milpera de la península de Yucatán, encontramos que la construcción con techos de palma de guano se ha reducido de un 73% en 1970 a un 38% en el año 2000, mientras que en la zona frutícola el porcentaje de casas construidas con este material se redujo del 77% en 1970 a 46% en el año 2000.

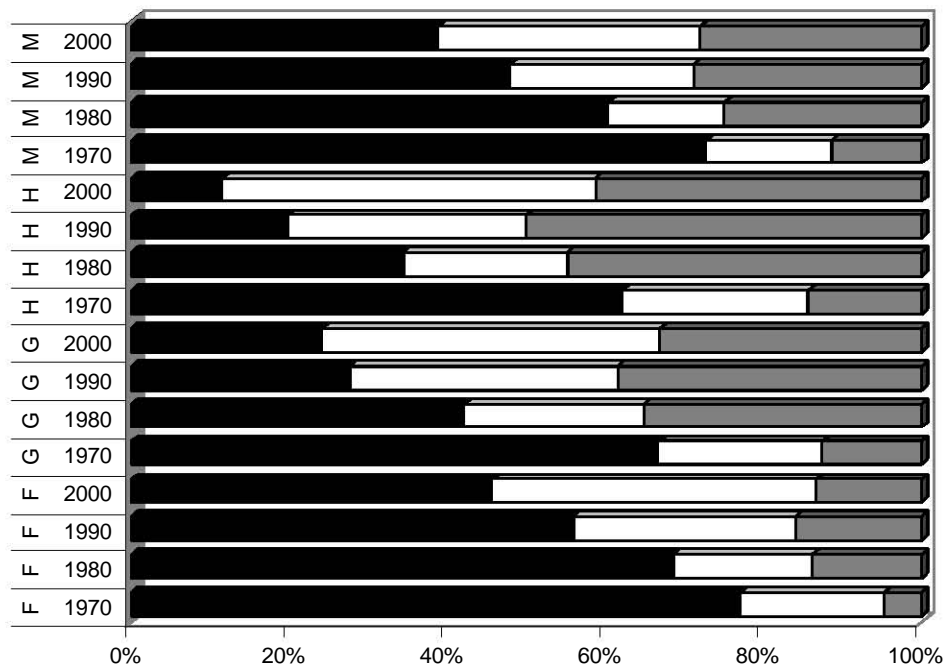


Fig. 1. Tendencias en los materiales utilizados para el techado de las viviendas en los municipios de los estados de Yucatán, Campeche y Quintana Roo, entre 1970 y el año 2000. En negro se muestra el porcentaje de casas techadas con palma de guano, en blanco el porcentaje de casas techadas con concreto y en gris se muestran el porcentaje de casas techadas con otros materiales. (F) agrupa a los municipios en donde la principal actividad económica es la agricultura comercial de árboles

frutales, (G) denota los municipios en donde la principal actividad económica es la ganadería, (H) se refiere a los municipios en donde sigue siendo importante el cultivo del Henequén y (M) se refiere a los municipios en donde la principal actividad es el cultivo de maíz en áreas de milpa y sistemas itinerantes de roza, tumba y quema. Datos tomados de INEGI (1970-2000).

Considerando lo anterior podemos decir que las tendencias en la cosecha de la palma de guano para consumo doméstico en la Península de Yucatán, no han sido uniformes. Los niveles de cosecha han cambiado con base en los cambios en la disponibilidad y demanda del recurso en cada región, así como, debido a las condiciones particulares que cada sistema de manejo ha impuesto en la manipulación de las poblaciones de palma de guano.

Tendencias en la comercialización de la palma Sabal

La comercialización de las hojas de palma de guano, es una actividad relativamente reciente y que sólo involucra a algunas regiones en la Península de Yucatán. A partir de los años setentas, que se desarrolló la industria turística en el estado de Quintana Roo, los establecimientos turísticos han demandado un volumen considerable de hojas para la fabricación de techos en palapas, hoteles y restaurantes. La información que disponemos sobre esta actividad es sin embargo escasa. En una muestra de 16 establecimientos turísticos de diferentes tipos, Caballero et al. (2004), registramos en sus techos un total de 446, 928 hojas de palma de guano. Tomando como referencia la disponibilidad de palmas en el ejido de X' maben, Quintana Roo, calculamos que se requeriría explotar aproximadamente 1,176 hectáreas de vegetación natural o 1,362 hectáreas de vegetación secundaria para satisfacer esta demanda.

La explotación de hojas para uso comercial en la Península de Yucatán, se realiza principalmente en los ejidos de Quintana Roo y en el norte de la Península, en la región ganadera del estado de Yucatán. En estas zonas las hojas se cosechan principalmente de las áreas de vegetación natural y de los potreros. Las plantaciones de *S. mexicana* y *S. yapa* aún son escasas, pero se encuentran algunas, en poblaciones del suroeste de la Península de Yucatán. A pesar de su potencial comercial, la cosecha de hoja de guano no ha tenido un impacto significativo en el desarrollo socioeconómico local. Otros estudios serían

necesarios para documentar la comercialización y sus impactos sobre sostenibilidad de la cosecha de la palma de guano.

Niveles de cosecha y sostenibilidad del manejo del recurso

Para evaluar el uso sustentable de este recurso desde un punto de vista ecológico, fue necesario incorporar el efecto de las prácticas de manejo sobre la disponibilidad de individuos y la producción de hojas en las poblaciones de ambas especies de *Sabal*. Considerando que las estrategias de cosecha de la palma de guano no son destructivas y no afectan la supervivencia de los individuos (capítulo 1), evaluar la capacidad de los sistemas agrícolas estudiados para mantener las poblaciones de *Sabal*, fue un buen indicador de la sostenibilidad de este recurso.

Después de un estudio demográfico de tres años, obtuvimos tasas de crecimiento poblacional (λ) mayores o iguales a uno (capítulos 2 y 3). Esto sugiere que las poblaciones bajo las tres formas de manejo estudiadas son capaces de mantenerse y su uso es sustentable aun y cuando cada una estuvo sujeta a condiciones distintas. Cada población, sin embargo, alcanzó su capacidad de mantenerse gracias a distintas características demográficas, tal como el Análisis Retrospectivo lo mostró. La respuesta de cada población a las actividades de manejo de cada sitio hizo evidente la plasticidad de la especie. Un mayor número de prácticas de manejo encaminadas al cuidado de las plántulas en los huertos familiares, favoreció una dinámica poblacional en donde las etapas del ciclo de vida relacionadas con la fecundidad contribuyeron a mantener las poblaciones con tasas de crecimiento superiores a uno. En cambio, la permanencia fue el parámetro poblacional que más contribuyó a incrementar λ en las condiciones estresantes del potrero y el crecimiento en el caso de la milpa. Los resultados de esta parte de la investigación sentaron las bases para entender los factores biológicos que contribuyeron al uso sustentable de las poblaciones de la palma *Sabal* en tres formas tradicionales de manejo. Asimismo, hicieron evidentes las repercusiones que el manejo de todo el sistema agrícola y no sólo de las prácticas de manejo encaminadas a fomentar este recurso, pueden tener sobre el uso sustentable de las poblaciones de palmas.

Sin embargo, para asegurar que existe un manejo sustentable de este recurso no sólo fue importante estimar la sostenibilidad del manejo que se le da a las poblaciones, sino

también la sostenibilidad en la producción de hojas. La intensidad de cosecha puede afectar la producción de hojas nuevas, así como el crecimiento, la supervivencia y la fecundidad de los individuos (Mendoza et al. 1987; Oyama & Mendoza 1990; Joyal 1996; O'Brien y Kinnaird 1996; Flores y Ashton 2000; Zuidema y Werger 2000; Svenning y Macía 2002; Endress et al. 2004). Por este motivo fue importante evaluar el efecto de diferentes intensidades de defoliación sobre la sostenibilidad del uso, incluidas las prácticas de cosecha tradicional (capítulo 1). Los resultados del experimento de cosecha que se describen en este capítulo, demostraron que *Sabal* es una palma altamente tolerante a la defoliación, capaz de incrementar su producción de hojas conforme se incrementa la intensidad de cosecha. A diferencia de otras especies de palmas (Joyal 1996; Flores y Ashton 2000; Zuidema y Werger 2000; Endress et al. 2004) su crecimiento, supervivencia y fecundidad no se vieron afectados por este proceso. Los resultados de nuestra investigación nos permiten concluir que las estrategias de cosecha propuestas por los agricultores mayas son las más adecuadas pues no afectan a los individuo y sí permiten una cosecha que incrementa la producción de hojas nuevas.

Las tendencias en la demanda de hojas de palma de guano, están determinadas por la disponibilidad del recurso. Sin embargo, esta disponibilidad puede cambiar no sólo por el impacto del manejo y las prácticas de cosecha, sino también por cambios en la actitud de los agricultores mayas para seguir utilizando y fomentando las poblaciones de *Sabal*. En las últimas décadas en la Península de Yucatán, algunos agricultores mayas han cambiado sus preferencias en la forma de construcción de sus casas. Esto ha sido atribuido a procesos de cambio cultural (Caballero 1994), en donde el conocimiento compartido en la construcción de una vivienda se pierde dando paso a otro tipo de formas constructivas (Goodenough 2003). Nuestros resultados mostraron cuantitativamente (capítulo 4) que la sustitución por otros materiales para la construcción de los techos, se encuentra relacionado con procesos de cambio cultural los cuales están relacionados con cambios en la ocupación laboral de los habitantes, así como con su nivel educativo y su grado de dominio del idioma español. Los agricultores mayas más aculturados han abandonado muchas de las prácticas de manejo que los mayas tradicionales aun utilizan para fomentar la palma en sus huertos familiares. Esto ha disminuido la disponibilidad de palmas en estos sitios y la posibilidad de construir los techos con este material. Si bien, las familias más aculturadas ya no demandan ni requieren

del recurso, los mayas en un nivel intermedio del proceso de cambio cultural (según nuestro índice de aculturación) aun demandan las hojas de *Sabal* pero no disponen de suficiente recurso en sus huertos familiares, ni tienen la capacidad económica para comprarlo. Los campesinos en este nivel, suelen construir sus casas con lámina de cartón.

Los resultados de este artículo pusieron en entredicho la sostenibilidad del manejo de la palma *Sabal*. Si bien desde un enfoque ecológico las formas de manejo tradicional parecen ser adecuadas, cuando incluimos el efecto del cambio cultural, la sostenibilidad del manejo en huertos familiares se presenta como incierta.

Aportes de esta tesis y perspectivas

En términos generales, en esta tesis se aportan elementos para entender el efecto de algunos aspectos biológicos y sociales que afectan la sostenibilidad del manejo de la palma de guano en la península de Yucatán. Asimismo, los resultados de esta investigación proponen herramientas que no habían sido empleadas para evaluar la sostenibilidad del manejo de un recurso. Los análisis retrospectivos propuestos por Caswell (1989) resultan una herramienta adecuada para entender el efecto de diferentes prácticas de manejo sobre el desempeño ecológico de las poblaciones de ambas especies de *Sabal*. Esta tesis aportó también resultados sobre las intensidades más adecuadas para la cosecha de hojas en la palma de guano. El impacto de las prácticas tradicionales de cosecha sobre la producción de hojas en *S. yapa* y *S. mexicana* hasta ahora no se habían evaluado. Incorporar el efecto del cambio cultural para evaluar la sostenibilidad del manejo de la palma de guano fue un enfoque novedoso, más aun, cuando el manejo de este recurso ha estado fuertemente relacionado con los procesos de cambio socioeconómicos en la Península de Yucatán y su demanda podría verse afectado por estos cambios.

Algunos autores empiezan a reconocer la importancia de una visión integradora (Kates et al. 2001) en las evaluaciones de sostenibilidad. Sin embargo, hace falta un mayor esfuerzo para establecer los procesos que favorecen o limitan la posibilidad de un manejo sustentable de los recursos forestales no maderable. Incorporar algunos factores que no fueron tomados en cuenta en esta investigación, nos permitirían tener una evaluación más completa sobre la sostenibilidad del uso y manejo de la palma de guano. En futuras investigaciones sería necesario analizar los factores económicos que pueden afectar el

manejo de la palma de guano, evaluando las redes de comercio, así como su impacto sobre la sostenibilidad del manejo de este recurso. Asimismo, sería importante ampliar los alcances de esta investigación incorporando más sitios en donde se maneje el recurso dentro de los mismos sistemas de manejo estudiados. De esta forma podríamos representar mejor la variación del efecto que tiene sobre las poblaciones de *Sabal* las decisiones que los agricultores toman en el manejo de este recurso y de todo el agro sistema en su conjunto, permitiéndonos generalizar el impacto de las prácticas tradicionales de manejo sobre el uso sustentable de las poblaciones de ambas especies. Finalmente, sería importante incorporar a nuestro modelo de cambio cultural, otras variables de tipo social y económico que pudieran ser importantes en las decisiones de manejo de la palma de guano. Tomando como estudios de caso uno o dos pueblos en la región estudiada, podríamos incrementar la precisión en nuestras estimaciones y generar un modelo que nos permita proyectar las tendencias futuras en el manejo sustentable de la palma de guano.

REFERENCIAS

- Caballero, J.** 1994. *Use and Management of Sabal Palms Among the Maya of Yucatan*. PhD thesis, University of California, Berkeley.
- Caballero, J., M. T. Pulido, and A. Martínez-Ballesté.** 2004. El uso de la palma de guano (*Sabal yapa*) en la industria turística de Quintana Roo, México. Pages 365–386 in M. Alexiades and P. Shanley. *Productos forestales, medios de subsistencia y conservación. Estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Caswell, H.** 1989. Analysis of Life Table Response Experiments I. Decomposition of Effects on Population Growth Rate. *Ecological Modelling* (46): 221-237.
- Endress, B. A., D. L. Gorchov, M. B. Peterson, and E. P. Serrano.** 2004. Harvest of the palm *Chamaedorea radicalis*, its effects on leaf production, and implications for sustainable management. *Conservation Biology*, **18** (3):822-830.
- Flores, C. S., and P. M. S. Ashton.** 2000. Harvesting impact and economic value of *Geonoma deversa*, Arecaceae, an understory palm used for roof thatching in the Peruvian Amazon. *Economic Botany*, **54** (3):267-277.
- Goodenough, W. H.** 2003. In pursuit of culture. *Annual Review of Anthropology*, **32** 1-12.

- INEGI.** 1970. *Yucatán, resultados definitivos. Datos por localidad. XI Censo general de población y vivienda, 1990.* Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México.
- INEGI.** 1980. *Yucatán, resultados definitivos. Datos por localidad. XI Censo general de población y vivienda, 1990.* Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México.
- INEGI.** 1990. *Yucatán, resultados definitivos. Datos por localidad. XI Censo general de población y vivienda, 1990.* Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México.
- INEGI.** 2000. *Yucatán, resultados definitivos. Datos por localidad. XII Censo general de población y vivienda, 2000.* Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México.
- Joyal, E.** 1996. The Palm Has Its Time: An Ethnoecology of *Sabal uresana* in Sonora, Mexico. *Economic Botany*, **50** (4):446-462.
- Kates, R. W., W. C. Clark, R. Corell, J. M. Hall, C. C. Jaeger, I. Lowe, J. J. McCarthy, H. J. Schellnhuber, B. Bolin, N. M. Dickson, S. Faucheux, G. C. Gallopin, A. Grübler, B. Huntley, J. Jäger, N. S. Jodha, R. E. Kasperson, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore, T. O'Riordano, and U. Svedin.** 2001. Environment and development: Sustainability Science. *Science*, **292** (5517):641-642.
- Mendoza, A., D. Piñero, and J. Sarukhán.** 1987. Effects of experimental defoliation on growth, reproduction and survival of *Astrocaryum mexicanum*. *Journal of Ecology*, **75** 545-554.
- O'Brien, T. G., and M. F. Kinnaird.** 1996. Effect of harvest on leaf development of Asian palm *Livistonia rotundifolia*. *Conservation Biology*, **10** (1):53-58.
- Oyama, K., and A. Mendoza.** 1990. Effects of defoliation on growth, reproduction, and survival of a neotropical dioecious palm, *Chamaedorea tepejilote*. *Biotropica*, **22** (2):119-123.
- Pulido Silva, M.T.** 2006. *Uso y manejo de la palma de guano (Sabal yapa *Areaceae*) en zonas de vegetación natural del área maya de la Península de Yucatán.* Tesis doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Svenning, J. C., and M. J. Macías.** 2002. Harvesting of *Geonoma macrostachys* Mart. leaves for thatch: an exploration of sustainability. *Forest Ecology and Management*, **167** 251-262.

Zuidema, P. A., and M. J. A. Werger. 2000. Impact of artificial defoliation on ramet and genet demography in a Neotropical understory palm. 109-131. in P. A. Zuidema. *Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon*. Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana and Universiteit Utrecht, Bolivia and Netherland.