



Avances y perspectivas del manejo forestal para uso múltiple en el trópico húmedo

Editor
Manuel R. Guariguata

Avances y perspectivas del manejo forestal para uso múltiple en el trópico húmedo

Editor
Manuel R. Guariguata

Nota del editor

Esta colección de artículos fue compilada, editada y traducida de la publicación original que apareció en un número especial de la revista *Forest Ecology and Management* Vol. 268 (2012). Los artículos originales se citan a continuación:

- Radachowsky, J., Ramos, V. H., McNab, R., Baur, E. H., Kazakov, N., 2012. Forest concessions in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala: a decade later. *Forest Ecology and Management* 268, 18-28.
- Taylor, P. L., 2012. Multiple forest activities, multiple purpose organizations: Organizing for complexity in a grassroots movement in Guatemala's Petén. *Forest Ecology and Management* 268, 29-38.
- Duchelle, A. E., Guariguata, M. R., Less, G., Albornoz, M. A., Chavez, A., Melo, T., 2012. Evaluating the opportunities and limitations to multiple use of Brazil nuts and timber in Western Amazonia. *Forest Ecology and Management* 268, 39-48.
- Cronkleton, P., Guariguata, M. R., Albornoz, M. A., 2012. Multiple use forestry planning: timber and Brazil nut management in the community forests of Northern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 268, 49-56.
- Rist, L., Shanley, P., Sunderland, T., Sheil, D., Ndoye, O., Liswanti, N., Tieguhong, J., 2012. The impacts of selective logging on non-timber forest products of livelihood importance. *Forest Ecology and Management* 268, 57-69.
- Shanley, P., Silva, M.d.S., Melo, T., Carmenta, R., Nasi, R., 2012. From conflict of use to multiple use: Forest management innovations by small holders in Amazonian logging frontiers. *Forest Ecology and Management* 268, 70-80.
- Klimas, C. A., Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., 2012. The economic value of sustainable seed and timber harvests of multi-use species: an example using *Carapa guianensis*. *Forest Ecology and Management* 268, 81-91.
- Soriano, M., Kainer, K. A., Staudhammer, C. L., Soriano, E., 2012. Implementing multiple forest management in Brazil nut-rich community forests: effects of logging on natural regeneration and forest disturbance. *Forest Ecology and Management* 268, 92-102.
- Nasi, R., Billand, A., van Vliet, N., 2012. Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *Forest Ecology and Management* 268, 103-111
- Baur, E. H., McNab, R. B., Williams, L. E., Ramos, V. H., Radachowsky, J., Guariguata, M. R., 2012. Multiple forest use through commercial sport hunting: lessons from a community-based model from the Petén, Guatemala. *Forest Ecology and Management* 268, 112-120.

© 2013 by the Center for International Forestry Research.

Todos los derechos reservados.

ISBN: 978-602-8693-96-7

Guariguata, M.R. (ed.) 2013 *Avances y Perspectivas del Manejo Forestal para Uso Múltiple en el Trópico Húmedo*. CIFOR, Bogor, Indonesia.

Fotografías:

Portada por Ollivier Girard/CIFOR; Introduction: Jan van der Ploeg/CIFOR; Parte 1 por Ismael Alonso; Parte 2 por Anne Larson/CIFOR; Parte 3 por Gabriela Ramirez Galindo/CIFOR; Parte 4 por Amy Duchelle/CIFOR; Parte 5 por Ollivier Girard/CIFOR; Parte 6 por Patricia Shanley/CIFOR; Parte 7 por Neil Palmer/CIAT; Parte 8 por Charlie Pye-Smith/CIFOR; Parte 9 por Terry Sunderland/CIFOR; Parte 10 por Bernard Dupont

CIFOR

Jl. CIFOR, Situ Gede

Bogor Barat 16115

Indonesia

T +62 (251) 8622-622

F +62 (251) 8622-100

E cifor@cgiar.org

cifor.org

Cualquier opinión vertida en este documento es de los autores. No refleja necesariamente las opiniones de CIFOR, de las instituciones para las que los autores trabajan o de los financiadores.

Índice

Autores	iv
Introducción	1
Manuel R. Guariguata	
Concesiones forestales en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala: Una década después	11
Jeremy Radachowsky, Victor H. Ramos, Roan McNab, Erick H. Baur, Nikolay Kazakov	
Actividades forestales múltiples y organizaciones de objetivos múltiples: Preparándose para la complejidad en un movimiento de base en Petén, Guatemala	37
Peter Leigh Taylor	
Evaluación de las oportunidades y limitaciones del uso múltiple de castaña y madera en la Amazonia occidental	63
Amy E. Duchelle, Manuel R. Guariguata, Giuliano Less, Marco Antonio Albornoz, Andrea Chavez, Tadeu Melo	
Planificación forestal para el uso múltiple en los bosques comunitarios del norte de Bolivia	87
Peter Cronkleton, Manuel R. Guariguata, Marco A. Albornoz	
Los efectos de la tala selectiva en los productos forestales no maderables de importancia para los medios de vida	107
Lucy Rist, Patricia Shanley, Terry Sunderland, Douglas Sheil, Ousseynou Ndoye, Nining Liswanti, Julius Tieguhong	
Del conflicto de uso al uso múltiple: Innovaciones en el manejo forestal realizadas por pequeños productores en las fronteras amazónicas de aprovechamiento forestal	145
Patricia Shanley, Murilo da Serra Silva, Tadeu Melo, Rachel Carmenta, Robert Nasi	
El valor económico de la extracción sostenible de las semillas y la madera de especies de uso múltiple: Un ejemplo con <i>Carapa guianensis</i>	175
Christie Ann Klimas, Karen A. Kainer, Lúcia H. de Oliveira Wadt	
Implementación del manejo múltiple en bosques comunitarios ricos en castaña: Efectos del aprovechamiento de madera en la regeneración natural	205
Marlene Soriano, Karen A. Kainer, Christina L. Staudhammer, Eduardo Soriano	
El manejo de la madera y la biodiversidad en la Cuenca del Congo	233
Robert Nasi, Alain Billand, Nathalie Vanvliet	
Uso múltiple del bosque a través de la cacería deportiva: Lecciones de un modelo comunitario del Petén, Guatemala	259
Erick H. Baur, Roan B. McNab, Lovett E. Williams Jr., Victor H. Ramos, Jeremy Radachowsky, Manuel R. Guariguata	

Autores

Marco Antonio Albornoz

Centro para la Investigación Forestal
Internacional, Bogor, Indonesia

Erick H. Baur

Integrated Environmental and Wildlife
Management Services S.A., Cobán, Alta
Verapaz, Guatemala

Alain Billand

Centre de Coopération Internationale
en Recherche Agronomique pour le
Développement (CIRAD-RU 105),
Montpellier, France

Rachel Carmenta

Lancaster Environment Center (LEC),
Lancaster University, Lancaster LA1
4YQ, Reino Unido

Andrea Chavez

University of Florida, Gainesville, USA
Universidad Nacional Amazónica de
Madre de Dios, Perú

Peter Cronkleton

Centro para la Investigación Forestal
Internacional, Lima, Perú

Amy E. Duchelle

Centro para la Investigación Forestal
Internacional, Rio de Janeiro, Brazil

Manuel R. Guariguata

Centro para la Investigación Forestal
Internacional, Bogor, Indonesia

Karen A. Kainer

Department of Forest Resources and
Conservation, 210 Newins-Ziegler Hall,
P.O. Box 110410, University of Florida,
Gainesville, FL 32611, EE. UU

Nikolay Kazakov

University of Florida, 103 Black
Hall, PO Box 116455, Gainesville,
FL 32611, USA

Christie Ann Klimas

Department of Forest Resources and
Conservation, 210 Newins-Ziegler Hall,
P.O. Box 110410, University of Florida,
Gainesville, FL 32611, EE. UU.

Giuliano Less

Centro de Estudos da Cultura e do
Meio Ambiente da Amazônia – Rioterra,
Rôndonia, Brazil

Nining Liswanti

Centro para la Investigación Forestal
Internacional, Bogor, Indonesia

Roan B. McNab

Wildlife Conservation Society, Casa
#3, Avenida 15 de marzo, Flores, Petén,
Guatemala

Tadeu Melo

Universidade Federal do Acre, Campus
Universitário BR 364 Km 4, 69915-900
Rio Branco, Brasil

Robert Nasi

Centro para la Investigación Forestal
Internacional, Bogor, Indonesia

Ousseynou Ndoye

Organización de las Naciones Unidas
para la Alimentación y la Agricultura
(FAO), Yaundé, Camerún

Jeremy Radachowsky

Wildlife Conservation Society, Casa #3,
Avenida 15 de marzo, Flores, Petén,
Guatemala

Victor H. Ramos

Wildlife Conservation Society, Casa
#3, Avenida 15 de marzo, Flores, Petén,
Guatemala
Centro de Monitoreo y Evaluación,
Consejo Nacional de Áreas Protegidas
(CONAP) de Guatemala, Antiguo
Hospital de San Benito, Petén,
Guatemala

Lucy Rist

Department of Ecology and
Environmental Science, Umeå
University, 90187 Umeå, Suecia

Patricia Shanley

Centro para la Investigación Forestal
Internacional, Bogor, Indonesia
Woods and Wayside International,
Princeton, Nueva Jersey, Estados Unidos

Douglas Sheil

Institute of Tropical Forest
Conservation, Kibale, Uganda

Murilo da Serra Silva

Instituto Federal de Educação, Ciência
e Tecnologia do Pará, Campus Rural de
Marabá, Rua Vitória Régia, 117-Bairro
Amapá, 68502-120 Marabá, Pará, Brasil

Eduardo Soriano

Facultad de Ciencias Agrícolas,
Universidad Autónoma Gabriel René
Moreno, Santa Cruz, Bolivia.

Marlene Soriano

Instituto Boliviano de Investigación
Forestal, Casilla No. 6204, Santa Cruz,
Bolivia

Christina L. Staudhammer

Facultad de Recursos Forestales y
Conservación, P.O. Box 110410,
Universidad de Florida, Gainesville, FL
32611, EE. UU.

Terry Sunderland

Centro para la Investigación Forestal
Internacional, Bogor, Indonesia

Peter Leigh Taylor

Department of Sociology, Clark B258,
Colorado State University, Fort Collins,
CO 80523, USA

Julius Tieguhong

Technical Training and Research Centre
for Development, Yaundé, Camerún

Nathalie Vanvliet

Department of Geography and Geology,
University of Copenhagen, Denmark

Lúcia H. de Oliveira Wadt

Empresa Brasileira de Pesquisa
Agropecuária, Rodovia BR-364,
km 14, Caixa Postal 321 Rio Branco,
Acre 69908-970, Brazil

Lovett E. Williams Jr.

Real Turkeys L.L.C., Cedar Key, FL,
EE. UU



Introducción

Manuel R. Guariguata¹

“Algunos usos no interfieren con otros, algunos incluso son complementarios; pero otros son conflictivos. Es necesario reconocer el rol dominante, coordinador o subordinado de cada uno” (Wadsworth, 1952).

Aunque la aseveración anterior tiene más de seis décadas de haber sido formulada, algunos consideran que los sistemas de manejo forestal que explícitamente tienen como objetivo producir múltiples bienes y servicios (véase, e.g., Panayotou y Ashton, 1992) han hecho poco para facilitar la transición de modelos enfocados exclusivamente en la madera hacia modelos de producción más pluralistas. Particularmente en los trópicos (García-Fernández *et al.*, 2008). Esta percepción prevalece a pesar de que los modelos de producción forestal diversificada tienen ventajas sociales y económicas ampliamente conocidas (Kant, 2004; Wang y Wilson, 2007). La diferencia establecida por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) en su reciente Evaluación de los Recursos Forestales (FAO, 2010a) entre bosques de “producción” y bosques de “uso múltiple” refleja tal vez este fracaso, particularmente porque la categoría “uso múltiple” incluye objetivos de producción. Cabe reconocer que la superficie de bosque natural bajo planes de manejo formales en los 33 países productores miembros de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) ha registrado un aumento constante hasta alcanzar hoy 183 millones de hectáreas (Blaser *et al.*, 2011), mayormente centrado en la producción de madera. Sin embargo, las diversas demandas que la sociedad impone sobre los bosques tropicales para el suministro de múltiples bienes y servicios han aumentado más allá de la madera. Resulta notorio el hecho de que existe fuerte evidencia que los bosques manejados para el aprovechamiento de múltiples bienes y servicios pueden ser igual o más efectivos en prevenir la deforestación y la degradación con respecto a las áreas boscosas protegidas (Nelson y Chomitz 2011).

¹ Centro para la Investigación Forestal Internacional, Bogor, Indonesia.

A nivel de servicios ecosistémicos, los bosques tropicales son inherentemente “multi uso”. Por ejemplo, en su capacidad de capturar y liberar carbono atmosférico (Pan *et al.*, 2011) y la manera en que este servicio ecosistémico, importante a nivel global, se vincula con la conservación de la biodiversidad a escala local (Venter *et al.*, 2009). Además, las investigaciones realizadas acerca de la tala de impacto reducido han demostrado cómo las operaciones de aprovechamiento de madera cuidadosamente planificadas, a diferencia de la extracción convencional, pueden ser económicamente viables y compatibles con el medio ambiente, además de reducir las emisiones de carbono (Putz *et al.*, 2008; van Kuijk *et al.*, 2009). Desde el punto de vista productivo, sin embargo, la necesidad de “ir mas allá de la extracción de impacto reducido” (Sist *et al.*, 2008) está demandando cada vez más la integración de los productos forestales no maderables (PFNM; Tieguhong y Ndoye, 2007; Menton *et al.*, 2009) cuyo valor beneficia mayormente a las comunidades locales (Shackleton *et al.*, 2011). Grandes extensiones de bosques en un principio destinadas al aprovechamiento de PFNM, como por ejemplo las “reservas extractivas” brasileñas (Fantini y Crisóstomo, 2009) y las concesiones de castaña en Perú (Cossío-Solano *et al.*, 2011), están a su vez siendo re-evaluadas con el fin de incorporar el aprovechamiento de madera de una manera armónica. Junto con estas tendencias, algunos argumentan que las políticas forestales necesitan a su vez perfeccionarse tanto para lograr la inclusión social como para satisfacer nuevas demandas (Cubbage *et al.*, 2007). Un enfoque holístico del manejo forestal en el trópico requeriría además que se mejore el manejo de información a través de un diálogo más estrecho entre la ciencia y los poseedores del conocimiento tradicional (Lawrence, 2007), así como una modernización de los planes de estudio forestales (Temu *et al.*, 2006; Kammesheidt *et al.*, 2007; Guariguata y Evans, 2010).

Sin embargo aún prevalecen barreras que impiden que el manejo forestal de uso múltiple tenga más cabida en el trópico (García-Fernández *et al.*, 2008). En primer lugar, las capacidades técnicas y administrativas suelen variar en función del producto forestal en cuestión (maderable, no maderable), las oportunidades de mercado y el nivel de conocimiento técnico y científico. En segundo lugar, las comunidades locales y a veces los operadores forestales de pequeña escala enfrentan dificultades para adaptar las prácticas tradicionales a las regulaciones oficiales que generalmente se diseñan con poca armonización de los diferentes objetivos de manejo y también poca consideración de los diversos contextos sociales y ecológicos a nivel local (Nasi *et al.*, 2011a). En tercer lugar, no ha habido suficiente consideración en la aplicación de estrategias de manejo, a veces más complejas que aquellas utilizadas en sistemas monoprodutores, que ayuden a sopesar las ganancias y pérdidas (“tradeoffs”) para optimizar el uso múltiple (Panayotou y Ahston, 1992). En el caso del manejo concurrente de madera y PFNM, por ejemplo, es posible que factores sociales, biofísicos y de mercado estén en conflicto, a veces actuando en contra de los enfoques de manejo integrado (Herrero-Jáuregui *et al.*, 2009; Guariguata *et al.*, 2010). No resulta sorprendente entonces que solo 7 de los 22 casos “ejemplares” de manejo forestal sostenible en América Latina y el Caribe alcanzaran niveles de cumplimiento ya sea “buenos” o “excepcionales” para el criterio de “diversificación de usos” (FAO, 2010b). Un ejercicio similar llevado a cabo en Asia y el Pacífico (Durst *et al.*, 2005), que incluyó el “manejo holístico” como un criterio de selección específico, produjo solo 4 casos “ejemplares” de un total de 28 (excluyendo aquellos casos fuera del

trópico). La evidencia disponible sugiere entonces que las prácticas formales de manejo favorecen la especialización sobre la integración. Sin embargo, aún necesitamos evidencia empírica o de carácter analítico en la literatura que identifique los factores que pueden impedir o facilitar la implementación de los sistemas de manejo de uso múltiple en el trópico húmedo. No siempre es posible discernir los factores subyacentes que inciden en el “éxito” o “el fracaso” de lo que podría llamarse un “caso ejemplar”, o las principales lecciones aprendidas de las experiencias existentes, sin información detallada.

Por ello, esta edición tiene como objetivo contribuir al conocimiento relacionado con algunos de los aspectos biofísicos, institucionales, regulatorios y socio-económicos que influyen en el diseño, la implementación y la efectividad del manejo de uso múltiple en los bosques del trópico húmedo. La colección de artículos aquí presente abarca cuestiones relacionadas con el manejo de bienes y servicios desde una perspectiva continental, regional y local. Los artículos proveen información novedosa y presentan lecciones que se podrían aplicar ampliamente y a su vez orientar futuras investigaciones. Esta edición se deriva de un número especial publicado en el 2012 en la revista *Forest Ecology and Management*. El material se ofrece ahora a la audiencia hispanohablante. A continuación se reseña el contenido de cada artículo.

El artículo de Radachowsky *et al.* ofrece un panorama general de las lecciones aprendidas después de una década de implementación de los objetivos de uso múltiple por parte de las comunidades locales en los bosques del Petén en Guatemala. Los autores analizan los factores biofísicos, sociales y económicos clave que determinan el “éxito” o “fracaso” del manejo comunitario en 14 concesiones forestales que abarcan unas 800 000 ha de bosque natural. No es de extrañar que las concesiones con el nivel más alto tanto de diversificación de productos como de organización social parezcan estar en mejor capacidad de afrontar las incertidumbres económicas. Además de la madera, esta diversificación incluye el aprovechamiento de PFNM (algunos certificados; Pinelo, 2009) y la cacería deportiva (véase también el artículo de Baur *et al.* en esta edición). El nivel de cohesión social también desempeñó un rol importante en la sostenibilidad a largo plazo de algunas concesiones. Los concesionarios residentes de larga data en el Petén que voluntariamente accedieron a manejar sus bosques han tenido mejores resultados que los colonos ajenos al área que también recibieron el estatus de concesionarios. Luego, el artículo de Taylor examina el desempeño de estas concesiones forestales en Guatemala desde un punto de vista social e institucional, en los casos en que las organizaciones de base adquirieron los derechos de manejar sus bosques. Taylor describe en detalle tanto el rol de los movimientos sociales comunitarios como su desarrollo al enfrentar los desafíos de la mayor complejidad en el manejo que inevitablemente surgen con una mayor diversificación en el uso y aprovechamiento de los productos forestales, así como los cambios económicos y organizacionales que se traducen a los usuarios forestales locales.

La madera y los PFNM coexisten en los bosque tropicales en diferentes grados de abundancia y composición de especies, y ambos son explotados a escala comercial (y generalmente por diferentes actores; Sheil *et al.*, 2006; Tieguhong y Ndoye, 2007; Menton *et al.*, 2009). A fin de que los modelos de uso múltiple se afiancen, es necesario

llevar a cabo investigaciones que evalúen las percepciones de estos diferentes actores con sus propios intereses. Para ello, el artículo de Duchelle *et al.* presenta una comparación cuantitativa de los principales factores que determinan la viabilidad del uso múltiple en los bosques de la Amazonia occidental que abarcan la región trinacional de Perú, Brasil y Bolivia. En esta región, la extracción de madera se realiza junto con la extracción de un PFSM muy importante desde el punto de vista económico, el fruto del árbol de castaña (*Bertholletia excelsa*). Aunque cabe mencionar que los planes de manejo forestal rara vez consideran enfoques integrados de estos dos productos en la región, los autores sugieren que existe un alto potencial para la extracción y el manejo de ambos productos en el mismo bosque, pero también destaca las sorprendentes diferencias de percepción entre los grupos de actores dentro de los países analizados. El siguiente artículo de Cronkleton *et al.* examina en mayor detalle hasta qué punto las normas y regulaciones que gobiernan la extracción de madera y castaña en los bosques amazónicos de Bolivia promueven un enfoque integrado y cómo la participación de los actores locales en el proceso de toma de decisiones podría ayudar a minimizar el daño a los árboles de castaña durante el aprovechamiento selectivo de madera.

Sabemos mucho acerca de los impactos del aprovechamiento selectivo de madera en la estructura y composición del bosque (e.g., Putz *et al.*, 2001; Meijaard *et al.*, 2005), pero no tanto acerca de cómo esta actividad afecta a los PFSM. En el siguiente artículo elaborado por Rist *et al.* se revisan los impactos del aprovechamiento selectivo de madera sobre las existencias de varios PFSM en tres continentes. Una conclusión importante es que la literatura analizada es escasa, lo que revela la necesidad de llevar a cabo más investigaciones sobre el tema. Sin embargo, sus resultados indican que, en general, hay menos recursos de PFSM disponibles luego de la tala selectiva. Este parece ser el efecto combinado de un “conflicto de uso” (i.e., especies arbóreas que tienen valor tanto maderable como no maderable) y de los impactos, tanto directos como indirectos, de la tala. En el siguiente artículo, Shanley *et al.* documentan las formas a través de las cuales se puede minimizar tal conflicto de uso en tres estudios de caso en la Amazonía oriental. Sus resultados indican que el valor de los PFSM de estas especies está disminuyendo en las intensidades actuales de aprovechamiento de madera, pero también que los enfoques de manejo desarrollados a nivel local por pequeños productores en la frontera de extracción maderera de la Amazonia están ayudando a mitigar las pérdidas relacionadas con la tala sobre el recurso no maderable. Acá la interfase entre agricultura y forestería se vuelve bastante tenue. Los autores recomiendan que los profesionales forestales integren este conocimiento hasta ahora poco documentado en el diseño de los sistemas silviculturales a fin de seguir promoviendo las prácticas de uso múltiple en la región de estudio.

El tema del “conflicto de uso” es de nuevo discutido, pero de forma cuantitativa, en el artículo de Klimas *et al.* utilizando la especie amazónica *Carapa guianensis* la cual es valorada tanto por su madera como por el aceite que se extrae de sus semillas. A partir de la combinación de un modelo económico con datos empíricos sobre la dinámica poblacional de la especie y simulaciones de aprovechamiento de la semilla y la madera, los autores calculan los ingresos potenciales del uso separado y combinado de ambos productos y

concluyen que, en su área de estudio, el manejo de *Carapa* para el aprovechamiento conjunto de madera y semillas puede ser más rentable que el aprovechamiento separado. Los autores también muestran que, en ciertos tipos de bosque amazónico, los costos de oportunidad de mantener la cobertura forestal entre rotaciones de aprovechamiento de madera sucesivas podrían minimizarse si se incorpora el manejo de uso múltiple de *Carapa* al conjunto de actividades desarrolladas por las comunidades locales.

En el siguiente artículo, Soriano *et al.* evalúan los efectos del aprovechamiento selectivo de madera en la regeneración natural del árbol de castaña en la Amazonia boliviana. La conclusión principal de su trabajo es que, aunque esta especie requiere grandes claros en el bosque para que pueda regenerarse por semilla (Cotta *et al.*, 2008), en las bajas intensidades de aprovechamiento actuales ($\sim 2\text{m}^3/\text{ha}$), la densidad de los plántones y árboles pequeños parece no estar afectada. Los resultados apuntan hacia la compatibilidad de la extracción de madera y el mantenimiento de la estructura poblacional de castaña. Sin embargo, los autores advierten que el cumplimiento de los requisitos regulatorios y legales actuales continúa siendo un desafío, por lo que se justificaría la simplificación de las normas existentes de manejo para el aprovechamiento de ambos productos.

La incorporación explícita del manejo de la fauna silvestre en el manejo de madera continúa siendo un aspecto ignorado en el manejo de uso múltiple de los bosques tropicales. La evidencia empírica ha demostrado que el aprovechamiento selectivo de madera generalmente lleva a la sobreexplotación de la fauna para el consumo humano por varias razones, incluyendo un mejor acceso (e.g. Poulsen *et al.*, 2009). Sin embargo, los dos últimos artículos de esta edición analizan estrategias específicas de manejo de la fauna silvestre en el contexto del aprovechamiento de madera. En su artículo, Nasi *et al.* adoptan un enfoque regional, utilizando las experiencias de los países de la Cuenca del Congo, donde cerca de 22 millones de hectáreas se encuentran bajo algún tipo de estatus de manejo formal en la actualidad, ya sea con planes aprobados o que aún están siendo desarrollados. Una de sus principales recomendaciones es que para que las preocupaciones en torno a la fauna silvestre sean integradas en el manejo de madera, es vital adoptar un enfoque de paisaje que involucre la incorporación específica de las áreas protegidas contiguas. Los autores destacan sin embargo que la promoción del “pensamiento de uso múltiple” y su posterior implementación en la región de la Cuenca del Congo enfrentan todavía serios desafíos de tipo técnico e institucional. El último artículo de esta edición, de Baur *et al.*, describe las lecciones aprendidas durante el diseño y la implementación de un programa comercial de cacería deportiva a nivel comunitario en las concesiones forestales del Petén en Guatemala que empezó hace más de una década. Los autores concluyen que esta actividad es, en la actualidad, altamente compatible con el aprovechamiento de madera y PFNM y que, al mismo tiempo, trae beneficios económicos a los concesionarios. Entre las razones de éxito se encuentran el alto nivel de organización social de las concesiones participantes, la resiliencia biológica de la especie cazada a la presión de cosecha y la separación espacial y temporal de las actividades de cacería y extracción de madera.

De cara al futuro

Esta edición presenta una contribución actualizada que pretende ampliar el conocimiento acerca de algunos factores que favorecen u obstaculizan el desarrollo de enfoques más integrales en los bosques tropicales de producción. Algunos mensajes clave contenidos en los diferentes artículos se destacan a continuación.

Aunque las limitaciones que impiden la implementación del uso múltiple de los bosques difieren ligeramente de las limitaciones de los planes que solo incluyen madera (e.g. Nasi *et al.*, 2011a), se prevé que la consideración de las pérdidas y las ganancias (“tradeoffs”) que se generan al incorporar múltiples objetivos sea más problemática. Estas consideraciones saldrán a la luz a escala de paisaje (el artículo de Nasi *et al.*), a escala de especies (los artículos de Klimas *et al.*, Rist *et al.*, Soriano *et al.*, y Shanley *et al.*), los intereses de los diversos actores (los artículos de Duchelle *et al.*, Radachowsky *et al.*, y Taylor) y las normas y regulaciones existentes (el artículo de Cronkleton *et al.*). Por ello, es necesario perfeccionar la base científica para optimizar las pérdidas y ganancias que se deberán sopesar, incluyendo aspectos normativos y regulatorios. Tanto Frost *et al.* (2006) como Laforzezza *et al.* (2008) proveen información detallada en lo que se refiere a este tema.

Otro aspecto es que por más importante que sea establecer objetivos de uso múltiple desde el principio e involucrar a diferentes actores en el proceso de planificación, el continuo aprendizaje social y el diálogo entre múltiples partes son componentes necesarios para mantener estos objetivos en el tiempo, tanto de arriba abajo (el artículo de Radachowsky *et al.*), como de abajo arriba (el artículo de Taylor). Esto es de importancia fundamental cuando se diseñan marcos de políticas de multi-uso enfocados a productos forestales cuyos valores benefician a diferentes usuarios y en los que se deberían respetar tanto las regulaciones consuetudinarias como las cuestiones de tenencia. La experiencia sugiere que existen barreras a la integración del concepto de uso múltiple en las regulaciones forestales nacionales debido a que la mayor parte de los planes de manejo son concebidos y validados con una mentalidad casi siempre centrada en la madera, incluso cuando la legislación nacional promueve, al menos en la teoría, el uso múltiple del bosque. Los artículos incluidos en esta edición referidos a las concesiones forestales comunitarias en Guatemala, subrayan este punto: para apuntar al manejo forestal sostenible, no se pueden obtener lecciones sin una visión y un compromiso de largo plazo, concebido como un experimento constante, junto con un componente que contemple el monitoreo y la reflexión (para conocer más casos, véase Colfer, 2005).

El componente espacial es clave. Por un lado, es posible sopesar mejor las pérdidas y ganancias del manejo cuando se segregan espacialmente los objetivos de manejo (Wang y Wilson 2007). Otros proponen un “punto intermedio” mediante la distribución óptima de usos diferentes y complementarios, maximizando el área total de bosque que se necesita para obtener retornos económicos aceptables (Sayer *et al.*, 2005). Pero casi siempre el componente de planificación espacial está ausente en la práctica. A veces las concesiones madereras han sido establecidas con poca o ninguna atención a factores como el nivel de fertilidad del suelo, los tipos de bosque y su composición florística

(Hammond y Zagt, 2006; Salo y Toivonen, 2009). La división espacial entre objetivos de producción de madera y producción no maderable es a su vez, muchas veces arbitraria. Por ejemplo, muchas concesiones de PFTM incluyen, con frecuencia, grandes cantidades de madera de valor comercial cuando estas se establecen, lo que acelera la extracción informal e incontrolada por parte de terceros (e.g., Cossío-Solano *et al.*, 2011). Por otro lado, el rol mutuo de las áreas forestales protegidas y las concesiones de madera bien administradas respecto de mantener poblaciones viables de fauna silvestre ha sido ampliamente reconocido; no obstante, todavía es necesario llevar a cabo investigaciones sobre gobernanza colaborativa a nivel del paisaje para contribuir a un manejo múltiple de corte realmente funcional (Clark *et al.*, 2009; y el artículo de Nasi *et al.*). A escalas menores, el grado en que se maximiza la producción y los beneficios económicos combinados, de madera y de productos no maderables (el artículo de Klimas *et al.*) podría abordarse con más detenimiento.

Por último, también es importante sopesar las ganancias y pérdidas que implica el manejo cuando los árboles productores de madera y de PFTM coexisten en pequeñas áreas forestales, donde no es posible llevar a cabo una segregación espacial de los objetivos de manejo (e.g., Menton *et al.*, 2009; el artículo de Soriano *et al.*). Como lo destaca el artículo de Rist *et al.*, la investigación referida a los impactos de la tala sobre el recurso no maderable en varios bosques tropicales siguen, en gran parte, sin haber sido estudiados suficientemente (véase también Ticktin, 2004). Y para terminar, una transición hacia el manejo múltiple va a exigir nuevos enfoques de capacitación y educación forestal. Si los bosques usados para el suministro de múltiples bienes y servicios obtienen tan buenos resultados en términos de reducir la deforestación y la degradación como los bosques estrictamente protegidos (Nelson y Chomitz, 2011), tal vez sea una buena inversión modernizar los programas de estudios forestales con una fuerte incorporación de los marcos de uso múltiple desde las dimensiones biofísicas, socioculturales y económicas.

Referencias

- Blaser, J., Sarre, A., Poore, D., Johnson, S., 2011. Status of Tropical Forest Management 2011. ITTO Technical Series No. 38. International Tropical Timber Organization, Yokohama, Japón.
- Clark, C., Poulsen, J., Malonga, J. R., Elkan, P. W., 2009. Logging concessions can extend the conservation estate for Central African Tropical Forests. *Conservation Biology* 23, 1281-1293.
- Colfer, C., 2005. The complex forest: communities, uncertainty, and adaptive collaborative management. *Resources for the Future*, Washington D. C., EE. UU.
- Cossío-Solano, R. E., Guariguata, M. R., Menton, M., Capella, J. L., Ríos, L., Peña, P., 2011. El Aprovechamiento de Madera en las Concesiones Castañeras (*Bertholletia excelsa*) en Madre de Dios, Perú: Un Análisis de su Situación Normativa. Documento de Trabajo 56. CIFOR, Bogor, Indonesia.

- Cotta, J. N., Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., Staudhammer, C. L., 2008. Shifting cultivation effects on Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) regeneration. *Forest Ecology and Management* 256, 28-35.
- Cubbage, F., Harou, P., Sills, E., 2007. Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *Forest Policy and Economics* 9, 833-851.
- Durst, P. B., Brown, C., Tacio, H. D., Ishikawa, M., 2005. In search of excellence: exemplary forest management in Asia and the Pacific. Food and Agriculture Organization of the United Nations Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok.
- Fantini, A. C., Crisóstomo, C. F., 2009. Conflitos de interesses em torno da exploração madeireira na Reserva Extrativista Chico Mendes, Acre, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 4, 231-246.
- FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment. FAO Forestry Paper 163. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- FAO, 2010b. Standing tall: exemplary cases of sustainable forest management in Latin America and the Caribbean. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) y Junta de Castilla y León, España.
- Frost, P., Campbell, B., Medina, G., Usongo, L., 2006. Landscape-scale approaches for integrated natural resource management in tropical forest landscapes. *Ecology and Society* 11 (2), 30.
- García-Fernández, C., Ruiz Pérez, M., Wunder, S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *Forest Ecology and Management* 256, 1468-1476.
- Guariguata, M. R., Evans, K., 2010. Advancing tropical forestry curricula through non-timber forest products. *International Forestry Review* 12, 418-426.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 259, 237-245.
- Hammond, D. S., Zagt, R.J., 2006. Considering background condition effects in tailoring tropical forest management systems for sustainability. *Ecology and Society* 11 (1), 37.
- Herrero-Jáuregui, C., Garcia-Fernández, C., Sist, P., Casado, M. A., 2009. Conflict of use for multi-purpose tree species in the state of Pará, Eastern Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 18, 1019-1044.
- Kammesheidt, L., Idrus, R. M., Trockenbrodt, M., Hahn-Schilling, B., 2007. Linking academic forestry education with employers' demands: a case study from Malaysia. *International Forestry Review* 9, 661-669.
- Kant, S., 2004. Economics of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6, 197-203.
- Lafortezza, L., Chen, J., Sanesi, J. (Eds.), 2008. *Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Forest Management*. Springer-Verlag, Nueva York.

- Lawrence, A., 2007. Beyond the second generation: towards adaptiveness in participatory forest management. *CABI reviews: perspectives in agriculture, veterinary science. Nutrition and Natural Resources* 2 (28), 1-15.
- Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R., Augeri, D., Rosenbaum, B., Iskandar, D., Setyawati, T., Lammertink, M., Rachmatika, I., Wong, A., Soehartono, T., Stanley, S., O'Brien, T., 2005. *Life after Logging: Reconciling Wildlife Conservation and Production Forestry in Indonesian Borneo*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Menton, M., Merry, F. D., Lawrence, A., Brown, N., 2009. Company-community logging contracts in Amazonian settlements: impacts of livelihoods and NTFP harvests. *Ecology and Society* 14 (1), 39.
- Nasi, R., Putz, F. E., Pacheco, P., Wunder, S., Anta, S., 2011a. Sustainable forest management and carbon in tropical Latin America: the case for REDD+. *Forests* 2, 200-217.
- Nelson, A., Chomitz, K. M., 2011. Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. *PLoS ONE* 6(8) e22722. doi :10.1371/journal.pone.0022722.
- Pan, Y. *et al.*, 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988-993.
- Panayotou, T., Ashton, P. S., 1992. *Not by Timber Alone: Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests*. Island Press, Washington D. C.
- Pinelo, G., 2009. Qué factores favorecen la compatibilidad del manejo para madera y la palma de xate (*Chamaedorea spp.*) en Guatemala? En: Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Nasi, R., Sheil, D., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ndoye, O., Ingram, V. (Eds.), *Hacia un manejo múltiple en bosques tropicales: consideraciones sobre la compatibilidad del manejo de madera y productos forestales no maderables*. CIFOR, Bogor, Indonesia, p. 18.
- Poulsen, J. R., Clark, C. J., Mavah, G., Elkan, P.W., 2009. Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in Northern Congo. *Conservation Biology* 23, 1597-1608.
- Putz, F. E., Blate, G. M., Redford, K. H., Fimbel, R., Robinson, J., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15, 7-20.
- Putz, F. E., Zuidema, P. A., Pinard, M. A., Boot, R. G. A., Sayer, J. A., *et al.*, 2008. Improved tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biol.* 6 (7) e166. doi:10.1371/journal.pbio.0060166.
- Salo, M., Toivonen, T., 2009. Tropical timber rush in Peruvian Amazonia: spatial allocation of forest concessions in an uninventoried frontier. *Environmental Management* 44, 609-623.

- Sayer, J., Elliot, C., Maginnis, S., 2005. Protect, manage and restore: conserving forests in multifunctional landscapes. En: Sayer, J. (Ed.), *The Earthscan Reader in Forestry and Development*. Earthscan, Londres, pp. 415-421.
- Shackleton, S., Delang, C. O., Angelsen, A., 2011. From subsistence to safety nets and cash income: exploring the diverse values of non-timber forest products for livelihoods and poverty alleviation. En: Shackleton, S. *et al.* (Eds.), *Non-Timber Forest Products in the Global Context*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 55-81.
- Sheil, D., Puri, R., Wan, M., Basuki, I., van Heist, M., Liswanti, N., Rumiayati, Rachmatika, I., Samsedin, I., 2006. Recognizing local people's priorities for tropical forest biodiversity. *Ambio* 35, 17-24.
- Sist, P., García-Fernández, C., Fredericksen, T. S., 2008. Moving beyond reduced-impact logging towards a more holistic management of tropical forests. *Forest Ecology and Management* 256, vii-ix.
- Temu, A. B., Okali, D., Bishaw, B., 2006. Forestry education, training and professional development in Africa. *International Forestry Review* 8, 118-125.
- Ticktin, T., 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology* 41, 11-21.
- Tieguhong, J. C., Ndoye, O., 2007. *The Impact of Timber Harvesting on the Availability of Non-wood Forest Products in the Congo Basin*. Forest Harvesting Case Study 23. FAO, Roma.
- van Kuijk, M., Putz, F. E., Zagt, R., 2009. *Effects of Forest Certification on Biodiversity*. Tropenbos International, Wageningen, Países Bajos.
- Venter, O., Meijaard, E., Possingham, H. P., Dennis, R., Sheil, D., Wich, S., Hovani, L., Wilson, K. A., 2009. Carbon payments as a safeguard for threatened tropical mammals. *Conservation Letters* 2, 123-129.
- Wadsworth, F. H., 1952. Forest management in the Luquillo Mountains. II. Planning for multiple land use. *Caribbean Forester* 13, 49-61.
- Wang, S., Wilson, B., 2007. Pluralism in the economics of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 9, 743-750.



Concesiones forestales en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala

Una década después

Jeremy Radachowsky¹, Victor H. Ramos^{1,2}, Roan McNab¹, Erick H. Baur³, Nikolay Kazakov⁴

Resumen

En la Zona de Uso Múltiple de la Reserva de la Biosfera Maya en Guatemala, los derechos de usufructo sobre la madera y los recursos forestales no maderables fueron otorgados a través de contratos de concesión a 12 organizaciones comunitarias y a dos empresas madereras privadas a finales de la década de los 90 y principios de la década del 2000. Después de más de una década, algunas concesiones están manejando con éxito los bosques para usos múltiples, mientras que otras han tenido un éxito limitado o han fallado por completo. Este artículo proporciona un análisis a nivel de la unidad de manejo y una evaluación de cómo han evolucionado las concesiones forestales como un todo. En primer lugar, se presenta una evaluación crítica de la situación actual de la integridad ecológica, el desarrollo socioeconómico, la gobernanza y la financiación en cada una de las 14 concesiones forestales, utilizando una serie de indicadores cuantitativos y cualitativos. A continuación, se categorizan las diferentes trayectorias que las concesiones han experimentado, y se describen los principales eventos biofísicos, socioeconómicos

1 Wildlife Conservation Society, Casa #3, Avenida 15 de marzo, Flores, Petén, Guatemala – jradachowsky@wcs.org.

2 Centro de Monitoreo y Evaluación, Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) de Guatemala, Antiguo Hospital de San Benito, Petén, Guatemala.

3 Integrated Environmental and Wildlife Management Services SA, Cobán, Alta Verapaz, Guatemala.

4 University of Florida, 103 Black Hall, PO Box 116455, Gainesville, FL 32611, USA.

y de mercado y los factores que pueden haber influido en sus resultados. Por último, se ofrecen sugerencias para la consolidación continua de las prácticas de manejo forestal de usos múltiples en la Reserva de la Biosfera Maya, y se extraen lecciones para el manejo forestal de uso múltiple en otras partes de los trópicos.

1. Introducción

En las últimas décadas, las actividades de conservación han cambiado radicalmente de las estrategias de "mando y control" a las filosofías de manejo más inclusivas, orientadas hacia las personas. Este cambio fue instigado, por un lado, por el reconocimiento creciente de que el proteccionismo estricto en muchos casos estaba fallando, llevando a una pérdida en la resiliencia ecológica e institucional (Holling y Meffe, 1996; Berkes, 2004). Por otra parte, se reconoció que las comunidades rurales son a menudo los actores más vulnerables y los más impactados en los sistemas naturales (Western y Wright, 1994; Folke *et al.*, 2005). Esta "patología del manejo de recursos naturales", que se ha observado ampliamente, así como un llamado a la justicia social, han llevado a muchos a creer que las estrategias participativas basadas en incentivos eran la mejor solución a los conflictos del hombre con el medio ambiente (Ghimire y Pimbert, 1997).

En las décadas del ochenta y noventa, los proyectos integrados de conservación y desarrollo (PICD), a menudo bajo la forma de conservación comunitaria o de manejo forestal comunitario, se promovieron ampliamente como una manera de lograr los objetivos de conservación, a la vez que mejoraban los medios de subsistencia de los actores locales (Schelhas *et al.*, 2001). Se argumentó que, al proporcionar fuentes alternativas de ingresos directamente relacionados con el bienestar de los sistemas naturales, los actores dejarían de utilizar prácticas destructivas hacia el medio ambiente para sus ingresos y protegerían los recursos naturales de los que dependen sus medios de vida. El manejo de bosques para uso múltiple era una estrategia lógica para maximizar los beneficios ambientales y socioeconómicos, abordando tanto las necesidades comerciales como las de subsistencia a través de la extracción de madera y productos forestales no maderables (PFNM) (Panayotou y Ashton, 1992). Sin embargo, a pesar de los muchos intentos por aplicar los PICD en todo el mundo y de las cuantiosas inversiones de las organizaciones donantes, muy pocos proyectos han alcanzado sus objetivos (Kellert *et al.*, 2000; Barrett *et al.*, 2001, 2005; McShane y Wells, 2004).

Se han propuesto dos argumentos para explicar el fracaso generalizado de los PICD (Berkes, 2004). Algunos argumentan que el desarrollo económico y la conservación pueden ser intrínsecamente incompatibles (Redford y Sanderson, 2000; Browder, 2002; McShane y Wells, 2004). Otros afirman que la mayoría de los PICD se ejecuta de forma inadecuada, sin cumplir con las condiciones básicas necesarias, tales como: la transferencia de la autoridad y los derechos a la población local, una suficiente capacidad técnica e institucional, la viabilidad económica, la distribución equitativa de los ingresos, la conciliación entre los intereses locales y globales, y la resiliencia de los procesos ecológicos y las instituciones sociales (Adams y Hulme, 2001; Barrett *et al.*, 2005; Murphree, 2002; McShane y Wells, 2004; Robinson y Redford, 2004; Sayer y Campbell, 2004; Stoian *et*

al., 2009; Wells *et al.*, 2004). Los PICD basados en el manejo forestal de uso múltiple también han tenido que lidiar con el desafío adicional de buscar la compatibilidad entre los diversos usos forestales y los actores, lo que conlleva implicaciones técnicas, sociales, económicas y políticas (Guariguata *et al.*, 2010), llevando a algunos a afirmar que las concesiones forestales industriales tienden a ser más eficientes y eficaces que el manejo comunitario de los bosques (Karsenty *et al.*, 2008).

A pesar de los retos para la integración de los objetivos de la conservación y el desarrollo, la mayoría de los esfuerzos de reducción de la pobreza y conservación en la actualidad incluyen aspectos de ambos (Garnett *et al.*, 2007). La sostenibilidad ambiental hoy en día se conceptualiza como un pilar esencial del desarrollo, y está considerada como una de las Metas de Desarrollo para el Milenio de las Naciones Unidas (Jensen, 2010). Por otra parte, se prevé que aumentarán los desafíos globales de la pobreza y la degradación ambiental en el futuro previsible (Hillebrand, 2008). Por todas estas razones, existe una creciente presión para comprender mejor los factores de éxito y fracaso de los PICD, así como para aprender las lecciones prácticas para su diseño e implementación (Sayer y Campbell, 2004; Campbell *et al.*, 2010).

La Reserva de la Biosfera Maya (RBM) de Guatemala ofrece una oportunidad ideal para extraer lecciones sobre cómo aplicar el manejo forestal de uso múltiple para integrar las metas de la conservación y el desarrollo. En la Zona de Uso Múltiple (ZUM) de la RBM, los derechos de usufructo sobre la madera y los recursos forestales no maderables fueron otorgados a través de contratos de concesión a 12 organizaciones comunitarias y dos empresas madereras privadas a fines de la década de 1990 y principios de la década del 2000. Varios estudios han documentado la situación y las tendencias del sistema de concesiones en la RBM, concluyendo, en general, que las concesiones forestales comunitarias han sido un modelo exitoso para lograr la conservación y el desarrollo (por ejemplo Gretzinger, 1998; Nittler y Tschinkel, 2005; Carrera *et al.*, 2004, de Camino y Breitling, 2008; Bray *et al.*, 2008). Sin embargo, algunos acontecimientos recientes, como el fracaso de varias concesiones, justifican un profundo análisis actualizado del desempeño de las mismas.

Este artículo proporciona un análisis de la evolución de las concesiones de la RBM en un período de más de una década. En primer lugar, se describe el proceso de otorgamiento de la concesión y las condiciones iniciales en cada una de las 14 concesiones, así como las prácticas de manejo utilizadas tanto para la madera como para los PFNM. A continuación, se presenta una evaluación crítica de la situación actual de la gobernanza, la integridad ecológica y el desarrollo socioeconómico en cada una de las concesiones forestales, utilizando una serie de indicadores cuantitativos y cualitativos. Posteriormente, se ofrece una clasificación de las diferentes trayectorias que las concesiones han experimentado, y se describen los factores clave que pueden haber influido en su éxito o fracaso. Por último, se ofrecen sugerencias para la continua consolidación de las prácticas de manejo forestal de usos múltiples en la RBM, y se extraen lecciones para los PICD en otras partes de los trópicos.

2. Establecimiento de concesiones forestales en la Reserva de la Biosfera Maya

2.1. La Reserva de la Biosfera Maya

Hasta la década de 1960, la región de las tierras bajas del Petén, en el norte de Guatemala, fue el hogar de solo un puñado de poblados pequeños y de empresas madereras que dependían de la extracción de recursos forestales como la caoba (*Swietenia macrophylla*) y el chicle (resina del árbol *Manilkara zapota*, utilizada para producir goma de mascar). Debido a su aislamiento, el departamento de Petén fue tratado como un estado casi independiente, bastante ignorado por la política nacional, y de 1959 a 1989 fue gobernado por una autoridad paraestatal, la Empresa de Fomento y Desarrollo Económico de Petén (FYDEP), que tenía la responsabilidad de estimular la colonización y el crecimiento económico. Como resultado del programa –especialmente después de que se abriera la primera carretera a la región– la población del Petén aumentó en un 9% anual (Fort y Grandía, 1999), hasta que la presión de la agricultura de roza y quema y la tala amenazaron con destruir todo el bosque en 30 años, según las proyecciones (Sader, 1999).

En 1990, con el apoyo de organizaciones de conservación y de asistencia, el gobierno de Guatemala creó la RBM con el fin de frenar la destrucción de los bosques (Sundberg, 1998; Nittler y Tschinkel, 2005). Con algo más de 2 millones de hectáreas, la RBM cubre más de la mitad del departamento de Petén y casi una quinta parte del territorio de Guatemala, incluyendo el corazón del mayor bosque remanente de Mesoamérica y vestigios importantes de la antigua civilización maya. El objetivo de la reserva era “combinar la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales y culturales con el fin de maximizar los beneficios ecológicos, económicos y sociales para Guatemala” (CONAP, 1992).

La reserva está dividida en tres zonas. La zona central o núcleo (36% de la RBM) se compone de parques nacionales y biotopos y está reservada para la investigación científica y el turismo de bajo impacto. La zona de amortiguamiento (24% de la RBM) forma una franja de 15 km de ancho a lo largo de toda la frontera sur de la reserva. La ZUM (40% de la RBM), incluye 848 440 hectáreas en donde se permite el uso sostenible del suelo. Las zonas centrales se distribuyen principalmente en la periferia de la reserva, dejando que la ZUM funcione como el corazón *de facto* de la reserva para el mantenimiento de los procesos ecológicos a gran escala (Figura 1).

2.2. El proceso de otorgamiento de una concesión

El Consejo Nacional de Áreas Protegidas, CONAP, fue creado en 1989 –menos de 1 año antes de la creación de la RBM– y durante años no tuvo la capacidad ni la experiencia para manejar con eficacia un área tan grande. A principios de los años noventa, se intensificó el conflicto entre las comunidades locales y las agencias estatales debido a las restricciones para acceder a los recursos en la nueva área protegida, y la destrucción del bosque continuó inalterable (Carrera y Prins, 2002; Finger-Stich, 2003). Los conflictos hicieron que CONAP tomara la decisión de subcontratar el manejo de áreas de la ZUM a organizaciones de terceros a través de las concesiones forestales.

Al mismo tiempo, se estaban esbozando los acuerdos de paz para poner fin a los 36 años de conflicto armado en Guatemala. Los Acuerdos de Paz de 1996 demandaron una mayor democratización, la descentralización del poder y los recursos, y el desarrollo participativo, incluyendo el establecimiento y fortalecimiento de cooperativas. El grupo “Situación Agraria y Desarrollo Rural” pidió un mayor acceso a la tierra y el uso sostenible de los recursos naturales y, específicamente, que “para 1999 (el gobierno guatemalteco) asigne a grupos de pequeños y medianos agricultores, legalmente establecidos como empresas de manejo de recursos naturales, 100 000 hectáreas en las áreas de uso múltiple para el manejo forestal” (ASESA, 1996).

Como resultado de las repercusiones de las estrategias de “mando y control”, los requisitos de los Acuerdos de Paz, y los ofrecimientos de apoyo financiero de USAID, CONAP dio prioridad al otorgamiento de concesiones forestales a grupos comunitarios organizados que habían habitado en la zona o extraído los recursos desde siempre. Las seis comunidades que vivían dentro de la ZUM tuvieron la máxima prioridad a los derechos de concesión de las áreas que siempre habían utilizado, las comunidades de la zona de amortiguamiento tuvieron la segunda opción, y dos empresas madereras privadas fueron relegadas a la última opción, no sin mucha controversia debido a su inclusión (Nittler y Tschinkel, 2005).

Para solicitar una concesión, las organizaciones comunitarias establecidas legalmente fueron obligadas a demostrar el uso histórico y/o la capacidad para manejar los recursos forestales de manera sostenible. Las comunidades tenían que estar bien organizadas internamente, y estar acompañadas de una ONG de su elección que proporcionara los conocimientos técnicos necesarios para cumplir con los requisitos de manejo, tales como la elaboración de planes maestros de manejo, planes anuales de cosecha y análisis de impacto ambiental, el desarrollo de la gestión financiera y de técnicas de protección forestal, y además lograr la certificación forestal en 3 años. Los concesionarios también estaban obligados a pagar una modesta cuota de arrendamiento por hectárea. Los concesionarios comunitarios tenían permiso para manejar todos los recursos forestales de la superficie, incluyendo productos forestales no maderables y fauna silvestre, mientras que a los concesionarios industriales solo se les permitía manejar la madera. Se otorgaron las concesiones forestales por períodos de 25 años renovables siempre y cuando se demostrase el cumplimiento de las obligaciones contractuales.

2.3. Las condiciones iniciales para las concesiones

En total, se otorgaron 14 concesiones (12 comunitarias y dos industriales) entre 1994 y 2002, con extensiones de unas 7000 a 83 000 hectáreas, y cubriendo más de 500 000 hectáreas de la ZUM. Las concesiones se pueden clasificar de la siguiente manera:

1. Concesiones industriales (2): Dadas a las empresas privadas para el manejo de la madera únicamente, e incluyen La Gloria y Paxbán. En estas concesiones, otros grupos pueden tener los derechos de extracción de productos forestales no maderables y fauna silvestre.
2. Concesiones comunitarias no residentes (6): Otorgadas a organizaciones comunitarias de la zona de amortiguamiento de la RBM como Las Ventanas, Chosquitán, Yaloch,

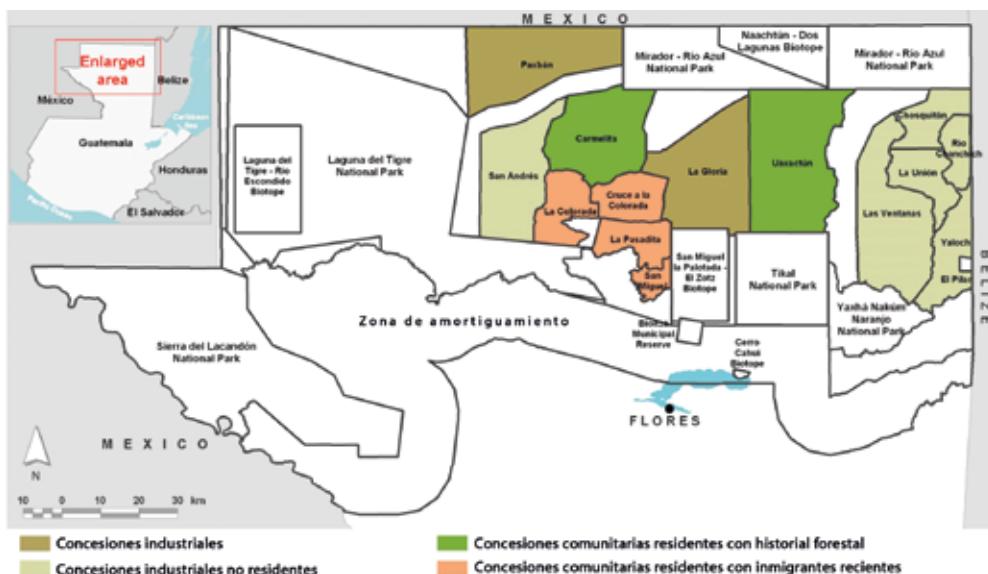


Figura 1. Mapa de la Reserva de la Biosfera Maya en Petén, Guatemala, donde se indican los diferentes tipos de concesiones forestales en la Zona de Uso Múltiple

La Unión, Río Chanchich y San Andrés. Puesto que estas concesiones no incluyen comunidades preexistentes, no existen centros urbanos ni agricultura dentro de ellas.

3. Concesiones comunitarias residentes con historial forestal (2): Centradas en torno a las comunidades de Carmelita y Uaxactún, establecidas hace más de un siglo como centros de extracción de chicle. A través de la historia estas comunidades han dependido de los ingresos de los PFNM –especialmente del chicle, las hojas del xate (*Chamaedorea* spp.), y la pimienta gorda (*Pimenta dioica*) como se describe más adelante.
4. Concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes (4): Centradas en torno a las comunidades establecidas justo antes o inmediatamente después de la creación de la RBM, como Cruce a la Colorada, La Colorada, La Pasadita, y San Miguel. La mayoría de los habitantes emigraron de otras partes de Guatemala donde se dedicaban a la agricultura o ganadería.

En el Cuadro 1 se describen las condiciones iniciales en cada una de estas categorías.

3. Manejo de uso múltiple en las concesiones forestales de la RBM

El manejo forestal comunitario en la RBM ha sido un proceso en constante evolución desde que se otorgó la primera concesión en 1994. En gran parte, los cambios han reflejado nuevos acuerdos institucionales y de políticas, asistencia técnica, condiciones cambiantes del mercado, y el aprendizaje de las organizaciones de concesión y las autoridades estatales. Un factor clave en esta evolución fue la creación, en 1995, de una asociación

Cuadro 1. Condiciones iniciales de las concesiones en la Reserva de la Biosfera Maya

		Concesiones industriales (N = 2)	Concesiones comunitarias no residentes (N = 6)	Concesiones comunitarias residentes con historial forestal (N = 2)	Concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes (N = 4)
Año del contrato	Rango	1999	1997–2002	1997–2000	1994–2001
Año de certificación	Rango	2001–2003	1998–2004	1999–2001	1999–2005
Año de expiración de contratos	Rango	2024	2022–2027	2022–2025	2022–2026
Área de concesión (ha)	Media	66 152	32 514	68 678	17 098
	Rango	65 755–66 548	12 218–64 973	53 797–83 558	7039–22 067
Número de miembros	Media	N/A	129	167	69
	Rango		27–342	109–224	39–122
Número of beneficiarios	Media	N/A	708	916	380
	Rango		149–1881	600–1232	215–671
Área por miembro (ha)	Media	N/A	339	433	275
	Rango		190–668	373–494	154–460

central de segundo nivel, la Asociación de Comunidades Forestales de Petén (ACOFOP), para representar los intereses de las empresas forestales comunitarias, especialmente en términos de creación de capacidad, representación política y negociaciones de mercado. El papel de la ACOFOP ha evolucionado con el tiempo, y ha sido especialmente importante para la defensa contra las amenazas a la seguridad de la tenencia de la tierra (Taylor, 2010). Decenas de ONG internacionales y guatemaltecas también han jugado diferentes papeles en el apoyo a las concesiones comunitarias durante los últimos 15 años. Durante la primera década de las experiencias de concesión, la ACOFOP, las organizaciones no gubernamentales acompañantes, y las empresas forestales comunitarias recibieron decenas de millones de dólares de ayuda exterior de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID por sus siglas en inglés) y otras fuentes.

3.1. Manejo de la madera

Al principio, la mayor parte de la atención del manejo forestal se dedicó a la madera. Aunque la comunidad local de árboles es relativamente diversa, solo dos especies de madera dura valiosa, la caoba (*Swietenia macrophylla*) y el cedro (*Cedrela odorata*), representaron casi toda la madera vendida comercialmente al inicio –a pesar de que gran parte del bosque ya había sido moderadamente perturbado. Más recientemente, también se han comercializado especies secundarias tales como *Calophyllum brasiliense*, *Bucida bursera*,

Vatairea lundellii, *Aspidosperma stegomeris*, *Lonchocarpus castilloi*, *Metopium brownei*, y *Astronium graveolens* en volúmenes cada vez mayores. A pesar de la diversificación de las especies comercializadas, la intensidad de extracción selectiva entre 1,2–3 m³/ha en la RBM se encuentra entre las más bajas del trópico húmedo.

Las actividades de planificación de la extracción consisten en planes de manejo que incluyen inventarios de madera de toda la concesión, planes de cosecha de 5 años con inventarios más detallados y planes operativos anuales (POA), que incluyen un censo completo de las especies comercializables. Las técnicas de manejo forestal siguen las pautas de una extracción de impacto reducido, tales como la planificación de carreteras, vías de arrastre y patios de acopio, tala direccional, eliminación de lianas, y el uso de maquinaria ligera (Putz *et al.*, 2008), con ciclos de corta de 25-40 años y silvicultura post-cosecha en algunos casos. Todas las concesiones consiguieron la certificación del Consejo de Administración Forestal (FSC por sus siglas en inglés) a través de Smartwood.

Anteriormente, algunas concesiones comunitarias vendían madera en pie y solo participaban marginalmente en las operaciones de extracción, pero poco a poco, mientras los concesionarios iban adquiriendo capacidad técnica y el acceso al capital, participaron en toda la cadena del proceso, incluyendo la tala, el aserrado y el transporte. Muchas concesiones compraron sus propios aserraderos y equipos. Se implementaron varias iniciativas de valor agregado como la carpintería y la fabricación de tableros, parquet, y productos machihembrados (Nittler y Tschinkel, 2005). En 2003, se creó la empresa de segundo nivel, FORESCOM, con el fin de procesar y comercializar en forma colectiva la madera y los productos terminados con el fin de negociar mejores precios y condiciones contractuales. Los detalles del manejo forestal se describen en el Cuadro 2.

3.2. Los productos forestales no maderables (PFNM)

Los bosques de la RBM contienen una densidad relativamente alta de productos forestales no maderables de valor comercial, incluyendo las hojas de la palma de xate, el chicle y la pimienta gorda. Xate es el nombre local de varias especies de palmas del sotobosque del género *Chamaedorea*. Las hojas, que no se marchitan fácilmente, son recogidas, clasificadas y enviadas a Europa y Estados Unidos, donde se utilizan en arreglos florales. El chicle es el látex procesado del árbol de *Manilkara zapota*. Los cosechadores de chicle hacen cortes diagonales en la corteza de los árboles que sirven de conducto al látex que aflora y gotea a una bolsa, y luego concentran el líquido sobre el fuego en su campamento (Reining *et al.*, 1992). La mayoría del chicle producido en las concesiones es exportado al Japón. La pimienta gorda es el fruto de un árbol nativo (*Pimenta dioica*) que tiene aceites altamente aromáticos. Los frutos frescos se retiran de las ramas cortadas, o a veces de los árboles caídos, y luego se secan. La pimienta se exporta principalmente a Europa y Estados Unidos. Durante el tiempo que han existido las concesiones, las ventas de xate han aumentado o se han mantenido estables, mientras que el chicle y la pimienta han experimentado una reducción en su comercialización debido a las fluctuaciones del mercado y a la degradación de estos recursos. Otros PFNM que se venden en los mercados nacionales son: las semillas del árbol *Brosimum alicastrum*, que se utilizan en

Cuadro 2. Detalles del manejo de las concesiones forestales en la Reserva de la Biosfera Maya

		Concesiones industriales (N = 2)	Concesiones comunitarias no residentes (N = 6)	Concesiones comunitarias residentes con historial forestal (N = 2)	Concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes (N = 4)
Área de manejo de la madera (ha)	Media	60 933	23 414	53 349	13 101
	Rango	58 899–62 967	9189–44 633	34 152–72 545	4800–17 621
Área bajo estricta protección (ha)	Media	6856	9092	13 725	1768
	Rango	6856	2985–31 894	9314–18 135	1100–3497
Área de extracción anual promedio	Media	1882	680	400	472
	Rango	1800–1963	360–1120	400	80–705
Volumen de extracción anual, especies primarias (m ³)	Media	2494	857	820	231
	Rango	2383–2606	647–1015	719–922	68–428
Volumen de extracción anual, especies secundarias (m ³)	Media	2689	553	364	302
	Rango	2383–2996	317–1079	246–482	120–382
Intensidad de la cosecha (m ³ /ha)	Media	2,8	2,1	3	1,1
Ciclo de corta (años)	Media	27,5	30,8	40	35
	Rango	25–30	25–40	40	25–60
Número de guardaparques contratados	Media	9	3,7	5,5	3
	Rango	6–12	2–8	4–7	0–6

productos horneados, las palmeras trepadoras del género *Desmoncus* y las raíces aéreas de la epífitas del género *Monstera* utilizadas para tejer muebles, las hojas de la palma *Sabal mauritiformis*, que se utilizan tradicionalmente para techos de paja, las fibras de la bromelia terrestre *Aechmea magdalenae*, utilizadas por artesanos, así como decenas de plantas medicinales. Muchos PFNM no proporcionan ingresos directos, pero reducen significativamente el costo de vida al sustituir los productos comerciales.

3.3. Otros usos del bosque

Varios otros usos del bosque complementan y compiten con el manejo de la madera y de los PFNM. La caza de subsistencia se practica a lo largo de la mayoría de las concesiones, y se ha implementado un innovador proyecto comunitario de caza deportiva del pavo ocelado (*Meleagris ocellata*) en tres concesiones desde el año 2000 (Baur *et al.*, 2012). Se han realizado investigaciones arqueológicas y restauraciones en varias concesiones, proporcionando puestos de trabajo locales. El turismo, especialmente centrado en

los antiguos sitios arqueológicos mayas de Uaxactún y El Mirador, se ha promovido consistentemente en las concesiones. Sin embargo, los planes de desarrollo turístico a gran escala han originado muchos conflictos (Radachowsky y Castellanos, en prensa). Recientemente, se redactó un acuerdo de conservación entre las organizaciones de conservación y la concesión de Uaxactún para incentivar la adhesión a la zonificación agrícola y el control de la deforestación y los incendios forestales, y se está considerando otro para Carmelita. Se ha discutido durante varios años acerca de pagos a las concesiones por la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los Bosques (REDD), pero aún no han sido implementados. Las técnicas agrícolas itinerantes tradicionales a pequeña escala están permitidas, y algunos proyectos han promovido técnicas agrícolas mejoradas. El desarrollo y la aplicación de las normas internas y la zonificación para la agricultura ha sido un tema complicado y conflictivo. En concesiones forestales residentes con inmigrantes recientes se expandió la ganadería a gran escala a pesar de las prohibiciones legales. Otros usos forestales ilegales incluyen la trata de personas, el cultivo de marihuana, la caza comercial, el saqueo arqueológico y la especulación de la tierra.

4. El estado de las concesiones forestales en la RBM: Una década después

En esta sección, se presenta una evaluación crítica de la situación actual de la gobernanza, la integridad ecológica y el desarrollo socioeconómico en cada una de las concesiones forestales, utilizando una serie de indicadores cuantitativos y cualitativos. Los datos se derivan de las actividades de monitoreo por parte de los autores durante la última década, excepto cuando se indica lo contrario.

4.1. Gobernanza

De las 14 concesiones forestales iniciales, solo 10 permanecen totalmente activas. Dos concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes (La Colorada y San Miguel) fueron canceladas por CONAP debido al incumplimiento contractual. Las otras dos concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes (La Pasadita y Cruce a la Colorada) no han sido oficialmente canceladas, pero CONAP ha suspendido varias veces sus permisos para las cosechas anuales de madera, y han condicionado las cosechas futuras al cumplimiento de las condiciones previas que demuestren un mayor cumplimiento contractual. Todas las concesiones que han fallado han experimentado un patrón similar de aumento rápido y rotación de la población, junto con las desenfrenadas apropiaciones ilegales de tierras que afectan entre el 30% y el 50% de las áreas de concesión. Estas cuatro concesiones también han sido afectadas por el establecimiento de grandes haciendas ganaderas, algunas de las cuales son propiedad de poderosas familias ligadas a la delincuencia organizada. La combinación de estos procesos ha resultado en un evidente conflicto social, violencia, y una alta tasa de delitos ambientales.

Por ejemplo, en 2008, personal de una ONG y del gobierno encontraron un área talada de 1100 hectáreas en la concesión de La Colorada. El área había sido deforestada por

una cuadrilla de 100 jornaleros pagados, y limitaba con un rancho de ganado, cuyo propietario se rumoreaba que estaba involucrado en la delincuencia organizada. Una encuesta realizada por CONAP reveló que solo quedaban dos de las 42 familias originales de la concesión, y el resto había huido después de vender en forma ilegal extensiones de bosques de propiedad estatal. Poco tiempo después, la concesión fue cancelada debido a la mala administración, los residentes fueron desalojados de la zona, todas las fincas ganaderas fueron retiradas del área, la infraestructura de las fincas fue destruida, y se instaló en la antigua concesión un puesto de control manejado por guardaparques, la policía y el ejército. En la concesión de Cruce a la Colorada, los conflictos entre ganaderos y administradores comunitarios de la concesión llevaron a amenazas de muerte a los miembros de la concesión en 2010, y culminaron con el asesinato de un líder de la comunidad. La violencia obligó a muchos campesinos a abandonar el lugar e inculcó el miedo entre los que se quedaron, deteriorando aún más cualquier posibilidad de mejorar la administración de la concesión.

En las concesiones de no residentes y en concesiones comunitarias residentes con historial forestal, los administradores de las concesiones han controlado en gran medida la apropiación indebida de tierras y otros delitos ambientales. Sin embargo, varias concesiones han experimentado graves problemas de gestión financiera, tales como sustanciales deudas comerciales y fiscales. La mala gestión financiera y la falta de transparencia han creado conflictos internos y amenazan la sostenibilidad de algunas concesiones. Dado que las concesiones se otorgan en tierras de propiedad estatal, la ley guatemalteca estipula que los miembros de la concesión pueden ser responsabilizados legalmente tanto por la mala gestión financiera, como por los impuestos atrasados. Los indicadores de gobernanza para las concesiones forestales se describen en el Cuadro 3.

4.2. La integridad ecológica

En los últimos años, la cobertura forestal ha estado desapareciendo a una tasa promedio anual del 1,18% en la RBM. Aunque gran parte de la pérdida de bosques se ha producido en la zona de amortiguamiento (36% deforestado desde 1986), las tasas también han aumentado dramáticamente en los parques nacionales y en algunas partes de la Zona de Uso Múltiple (Figura 2). La tasa media de deforestación en las 14 concesiones fue del 0,45% anual entre 2001 y 2009. Sin embargo, existe una gran variabilidad. La tasa de deforestación media en las cuatro concesiones residentes con inmigrantes recientes fue del 1,54% por año, en comparación con una tasa media de solo 0,008% en las 10 concesiones restantes. Las tasas de deforestación han sido más altas en La Pasadita (2,31%), La Colorada (1,52%), San Miguel (1,31%) y en Cruce a la Colorada (1,15%) debido a la especulación de la tierra y a su conversión en fincas ganaderas. La mayor parte de la deforestación en las concesiones restantes ha sido relacionada con la agricultura itinerante a pequeña escala.

Los incendios forestales muestran un patrón espacial similar (Figura 3). Históricamente, el fuego no formaba parte de la ecología de los bosques del Petén. De hecho, no se han reportado incendios naturales en la región. Sin embargo, se comenzó a utilizar el fuego

Cuadro 3. Indicadores de gobernanza para las concesiones forestales en la Reserva de la Biosfera Maya

		Concesiones industriales (N = 2)	Concesiones comunitarias no residentes (N = 6)	Concesiones comunitarias residentes con historial forestal (N = 2)	Concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes (N = 4)
Estado del contrato de la concesión		Todas activas	Todas activas	Todas activas (una con condiciones)	2 canceladas, 2 suspendidas
Estado de la Certificación		Todas activas	Todas activas	Todas activas	2 suspendidas
Gestión financiera y transparencia		N/A	3 buenas, 2 medianas, 1 mala	1 mediana, 1 mala	2 malas, 2 canceladas
Nivel de conflicto interno		Bajo	Bajo	Mediano	Muy alto
Porcentaje de área de concesión afectada por invasiones de tierras	Media	2,5%	0%	5%	45%
	Rango	0–5%	0%	5%	30–50%
Número estimado de ganado, 2009	Media	0	0	25	475
	Rango	0	0	0–50	150–1000
Delitos ambientales registrados	Media	3	0,8	6,5	18
	Rango	0–6	0–3	6–7	10–22

para limpiar los campos de cultivo y los pastizales o para sabotear las áreas protegidas; ahora los fuegos regularmente se escapan y queman grandes extensiones de bosque, especialmente durante los eventos de sequía producidos por el fenómeno de El Niño. Los efectos de los incendios forestales en el microclima del sotobosque aumentan la probabilidad de que éste se queme de nuevo. Entre 2000 y 2010, el número promedio anual de “hotspots” de incendios activos de MODIS fue de 16,8 en las concesiones residentes con inmigrantes recientes, en comparación con una media de solo 1,3 por año en las 10 concesiones restantes. Igualmente, la superficie media anual quemada fue de 925,7 hectáreas, es decir el 5,04% de las concesiones residentes con inmigrantes recientes, en comparación con una media de solo 225,6 hectáreas por año, o el 0,42% de las 10 concesiones restantes.

En un amplio estudio sobre el impacto de la tala, Radachowsky *et al.* (2004) encontraron que los impactos ecológicos directos sobre el bosque son relativamente pequeños. En comparación con las zonas no taladas, las zonas taladas mostraron una apertura del dosel ligeramente mayor, una menor altura del dosel, una mayor densidad de plántulas y una mayor densidad de árboles caídos muertos. De las especies de vertebrados grandes, solo

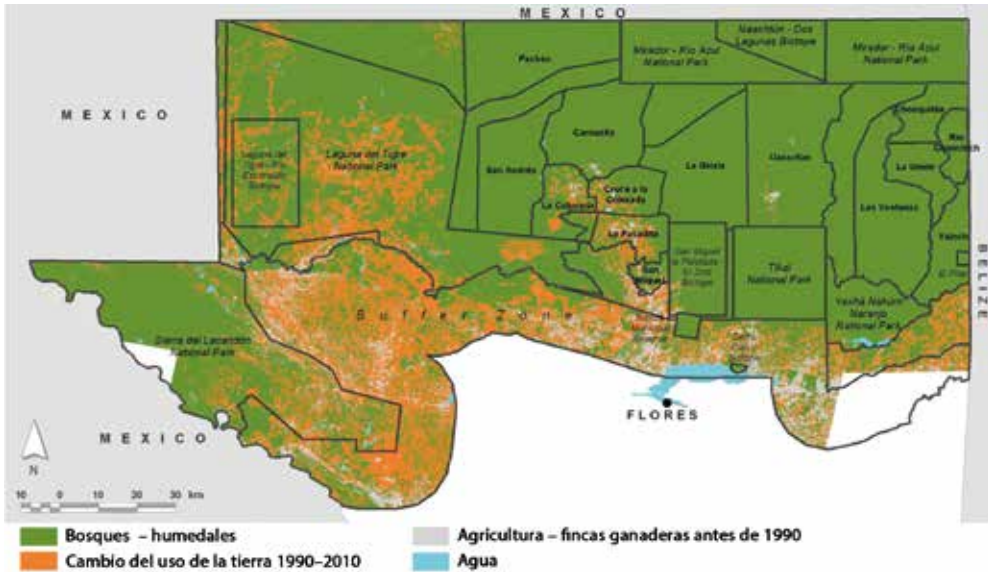


Figura 2. Mapa de la deforestación en la Reserva de la Biosfera Maya desde su creación en 1990. En las concesiones, los impactos han sido especialmente severos en las concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes, tales como Cruce a la Colorada, La Colorada, La Pasadita, y San Miguel.

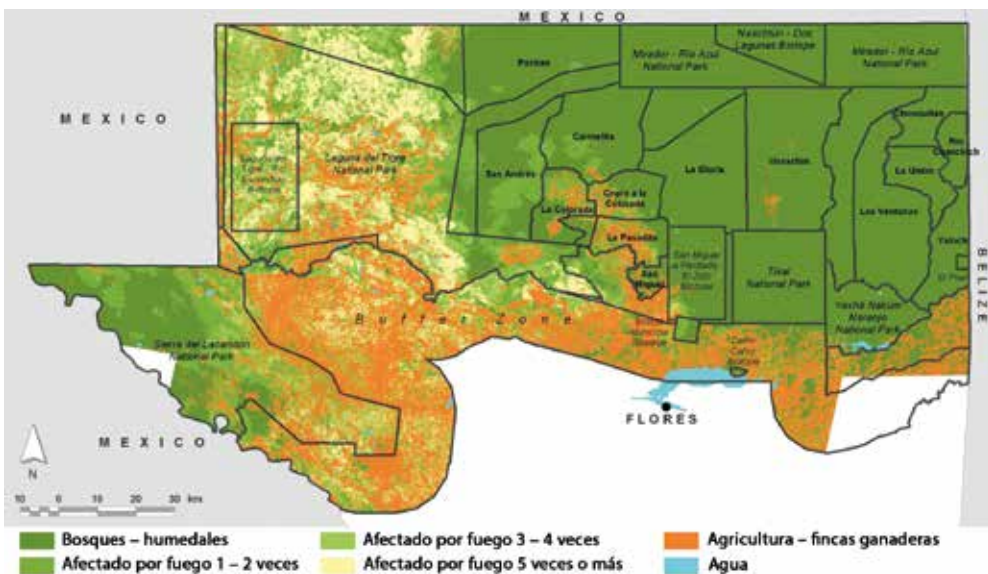


Figura 3. Mapa donde han ocurrido incendios en la Reserva de la Biosfera Maya desde su creación en 1990. Así como en el caso de la deforestación, el impacto de los incendios ha sido especialmente severo en las concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes, incluyendo Cruce a la Colorada, La Colorada, La Pasadita, y San Miguel.

el mono aullador (*Alouatta pigra*) tuvo abundancias significativamente más bajas en las áreas taladas. Los cambios en las comunidades de aves, mariposas y escarabajos coprófagos parecen estar causados principalmente por la incorporación de nuevas especies en las áreas intervenidas, más que por la exclusión de las especies existentes. Esta evidencia sugiere que la heterogeneidad del hábitat producto de la tala, puede atraer nuevas especies, lo que aumentaría la riqueza de especies sin sacrificar aquellas especialistas del interior del bosque tal y como se ha encontrado en otros estudios de tala de impacto reducido de baja intensidad (Putz, 2011). Sin embargo, con la comercialización de otras especies secundarias y la extracción de mayor intensidad, los impactos pueden ser más severos y deben ser evaluados nuevamente.

Algunos PFNM han mostrado signos de sobreexplotación. Por ejemplo, durante muchos años el xate se cosechó a través de un sistema de contratistas, en el que los empresarios independientes financiaban los costos de operación de los campamentos y pagaban a los trabajadores por volumen de xate cosechado. Las hojas eran enviadas a casas de clasificación en zonas urbanas, donde se descartaban hasta un 76% de las hojas debido a su mala calidad (Radachowsky y Ramos, 2004). Los contratistas e intermediarios captaban la mayor parte de los ingresos, y las poblaciones de xate disminuían rápidamente debido a la sobreexplotación (Wilsey y Radachowsky, 2007). Por ejemplo, en la concesión de Uaxactún, la densidad de los adultos de *Chamaedorea oblongata* disminuyó más del 2% y la densidad de los juveniles en más de un 13% en tan solo un año (Radachowsky y Ramos, 2004). A partir de 2004, el sistema de mercado se reformó con el apoyo de las ONG y CONAP, y la mayor parte de la extracción de xate hoy en día es manejada directamente por empresas forestales comunitarias a través de planes de manejo formales. Ahora se paga a los recolectores de xate de acuerdo al número de frondas recolectadas aptas para la exportación, proporcionando un incentivo para dejar las hojas sin valor comercial, pero biológicamente productivas, en las plantas silvestres. Con el fin de aumentar la captación local de los ingresos, el proceso de selección y embalaje se realiza ahora en casas de clasificación comunitarias. En 2008 varias concesiones obtuvieron la certificación del FSC para el manejo de xate.

Las exportaciones de chicle han sufrido un drástico declive en las últimas décadas debido a la disminución de la demanda, la falta de capital disponible para las cosechas, y condiciones secas atípicas durante algunas temporadas de cosecha, lo que reduce la cantidad aprovechable de látex. No hay estudios locales recientes que hayan examinado poblaciones silvestres de *M. zapota*, pero Reining *et al.* (1992) estimaron que los árboles tienen una tasa de mortalidad del 5–10% y un ciclo de extracción de 5 años. Las exportaciones de pimienta gorda también han sufrido el fuerte impacto de una menor demanda, así como un suministro impredecible, ya que es una especie de fructificación irregular que depende de las condiciones climáticas.

Los impactos de la caza son difíciles de determinar. Utilizando transectos, Radachowsky (2004) estimó las densidades de nueve de las 11 especies de caza más importantes dentro de las concesiones de la RBM. Cuatro especies mostraron relaciones negativas significativas con el acceso humano: la pava crestada (*Penelope purpurascens*), el pavón norteño (*Crax*

rubra), el venado colorado (*Mazama americana*), y el saíno de labios blancos (*Tayassu pecari*). Las densidades del venado colorado fueron ocho veces menores en las zonas de mayor acceso humano que en las zonas de difícil acceso, mientras que las densidades de las aves terrestres grandes fueron tres veces más bajas. Se observó una relación negativa uniforme entre el acceso humano y la disponibilidad de carne de monte. En las zonas de difícil acceso, se registraron hasta 90 kg/km² de carne de monte de las tres especies consideradas (pava crestada, pavón del norte y venado colorado). En áreas de acceso elevado, fue menor de 25 kg/km². Estos resultados sugieren que la caza de subsistencia y la caza comercial tienen un gran impacto en las poblaciones de especies de cacería en la reserva. Estas tendencias son preocupantes por varias razones. En primer lugar, la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de fauna silvestre es incierta cuando hay un nivel tan elevado de presión humana. En segundo lugar, la carne para la subsistencia está menos disponible cerca de las comunidades, lo que puede poner en peligro una fuente importante de proteínas para los miembros de la comunidad. En tercer lugar, la disminución de las presas naturales aumenta la presión de depredación de los carnívoros grandes, como el jaguar y el puma, sobre el ganado y los perros, lo que aumenta los conflictos de los seres humanos con la fauna silvestre. En el Cuadro 4 se describen los indicadores de la integridad ecológica en las concesiones forestales.

4.3. Los impactos socioeconómicos

Las actividades económicas dentro de las concesiones forestales comunitarias son variadas. En la mayoría de las concesiones, la extracción y la comercialización de productos forestales maderables y no maderables son las actividades económicas más importantes. Sin embargo, en las concesiones comunitarias con inmigrantes recientes, la ganadería y la agricultura son las principales fuentes de ingreso.

Las estimaciones actuales del ingreso total anual en la RBM son de más de \$ 13 000 000 dólares norteamericanos por la madera certificada (CONAP, 2011a; Radachowsky y Ramos, en preparación; FRAME, 2006; Rosales, 2010). Se dice que las actividades de extracción y manejo de la madera y PFNM generarán más de 3000 empleos al año, lo que representaría más de 300 000 días/persona (Gustavo Pinelo, comunicación personal). En 2003, Chemonics International estimó que el ingreso promedio anual por miembro de concesión fue de \$ 1140, incluidos los dividendos y salarios. Esto equivale aproximadamente a 6 meses de ingresos promedio en el Petén rural, y corresponde a un promedio de solo 39 días de trabajo (sin considerar el tiempo empleado en reuniones de organización). Los beneficios se distribuyen más ampliamente en las comunidades, incluyendo a los no miembros, a través de los jornaleros. Para las operaciones de la madera solamente, en el año 2003 se pagaron un total de 51 309 días/persona de trabajo, por un valor aproximado de \$ 360 000 (Chemonics International, 2003). La mayor parte del empleo fue de los aserraderos (55%), seguido por la cosecha de madera (29%), y por las actividades previas a la cosecha (16%).

Los ingresos generados por la extracción de PFNM en la RBM también son sustanciales, con estimaciones de \$ 5 700 000 dólares anuales provenientes solamente del xate

Cuadro 4. Indicadores de la integridad ecológica en las concesiones forestales de la Reserva de la Biosfera Maya

		Concesiones industriales (N = 2)	Concesiones comunitarias no residentes (N = 6)	Concesiones comunitarias residentes con historial forestal (N = 2)	Concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes (N = 4)
Deforestación anual 2001–2009 (ha)	Media	3,1	0,7	17,3	268,7
	Rango	1,3–5,0	0,2–2,4	17,2–17,5	92,2–433,8
Porcentaje de concesión deforestada al año	Media	0 %	0 %	0,03%	1,54%
	Rango	0–0,01%	0–0,01%	0,02–0,03%	1,05–2,31%
Número anual de “hotspots” de incendios 2000–2010	Media	1,4	0,8	2,7	16,8
	Rango	1,3–5	0–4,5	2,1–3,3	6,7–31,5
Área quemada al año (ha) 1998–2010	Media	151,5	225,8	299,2	925,7
	Rango	17,7–285,3	0–1353,8	18,1–580,3	204,2–1311,7
Porcentaje de concesión quemada al año	Media	0,23%	0,43%	0,55%	5,04%
	Rango	0,03–0,43%	0,00–2,61%	0,02–1,08%	2,90–6,97%
Fragmentación (km borde/km ² área)	Media	0,02	0,05	0,22	3,47
	Rango	0,01–0,03	0,01–0,10	0,19–0,24	2,43–4,9
Distancia media a carreteras permanentes (km)	Media	19,5	27	14,7	3,5
	Rango	16,2–22,8	12,1–45,4	13,1–16,2	2,3–4,7

(CONAP, 2011b). Mollinedo (2002) estimó que la cosecha de PFSM en la comunidad de Carmelita genera más de \$ 2300 dólares por familia al año. En la comunidad de Uaxactún, la cosecha de xate representa actualmente el 32% de todos los ingresos conocidos, sin incluir los ingresos derivados de la clasificación y el procesado. Lo que es más importante para la economía local, el xate está disponible durante todo el año como una fuente de ingresos alternativa cuando no se dispone de opciones de empleos relacionados con la madera u otros. Además, muchos productos ajenos al mercado de PFSM como la leña, palmas para techos, plantas medicinales y carne de monte se utilizan localmente, reduciendo así los gastos de la familia.

Las prácticas agrícolas varían drásticamente en todos los tipos de concesión. En las concesiones industriales y en las no residentes, no hay un uso agrícola. En concesiones comunitarias residentes con historial forestal, se practican la agricultura itinerante a pequeña escala y la crianza de animales para el consumo local. En las concesiones con historial forestal, la ganadería está restringida. En la concesión de Carmelita existen

aproximadamente 40 cabezas de ganado en la actualidad (una por cada 20 habitantes), y no hay ganado en Uaxactún. Por el contrario, en las concesiones comunitarias con inmigrantes recientes, se estima que hay entre 1200–1500 cabezas de ganado, lo que representa más de una vaca por cada dos habitantes. En Cruce a la Colorada, la única concesión de inmigrantes recientes que ha continuado con sus operaciones forestales legales, el 77% de los ingresos proviene de la agricultura, y la mayoría de los habitantes trabajan como jornaleros para terratenientes ausentes. Esto contrasta marcadamente con las concesiones comunitarias residentes con historial forestal, en las que más del 60% de todos los ingresos provienen de los productos forestales y menos del 5% lo hace de la agricultura.

En las propias comunidades, los comercios privados, tales como los bazares, los molinos de maíz, y los restaurantes y bares también forman una parte importante de la economía local. Aproximadamente el 6% de los miembros de la comunidad se beneficia directamente de estas pequeñas empresas comerciales. Además, el turismo aporta hasta un 4% de los ingresos de cada comunidad, dependiendo de su ubicación geográfica y si tiene acceso a los sitios arqueológicos. Es imposible cuantificar los ingresos derivados de actividades ilícitas, pero generan importantes ingresos para algunos habitantes de las concesiones, especialmente en concesiones residentes con inmigrantes recientes.

Dado que no se han llevado a cabo estudios a lo largo del tiempo, es difícil proporcionar una medida cuantitativa del impacto de las concesiones forestales en la calidad de vida de los habitantes. Una comparación entre las concesiones forestales residentes con historial forestal y las concesiones con inmigrantes recientes ofrece información interesante acerca de los impactos en los medios de vida. Las concesiones forestales con base histórica han experimentado aumentos anuales de la población de aproximadamente 2%, mientras que las concesiones de inmigrantes han aumentado a una tasa del 9%. Algunas Encuestas de Primera Necesidad (EPN) realizadas en 2009 y 2010, utilizando los métodos de Davies y Smith (1998), demostraron que la concesión residente con inmigrantes de Cruce a La Colorada tiene un índice medio de acceso a las necesidades básicas de solo 0,40 comparado con el 0,51 y 0,55 de las concesiones forestales de residentes de Uaxactún y Carmelita. Muchas concesiones, incluidas las concesiones comunitarias no residentes como la de San Andrés, también prestan servicios sociales, incluyendo seguros de vida y servicios médicos de emergencia para los miembros, apoyo educativo y becas, y apoyo a la infraestructura comunitaria y eventos. Los indicadores de las condiciones socioeconómicas en las concesiones forestales se describen en el Cuadro 5.

5. ¿Qué ha pasado? Los factores del éxito y fracaso en las concesiones forestales

Las concesiones no fueron diseñadas como un experimento de carácter aleatorio, y por lo tanto no es posible asignar una atribución inequívoca de los resultados aquí descritos a diferentes tipos o modelos de concesión. Por ejemplo, las concesiones comunitarias con inmigrantes recientes tienden a ser más pequeñas, fueron aprobadas luego de iniciarse

Cuadro 5. Condiciones socioeconómicas en las concesiones forestales de la Reserva de la Biosfera Maya

		Concesiones industriales (N = 2)	Concesiones comunitarias no residentes (N = 6)	Concesiones comunitarias residentes con historial forestal (N = 2)	Concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes (N = 4)
Nivel socioeconómico promedio estimado		N/A	Medio	Medio	Pobre
Fuentes de ingreso primarias		Madera	Madera	Palmera xate, madera	Ganadería, agricultura, madera
Población aprox. por comunidad 2010	Media	N/A	N/A	1237,5	702,6
	Rango			803–1672	380–1095
Incremento anual de la población 2006–2009	Media	N/A	N/A	1,7%	9,2%
	Rango			1,3–2,1%	5,7–11,8%
Porcentaje de residentes que son beneficiarios directos de la concesión	Media	N/A	N/A	74,2%	40,6%
	Rango			73,7–74,7%	40,6–61,5%
Porcentaje de miembros mujeres	Media	N/A	13,2%	39,4%	16,4%
	Rango		0–23,7%	36,6–42,2%	4,2–29,9%

los procesos de otorgamiento de otras concesiones, incluían tierras privadas en el momento de su creación, y están espacialmente autocorrelacionadas a lo largo de una ruta de acceso que históricamente no tenía restricciones. Sin embargo, los diferentes tipos de concesiones han experimentado trayectorias muy distintas y se pueden extraer varias lecciones de sus historias inherentemente complejas.

En general, las dos concesiones industriales han conservado una gobernanza interna fuerte. El manejo de la madera se ha llevado a cabo de manera eficiente y responsable, y se puede suponer que ellas han sido rentables con un manejo financiero adecuado. La deforestación ha sido mínima, pero ya que los concesionarios industriales no tienen control sobre los PFMN y no pueden restringir el acceso a éstos por terceros, han ocurrido algunos casos de caza, saqueos e incendios forestales. Las concesiones industriales no tienen el objetivo implícito de mejorar las condiciones socioeconómicas de la población local, pero han generado puestos de trabajo para algunos habitantes de la reserva y de las zonas urbanas cercanas. El relativo éxito comercial de los concesionarios industriales probablemente se puede atribuir a su historial de manejo forestal comercial, capacidad avanzada, capital abundante, y el modelo bien desarrollado de concesiones madereras privadas.

En las seis concesiones comunitarias no residentes, la deforestación y los incendios forestales también han sido mínimos. Los ingresos por concepto del manejo forestal han sido significativos, y la mayoría de las concesiones están hoy en día altamente capitalizadas, habiendo invertido en aserraderos y otros equipos. Sin embargo, una de estas concesiones ha experimentado graves problemas de gestión financiera, y aunque se encontraba en deuda extrema, siguió dando dividendos anuales a los miembros de la concesión. Las concesiones comunitarias no residentes han tenido varias ventajas sobre las concesiones residentes. Los miembros han elegido deliberadamente y de forma voluntaria trabajar juntos por un objetivo común. Ya que las concesiones no tienen poblados, no han tenido que atender a conflictos derivados de una re-zonificación agrícola o a los intereses dispares entre los miembros de la concesión y los que no son miembros.

En las dos concesiones comunitarias residentes con historial forestal, la deforestación y los incendios han sido controlados adecuadamente, aunque la caza sigue ejerciendo presión sobre las poblaciones de fauna silvestre. El manejo forestal ha proporcionado importantes ingresos y beneficios sociales, tanto a los miembros de la concesión como a los no miembros. Sin embargo, en ambas concesiones, una gestión financiera débil y una escasa transparencia han dado como resultado una sustancial deuda y conflictos internos en la comunidad. El desarrollo y la aplicación de las normas de uso agrícola en las concesiones también ha sido extremadamente difícil y aumentó los conflictos dentro de la comunidad. Debido a sus historiales forestales y a su ubicación como puntos de acceso a los principales sitios arqueológicos, estas dos concesiones han recibido mayor apoyo de las ONG y el gobierno, a menudo sirviendo como comunidades piloto para los proyectos. A pesar del progreso sustancial, persisten importantes desafíos para mejorar los medios de vida locales y para asegurar la sostenibilidad de las operaciones de manejo forestal.

Las cuatro concesiones comunitarias residentes con inmigrantes recientes han experimentado devastadores impactos ecológicos debido a la creación de nuevas fincas ganaderas, en su mayoría ilegales. La incursión de los grandes ganaderos también ha incrementado la pobreza, al crear básicamente un sistema de servidumbre para muchos habitantes. Dicha colonización probablemente se debe a varios factores. Primero, muchos pobladores se mostraron escépticos respecto al manejo forestal y se sintieron presionados a aceptar el modelo de concesión con el fin de permanecer en la zona, en parte porque venían de otras partes de Guatemala con experiencia en agricultura. Un proyecto que intentó zonificar el ordenamiento agrícola en las concesiones del año 2003 al 2005 estimuló la especulación de tierras, y se vio agravado por la corrupción dentro de las organizaciones comunitarias, así como la presión de poderosos actores externos que se rumoreaba que estaban vinculados a la delincuencia organizada. Los problemas de gobernanza tuvieron un efecto desencadenante, lo que resultó en un conflicto violento y empeoró las posibilidades de mantener a las organizaciones concesionarias funcionando correctamente. Hoy en día, dos de las cuatro concesiones con inmigrantes recientes han perdido sus contratos, y es muy probable que las dos restantes también fracasen.

6. Conclusiones

La experiencia de la RBM demuestra que, bajo ciertas circunstancias, el manejo forestal de usos múltiples a través de concesiones puede cumplir las metas de los PICD, proporcionando importantes fuentes de ingresos sostenibles a los miembros de la concesión y protegiendo los recursos naturales de los cuales dependen. Sin embargo, también demuestra claramente que una mala gestión de la concesión puede llevar a la degradación ecológica, al aumento de la pobreza y a sistemas de gobernanza debilitados. El éxito del manejo forestal de uso múltiple en las concesiones depende de condiciones y procesos específicos (Bray *et al.*, 2008). El manejo de las concesiones es un proceso continuo, de adaptación, que debe tener en cuenta tanto la dinámica interna como los factores externos, y debe cubrir los ámbitos sociales, ecológicos y económicos.

Cinco de las condiciones más frecuentemente citadas para lograr la conservación y el desarrollo a través del manejo forestal de uso múltiple son: la transferencia de la autoridad y los derechos a las comunidades locales, la capacidad técnica e institucional, la viabilidad económica y la distribución de los ingresos, la reconciliación entre los intereses locales y globales, y la resiliencia de los procesos ecológicos y las instituciones sociales (Murphree, 2002; Adams *et al.*, 2004; McShane y Wells, 2004; Barrett *et al.*, 2005; Robinson y Redford, 2004; Sayer y Campbell, 2004; Wells *et al.*, 2004). Además, Campbell *et al.* (2010) sostienen que “ha surgido el consenso de que bajo los resultados positivos subyace un núcleo de asuntos institucionales relacionados con la gobernanza del paisaje, el fomento de la confianza, la revalorización y la buena comunicación, todo lo cual implica un compromiso a largo plazo y flexibilidad de los actores externos”.

En la RBM, todas las concesiones exitosas han logrado cumplir la mayoría de estas condiciones básicas, aunque algunas continúan enfrentando retos. Por ejemplo, la poca capacidad de gestión financiera y la alta rotación en los cargos directivos de la concesión están debilitando la capacidad institucional de adaptarse al cambio en al menos tres de las 10 concesiones que quedan. Las discrepancias entre los intereses de los diferentes actores también amenazan con perjudicar las concesiones, aunque los intereses no siguen una dicotomía global/local muy precisa. Los proyectos de desarrollo a gran escala, en particular, los esfuerzos para designar un “Monumento Nacional Cuenca del Mirador” como una nueva categoría de área protegida que reemplazaría varias concesiones existentes, han fomentado la incertidumbre sobre la seguridad de la tenencia de la tierra y los derechos de acceso a los recursos, y han incrementado la desconfianza entre los concesionarios, promotores nacionales e internacionales, e instituciones gubernamentales. La deficiente supervisión gubernamental y aplicación de la ley, así como la falta de sanciones oportunas y políticamente aceptables, ayudaron a establecer el escenario para una caída en espiral de la gobernanza y para la cultura de la impunidad en las concesiones que fracasaron. Los problemas de gobernanza en las concesiones que fracasaron se extendieron a las concesiones cercanas, fomentando impactos a nivel de paisaje. Las fluctuaciones del mercado, especialmente durante la recesión económica mundial de 2008-2010, tuvieron un impacto importante en los ingresos de las concesiones, pero éstos se compensaron parcialmente por una mayor diversificación de productos, incluyendo la madera de

especies menos conocidas o “secundarias”, productos terminados derivados de la madera y la cosecha de PFMN. En retrospectiva, los objetivos de la mayoría de las organizaciones de conservación y agencias de ayuda pueden haber sido demasiado optimistas y hasta miopes, sobre todo para reconocer el complejo contexto institucional y político de Guatemala.

Varios esfuerzos de adaptación se han llevado a cabo para subsanar las deficiencias y mitigar las amenazas en las concesiones. Por ejemplo, se estableció la Mesa Multisectorial, también conocida como la mesa redonda del Mirador-Río Azul, para manejar los conflictos y crear consenso sobre la conservación y el desarrollo del turismo en la zona oriental de la RBM. Se han intensificado los esfuerzos interinstitucionales para establecer una serie de puestos de control, recuperar las áreas ilegalmente usurpadas, e incrementar el cumplimiento de la ley en la ZUM. También se han reforzado los esfuerzos interinstitucionales para aumentar la capacidad de gestión financiera y para reestructurar los mecanismos de las auditorías financieras y de supervisión. Los esfuerzos continúan para diversificar y agregar valor a la cartera actual de productos forestales. Por último, se han redactado acuerdos de conservación para que las organizaciones de conservación puedan apoyar la gestión de las concesiones a través de contratos claros.

La RBM ofrece varias lecciones para el manejo forestal de uso múltiple en otras partes de los trópicos:

1. *Las concesiones como “comunidades de práctica”*: en la RBM las concesiones comunitarias cuyos miembros voluntariamente eligieron obtener y manejar las concesiones forestales en conjunto han experimentado el mayor de los éxitos y el menor conflicto interno. En el caso de algunas concesiones residentes con inmigrantes recién llegados, los residentes locales fueron obligados a obtener concesiones forestales con el fin de conservar su derecho a permanecer en la zona. Estas concesiones han fracasado completamente. En las concesiones residentes con historial forestal, solo algunos pobladores decidieron participar en el manejo de la concesión, y en algunos casos la tensión entre los miembros de concesión y los no miembros sigue afectando el desempeño de la concesión. El éxito en el manejo de las concesiones depende de la asociación voluntaria y de la decisión sobre con quién trabajar.
2. *Las concesiones como empresas*: los actores externos dedicaron enormes esfuerzos y recursos para mejorar la capacidad técnica de los concesionarios para la planificación forestal y las operaciones en la RBM. Sin embargo, se prestó muy poca atención a la gestión empresarial y a la capacidad administrativa, o a asegurar la capacidad del Estado para hacer auditorías y poner sanciones. Hoy en día, las malas prácticas de gestión financiera y la deuda adquirida pueden ser las mayores amenazas para la sostenibilidad de una concesión.
3. *La diversificación y la resiliencia*: las concesiones con mayor diversificación de productos han sido menos susceptibles a las incertidumbres del mercado. Las concesiones con fuentes diversificadas de ingresos, incluyendo PFMN (especialmente el xate) y la caza deportiva, pudieron superar más fácilmente las fluctuaciones del mercado de los productos individuales.

4. *El mito de la autofinanciación*: en la RBM, el manejo forestal ha servido para cubrir la mayoría de los costos de conservación en las concesiones, incluidas las patrullas y la prevención y control de incendios. Sin embargo, en áreas con problemas de gobernanza extremos, incluso las concesiones madereras administradas eficientemente pueden requerir subsidios para mitigar las amenazas y desplazar a los usos forestales ilícitos. En la RBM, las organizaciones de conservación han cofinanciado el manejo forestal comunitario a través de acuerdos precisos que proporcionan incentivos para la conservación y el soporte técnico, monitoreo regular del cumplimiento, y participación de múltiples sectores. Ya que los otros servicios ambientales están integrados en los mercados, estos mecanismos financieros de conservación superpuestos pueden ser cada vez más importantes para la forestería comunitaria.
5. *El compromiso a largo plazo y la flexibilidad*: los actores externos deben tener cuidado de no ser demasiado optimistas y reconocer que los PICD a menudo requieren un compromiso a largo plazo del orden de décadas, con flexibilidad para implementar el manejo adaptativo (Stoian *et al.*, 2009). Los espacios para el diálogo intersectorial y la creación de consenso pueden ayudar a dirigir y asegurar el carácter complementario de las inversiones, así como promover el aprendizaje social y ayudar a evaluar el éxito a partir de una variedad de perspectivas.

Referencias

- Adams, W., Hulme, D., 2001. Conservation & community: changing narratives, policies & practices in African conservation. En: Hulme, D., Murphree, M. (Eds.), African wildlife and livelihoods: the promise & performance of community conservation. James Currey Ltd., Oxford.
- ASESA, 1996. Agreement on Social and Economic Aspects and Agrarian Situation, Mexico City, UN Doc. A/50/1996, 36 I. L. M. 292.
- Barrett, C. B., Brandon, K., Gibson, C., Gjertsen, H., 2001. Conserving tropical biodiversity amid weak institutions. *BioScience* 51 (6), 497–502.
- Barrett, C. B., Lee, D. R., McPeak, J. G., 2005. Institutional arrangements for rural poverty reduction and resource conservation. *World Development* 33, 193–197.
- Baur, E. H., McNab, R. B., Williams, L. E., Ramos, V. H., Radachowsky, J., Guariguata, M. R., 2012. Multiple forest use through commercial sport hunting: lessons from a community-based model from the Petén, Guatemala. *Forest Ecology and Management* 268, 112–120.
- Berkes, F., 2004. Rethinking community-based conservation. *Conservation Biology* 18 (3), 621–630.
- Bray, D. B., Duran, E., Ramos, V. H., Mas, J. F., Velazquez, A., McNab, R. B., Barry, D., Radachowsky, J., 2008. Tropical deforestation, community forests, and protected areas in the Maya Forest. *Ecology and Society* 13 (2), 56, <<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art56/>>.
- Browder, J., 2002. Conservation and development projects in the Brazilian Amazon: lessons from the community initiative program in Rondônia. *Environmental Management* 29 (6), 750–762.

- Campbell, B. M., Sayer, J. A., Walker, B., 2010. Navigating trade-offs: working for conservation and development outcomes. *Ecology and Society* 15 (2), 16, < <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss2/art16/> >.
- Carrera, F., Prins, K., 2002. Desarrollo de la política en concesiones forestales comunitarias en Petén, Guatemala: el aporte de la investigación y experiencia sistematizada del CATIE. *Revista Forestal Centroamericana* 37, 33–40.
- Carrera, F., Stoian, D., Campos, J. J., Morales, J., Pinelo, G., 2004. Forest certification in Guatemala. En: *Proceedings of the Symposium on Forest Certification in Developing and Transitional Societies*. Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, EE.UU., págs. 363–405.
- Chemonics International BIOFOR Consortium. 2003. *Community Forest Management in the Maya Biosphere Reserve: Close to Financial self-Sufficiency?* Presentado a USAID/Guatemala, p. 62.
- CONAP, 1992. *Plan Maestro de la Reserva de la Biosfera Maya*. CONAP, Guatemala.
- CONAP, 2011a. *Forest Department Statistics*. Extraído el 1ro. de junio de 2011, de la Base de Datos del Departamento Forestal de la Región VIII de CONAP.
- CONAP, 2011b. *Wildlife Department Statistics*. Extraído el 1ro. de junio de 2011, de la Base de Datos del Departamento de Vida Silvestre de la Región VIII de CONAP.
- Davies, R., Smith, W., 1998. *The Basic Necessities Survey: The Experience of Action Aid Vietnam*. Londres, Action Aid.
- De Camino, R., Breitling, J., 2008. *El Cambio es Posible: 20 Años de Experiencias Innovadoras en los Recursos Naturales en Guatemala*. COSUDE, Alianza de Aprendizaje para la Conservación de la Biodiversidad en el Trópico Americano. Universidad Para La Paz, Departamento Ambiente, Paz y Seguridad.
- Finger-Stich, A., 2003. Community concessions and certification in the Maya biosphere reserve. En: Meidinger, E., Elliot, C., Oesten, G. (Eds.), *Social and Political Dimensions of Forest Certification*.
- Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., Norberg, J., 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *The Annual Review of Environment and Resources* 8 (30), 1–33.
- Fort, M., Grandia, L., 1999. Population and environment in the Petén, Guatemala. En: Nations, J. D. (Ed.), *Thirteen Ways of Looking at a Tropical Forest: Guatemala's Maya Biosphere Reserve*. Conservation International, Washington, D.C., pp. 85–91.
- FRAME, 2006. *El rol de los Productos Naturales en el Desarrollo Local, el Alivio a la Pobreza y Gobernabilidad en el Manejo del Recurso: el Caso de la Palma de Xate (Chamaedorea spp.) en la Región de Petén, Guatemala*. USAID, Guatemala.
- Garnett, S. T., Sayer, J., Du Toit, J., 2007. Improving the effectiveness of interventions to balance conservation and development: a conceptual framework. *Ecology and Society* 12 (1), 2, < <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art2/> >.
- Ghimire, K. B., Pimbert, M. P., 1997. Social change and conservation: an overview of issues and concepts. En: Ghimire, K. B., Pimbert, M. P. (Eds.), *Social Change and Conservation: Environmental Politics and Impacts of National Parks and Protected Areas*. Earthscan, Londres, págs. 1–45.

- Gretzinger, S. P., 1998. Community forest concessions: an economic alternative for the Maya Biosphere Reserve in the Petén, Guatemala. En: Primack, R. B., Bray, D. B., Galletti, H. A., Ponciano, I. (Eds.), *Timber, Tourists, and Temples: Conservation and Development in the Maya Forest of Belize, Guatemala, and Mexico*. Island Press, Washington, DC, págs. 111–124.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges, and opportunities. *Forest Ecology and Management* 259, 237–245.
- Hillebrand, E., 2008. The global distribution of income in 2050. *World Development* 36 (5), 727–740.
- Holling, C. S., Meffe, G. K., 1996. Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology* 10 (2), 328–337.
- Jensen, L. (Ed.), 2010. *The Millennium Development Goals Report 2010*. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Nueva York.
- Karsenty, A., Drigo, I. G., Piketty, M. G., Singer, B., 2008. Regulating industrial forest concessions in central Africa and South America. *Forest Ecology and Management* 256 (7), 1498–1508.
- Kellert, S. R., Mehta, J. N., Ebbin, S. A., Lichtenfeld, L.L., 2000. Community natural resource management: promise, rhetoric, and reality. *Society & Natural Resources* 13 (8), 705–715.
- McShane, T., Wells, M., 2004. Integrated conservation and development? En: McShane, T., Wells, M. (Eds.), *Getting Biodiversity Projects to Work*. Columbia University Press, Nueva York.
- Mollinedo, A., 2002. Beneficios sociales y rentabilidad financiera del manejo forestal comunitario en la Reserva de la Biosfera Maya Guatemala. CATIE. Unidad de Manejo de Bosques Naturales. Serie técnica/CATIE no. 327. Turrialba, Costa Rica, 39 pp.
- Murphree, M. W., 2002. Protected areas and the commons. *Common Property Resource Digest* 60, 1–3.
- Nittler, J., Tschinkel, H., 2005. *Community Forest Management in the Maya Biosphere Reserve of Guatemala: Protection through Profits*. Presentado a la United States Agency for International Development (USAID) and the Sustainable Agriculture and Natural Resource Management (SANREM) Collaborative Research Support Program (CRSP), Universidad de Georgia.
- Panayotou, T., Ashton, P.S., 1992. *Not by Timber Alone: Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests*. Island Press, Washington, DC.
- Putz, F. E., 2011. Biodiversity conservation in tropical forests managed for timber. En: Gunter, S., Stimm, B., Weber, M., Mosandl, R. (Eds.), *Silviculture in the Tropics*. Springer-Verlag, Berlín.
- Putz, F. E., Sist, P., Fredericksen, T. S., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256, 1427–1433.

- Radachowsky, J., Castellanos, B., en prensa. Consensus building methods for the management of natural and cultural heritage in the El Mirador region of Guatemala. En: Proceedings of the Workshop on Applying Consensus Building, Negotiation, and Conflict Resolution Methods to Heritage Place Management. Getty Conservation Institute, Los Ángeles.
- Radachowsky, J., 2004. Effects of Human Access on Wildlife in the Maya Biosphere Reserve, Northern Guatemala. Report. The Wildlife Conservation Society, Nueva York.
- Radachowsky, J., García, R., Córdova, M., Aguirre, O., Marroquín, C., Dubón, T., Córdova, F., Funes, S., López, J., García, G., Oliva, F., Orellana, G., Tut, H., Manzaneros, A., Córdova, E., Hernández, P., 2004. Effects of certified logging on wildlife in community and industrial forest concessions of northern Guatemala. Report. The Wildlife Conservation Society, Nueva York.
- Radachowsky, J., Ramos, V. H., en preparación. State of the Maya Biosphere Reserve 2011. Wildlife Conservation Society/Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Guatemala.
- Radachowsky, J., Ramos, V. H., 2004. Effects of managed extraction on populations of the understory palm, Xate (*Chamaedorea spp*) in northern Guatemala. Informe. The Wildlife Conservation Society, Nueva York.
- Redford, K. H., Sanderson, S. E., 2000. Extracting humans from nature. *Conservation Biology* 14 (5), 1362–1364.
- Reining, C. C. S., Heinzman, R. M., Cabrera Madrid, M., López, S., Solórzano, A., 1992. Non-timber forest products of the Maya Biosphere Reserve, Petén, Guatemala. Conservation International Foundation, Washington, D. C.
- Robinson, J. G., Redford, K. H., 2004. Jack of all trades, master of none: inherent contradictions among ICD approaches. En: McShane, T. O., Wells, M. (Eds.), *Getting Biodiversity Projects to Work: Towards More Effective Conservation and Development*. Columbia University Press, Nueva York, págs. 10–34.
- Rosales, A., 2010. La asistencia técnica de Rainforest Alliance en el fortalecimiento de FORESCOM y las empresas forestales comunitarias en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala. Rainforest Alliance, NY.
- Sader, S., 1999. Deforestation trends in Northern Guatemala: a view from space. En: Nations, J. D. (Ed.), *Thirteen Ways of Looking at a Tropical Forest: Guatemala's Maya Biosphere Reserve*. Conservation International, Washington, DC, págs. 26–34.
- Sayer, J., Campbell, B., 2004. *The science of sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Schelhas, J., Buck, L. E., Geisler, C. C., 2001. Introduction: the challenge of adaptive collaborative management. En: Buck, L., Geisler, J., Schelhas, J., Wollenberg, E. (Eds.), *Biological Diversity: Balancing Interests through Collaborative Management*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL, págs. xix–xxvii.

- Stoian, D., Donovan, J., Pooler, N., 2009. Unlocking the development potential of community forest enterprises: findings from a comparative study in Asia, Africa, Latin America, and the United States. XIII World Forestry Congress Buenos Aires, Argentina (18–23 de octubre de 2009).
- Sundberg, J., 1998. NGO landscapes in the Maya Biosphere Reserve. *Geographical Review* 88, 388–412.
- Taylor, P., 2010. Conservation, community, and culture? New organizational challenges of community forest concessions in the Maya Biosphere Reserve of Guatemala. *Journal of Rural Studies* 26, 173–184.
- Wells, M. P., McShane, T. O., Dublin, H. T., O'Connor, S., Redford, K. H., 2004. The future of integrated conservation projects: building on what works. En: McShane, T. O., Wells, M. (Eds.), *Getting biodiversity projects to work: towards more effective conservation and development*. Columbia University Press, Nueva York, págs. 397–422.
- Western, D., Wright, M., 1994. *Natural connections: perspectives in community-based conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- Wilsey, D., Radachowsky, J., 2007. Keeping NTFPs in the forest: can certification provide an alternative to intensive cultivation? *Ethnobotany Research and Applications* 5, 45–58.



Actividades forestales múltiples y organizaciones de objetivos múltiples

Preparándose para la complejidad en un movimiento de base en Petén, Guatemala

Peter Leigh Taylor¹

Resumen

Los movimientos sociales comunitarios forestales hoy en día están asumiendo papeles cada vez más importantes en la gobernanza ambiental en los bosques del mundo. A medida que estos “guardianes forestales comunitarios” promueven el acceso y el manejo de los recursos locales, las organizaciones a menudo adquieren una mayor complejidad interna. Este documento se basa en la experiencia de la Asociación de Comunidades Forestales de Petén (ACOFOP), en Guatemala, y las concesiones comunitarias que esta sirve, y examina las interacciones entre las actividades forestales múltiples, los participantes, los intereses y los objetivos de las cada vez más complejas organizaciones comunitarias. Es inevitable que surjan interacciones internas y tensiones entre las múltiples actividades mientras que las organizaciones tratan de mantener su capacidad de respuesta y legitimidad en medio de rápidos cambios en contextos sociales, políticos y ambientales. Este artículo sugiere que, en lugar de tratar de eliminar las tensiones que surgen de la creciente diversidad y complejidad internas, las organizaciones forestales deben enfrentar y manejar estas tensiones para asegurar la viabilidad continua, a la vez de responder adecuadamente a los momentos de “elección estructural”. Es importante ver estas organizaciones forestales comunitarias como procesos de movimientos sociales manejados a través del tiempo por sus participantes, y no como un conjunto de principios estáticos a lo sumo diseñados

¹ Department of Sociology, Clark B258, Colorado State University, Fort Collins, CO 80523, USA – Pete. Taylor@Colostate.edu.

a priori, para que pueda haber un análisis más preciso de los factores complejos que forman el éxito o el fracaso, y para determinar cómo se puede proporcionar un mejor apoyo externo.

1. Introducción

Los movimientos sociales comunitarios forestales hoy en día están asumiendo papeles cada vez más importantes en la gobernanza ambiental en los bosques del mundo. A medida que estos “guardianes forestales comunitarios” promueven el acceso y el manejo de los recursos locales, también asumen múltiples actividades que a su vez requieren la formación de organizaciones de fines múltiples. Las interacciones inevitables entre múltiples actividades, participantes, intereses y objetivos complican los esfuerzos de estas organizaciones para asegurar su continua capacidad de respuesta y legitimidad en medio de los rápidos cambios en los contextos sociales, políticos y ambientales. Este documento se basa en la experiencia de la Asociación de Comunidades Forestales de Petén (ACOFOP) en Guatemala, y las concesiones comunitarias que esta sirve. Se sugiere que en lugar de buscar eliminar las tensiones que surgen de la creciente complejidad interna, las organizaciones forestales deben enfrentar y manejar estas tensiones para asegurar la viabilidad continua a la vez de responder adecuadamente a los momentos de “elección estructural”. El ver estas organizaciones forestales comunitarias como los procesos de movimientos sociales manejados a través del tiempo por sus participantes, y no como un conjunto de principios estáticos a lo sumo diseñados *a priori*, permite un análisis más preciso de los complejos factores que forman el éxito o el fracaso, y de cómo puede ser proporcionado un adecuado apoyo externo.

Los movimientos comunitarios aprovechan las tendencias duales de la desilusión generalizada con el manejo tradicional y centralizado de los recursos y la descentralización del Estado para promover una mayor participación local en la gobernanza ambiental (Larson *et al.*, 2010; Cronkleton *et al.*, 2008). La gobernanza ambiental no solo se refiere a la regulación gubernamental y aplicación formal de la ley para la conservación, sino que también invoca los marcos políticos, organizativos y culturales más amplios, a través de los cuales se coordinan y controlan los diversos intereses sobre los recursos naturales (Cronkleton *et al.*, 2008; Taylor y Cheng, 2011). Los movimientos sociales comunitarios han ayudado a conseguir mejoras significativas en el acceso local a las tierras forestales y en la organización de una función legítima de las comunidades en el manejo de los recursos para la conservación y el desarrollo (Cronkleton *et al.*, 2008; Cronkleton y Taylor, en prensa; Sunderlin *et al.*, 2008).

Dirigidas por la ACOFOP, 11 comunidades en el Petén actualmente tienen concesiones otorgadas por el Gobierno por 25 años para manejar cerca de medio millón de hectáreas de bosque en la Zona de Usos Múltiples de la Reserva de la Biosfera Maya (RBM). Se necesitan más datos sistemáticos secuenciales sobre los efectos de las concesiones comunitarias; sin embargo, las concesiones han mostrado resultados positivos significativos en cuanto a la conservación y aspectos sociales (Bray *et al.*, 2008.). Aunque las concesiones tienen derechos formales para el manejo de productos forestales no maderables, la madera

comercial ha sido, hasta hace poco, el principal vehículo para establecer y consolidar el sistema de concesiones.

La ACOFOP ha jugado un papel clave, desde el establecimiento de las concesiones, hasta la promoción y coordinación de la participación comunitaria en el manejo de los bosques de la RBM. Sin embargo, al igual que las organizaciones forestales de movimientos sociales en otros lugares (Cronkleton *et al.*, 2008; Cronkleton y Taylor, en prensa), la ACOFOP se enfrenta hoy en día a retos importantes, producidos en gran parte por su propio éxito. La organización y sus participantes son llevados a asumir papeles más grandes y diversos en el manejo de los recursos, más allá de los roles iniciales de incidencia política, que incluyen la canalización de recursos externos a sus miembros, la coordinación directa e indirecta de las actividades productivas relacionadas con los bosques, la prestación de servicios técnicos y otros. La ACOFOP y sus asociaciones miembro están asumiendo nuevas actividades comunitarias forestales, incluyendo el manejo de xate y chicle. Las organizaciones como ACOFOP, que se han convertido en asociaciones para fines múltiples *de facto* (Borras, 2009: 9; Edelman, 2008), se ven obligadas no solo a manejar diversas actividades, sino a incorporar nuevos tipos de participantes, intereses y objetivos de la organización. Todo esto genera interacciones internas, tensiones e incluso conflictos sin precedentes (véase Bebbington *et al.*, 1993; Edelman, 1998). ¿Cuál es la mejor manera de responder a los desafíos organizativos para convertirse en organizaciones comunitarias más diversas y complejas? Es importante ver estas organizaciones como proyectos políticos y sociales, así como organizaciones económicas y de producción de recursos, para entender cómo funcionan. Como se verá más adelante, investigaciones recientes sobre los nuevos movimientos agrarios sugieren un marco que puede ser adaptado para evaluar y responder a los desafíos de organización que enfrentan los movimientos forestales comunitarios.

Este estudio surgió de una colaboración de tres años con la Fundación Ford, que brindó los fondos, y con el Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), que patrocinó las investigaciones y dio asistencia al proyecto de apoyo a las organizaciones forestales de base en América Central y Brasil (Cronkleton *et al.*, 2008; Cronkleton y Taylor, en prensa; Taylor *et al.*, 2010). Además, este estudio está directamente basado en 3 semanas de trabajo de campo, incluyendo 40 entrevistas extensas en el Petén entre 2005 y 2007, llevadas a cabo con el apoyo financiero y logístico de CIFOR y ACOFOP.

2. Nuevos movimientos agrarios, las comunidades forestales y la gobernanza ambiental

Los movimientos sociales en América Latina han sido organizados por mucho tiempo en torno a intereses sectoriales o políticos clasistas que buscan un trato más favorable por parte de los estados centralizados (Escobar y Álvarez, 1992). En los últimos años, han surgido movimientos sociales nuevos que persiguen intereses basados en la identidad, como la de los pueblos indígenas (por ejemplo, véase Bebbington, 1993; Escobar y Álvarez, 1992; Stewart, 2006) o temas transversales, como los que se inspiran

en las políticas neoliberales de privatización (O'Brien *et al.*, 2000; Roberts, 2008) y el cambio ambiental (Bebbington, 2007; Kuecker, 2007). Algunos de los más dinámicos de estos nuevos movimientos sociales se conocen como “nuevo movimiento agrario” o “movimiento agrario transnacional” (MAT) (Borras *et al.*, 2008; Borras, 2009, 2010; Edelman, 2008, McMichael, 2006). Estos movimientos están basados conscientemente en el sector agrícola, promueven los intereses de los campesinos —pequeños productores que obtienen la mayor parte de su sustento de la agricultura y la ganadería— y hacen hincapié en el desarrollo de redes internacionales.

De acuerdo con los investigadores y sus defensores, este nuevo movimiento agrario no solo busca promover un más justo y equitativo acceso de sus miembros a los recursos, sino también desarrollar una alternativa a los enfoques de producción convencionales del manejo de recursos y el desarrollo económico, que colocaría en el centro a la población local, sus necesidades y sus conocimientos (McMichael, 2006; Borras, 2009, 2010). Algunos investigadores y defensores son optimistas sobre el potencial positivo de estos nuevos movimientos agrarios transnacionales. Ellos ven a los campesinos del hemisferio sur, no como vestigio de un pasado rural abandonado por las fuerzas de la globalización y la modernización, sino más bien como la vanguardia de los nuevos enfoques de la globalización, incluyendo una nueva “ciudadanía agraria” (Borras *et al.*, 2008; McMichael, 2006; Bebbington, 1993, 2007).

Otros, sin embargo, señalan importantes problemas políticos y organizativos internos y externos en los movimientos agrarios. Edelman (2008), por ejemplo, observa que los MAT en Centroamérica han sufrido de ineficiencia organizativa, distancia excesiva entre las estructuras organizativas más altas y pesadas y su base comunitaria, énfasis en la creación de redes internacionales en lugar de generación de una distribución más equitativa y concreta de los beneficios para los miembros, y dificultad en permanecer relevantes a los intereses de sus miembros, mientras que los sectores agrarios experimentan cambios económicos y demográficos. Bebbington (1996), Andolina (2003) y McDaniel (2002) ven que muchas de las debilidades organizativas de los movimientos agrarios han sido creadas por el propio éxito, ya que necesitan convertirse en organizaciones “pluriactivas” que crecen más allá de la incidencia política para proporcionar a sus miembros asistencia técnica, coordinación de producción y otros servicios, que antes eran dados por el Estado.

2.1. Movimientos comunitarios forestales como nuevos actores del movimiento agrario

Las experiencias del nuevo movimiento agrario y del movimiento comunitario forestal tienen paralelismos importantes (Taylor, 2010). Los participantes del nuevo movimiento agrario y los investigadores conceptualizan el sector agrario de manera que abarca múltiples tipos de producción, incluyendo actividades forestales. De hecho, muchos miembros de la comunidad forestal pueden ser vistos como “campesinos”, pues se dedican a la agricultura y la cría de animales como parte de las estrategias económicas de diversificación (Taylor, 2010). Muchos movimientos agrarios han surgido de la protesta política dirigida a la obtención del acceso a la tierra (Selfa, 2004) o de una

mayor atención y servicios por parte del Estado (Bebbington, 1993). Del mismo modo, muchos movimientos comunitarios forestales tienen sus propias raíces en la movilización popular para el acceso a las tierras y recursos forestales y los derechos de manejarlos para la conservación y como medios de vida (Cronkleton y Taylor, en prensa; Wolford, 2010). Ha habido muchos estudios de caso de forestería comunitaria que pueden ser vistos como parte de movimientos de base más amplios, por ejemplo, en Bolivia (Roper, 2003), Brasil (Wolford, 2010), Ecuador (Kuecker, 2007), India (Sekher, 2001), Indonesia (Peluso *et al.*, 2008), México (Bray *et al.*, 2006) y Nepal (Gautam y Shivakoti, 2005).

Sin embargo, en contraste con el análisis sostenido de las federaciones campesinas (por ejemplo, Bebbington, 1996), con algunas excepciones (incluyendo Antinori y García-López, 2008; Paudel *et al.*, 2010; Taylor, 2000, 2010), también se ha prestado menos atención a la coordinación en el nivel secundario de las asociaciones comunitarias. Estas organizaciones de nivel secundario proporcionan a los miembros representación, defensa de intereses, canalización de fondos externos, asistencia técnica directa, coordinación de la producción y otros servicios. Los miembros de la comunidad forestal enfrentan muchos de los mismos problemas de organización de sus compañeros campesinos al desarrollar asociaciones de nivel secundario, tales como mantener la representatividad, a la vez que se adaptan a los cambios estructurales, sin dejar de ser relevantes para los muy diversos intereses de los miembros, equilibrar la dependencia a la financiación externa con autonomía de retención, y hacer frente a las tensiones internas estructurales generadas por la institucionalización y diversificación (Gómez y Méndez, 2005; Cronkleton y Taylor, en prensa; Taylor, 2010; Taylor y Cheng, 2011).

Por supuesto, estos movimientos forestales muestran diferencias importantes con sus homólogos campesinos. Sus acuerdos de tenencia y áreas relacionadas con la acción política han sido siempre muy complejos y con frecuencia conflictivos (Doornbos *et al.*, 2000). Los bosques de América Latina, que antes eran dominios exclusivamente administrados por el Estado, ahora están envueltos en múltiples esquemas de manejo que son ambiguos y, a menudo, contradictorios, incluyendo designaciones públicas de áreas protegidas, concesiones a la industria privada, territorios indígenas, y una amplia gama de los derechos individuales y colectivos de uso y de propiedad (Cronkleton y Taylor, en prensa; Larson *et al.*, 2010). Aunque los movimientos comunitarios forestales generalmente son generados por las protestas y la resistencia a la exclusión de los recursos forestales, la complejidad de los contextos forestales y los múltiples actores y niveles involucrados en la conservación y el desarrollo de los recursos forestales los obliga a construir un manejo colaborativo que va más allá de las protestas y la resistencia (Cronkleton *et al.*, 2008; Cronkleton y Taylor, en prensa).

3. ¿“Organización” u “organizarse” para la complejidad?

Los investigadores han argumentado de manera convincente que la organización es la clave para que la forestería comunitaria sea una alternativa exitosa al dilema de la “tragedia de los comunes” descrito por Hardin (1968), que es individual y racional

(Barrett *et al.*, 2001; Wilshusen *et al.*, 2002). Algunas de las más conocidas y exitosas organizaciones de movimientos forestales en Latinoamérica, como ACOFOP y el Programa de Campesino a Campesino (PCaC) de Siuna, Nicaragua (Cronkleton *et al.*, 2008; Cronkleton y Taylor, en prensa), se han convertido, al igual que en el sector agrario campesino (Bebbington, 1996), en organizaciones de fines múltiples que proporcionan diversos servicios a sus cada vez más variados miembros (Gómez y Méndez, 2005; Monterroso, 2007; Taylor, 2010). Guariguata *et al.* (2008) trataron los retos del manejo de los recursos planteados por la interacción entre las diversas actividades de producción forestal. Este artículo desarrolla un análisis relacionado con la organización social de tales interacciones. Se inspira en el caso de ACOFOP, en la región de Petén de Guatemala, para centrarse con profundidad en las nuevas complejidades de organización introducidas por las múltiples actividades forestales y para explorar cómo podrían abordarse de manera eficaz.

En la muy desarrollada producción bibliográfica sobre la propiedad común, se ha prestado mayor atención en cómo organizar las comunidades al inicio y en fortalecer su capacidad para un manejo eficaz de recursos comunes. La teoría de la “elección institucional” de Elinor Ostrom ha proporcionado un marco de gran alcance para el diseño de organizaciones de manejo de recursos de propiedad común. Las comunidades son más propensas a organizarse con éxito cuando los miembros acuerdan que los beneficios de cooperación superan los costos, que es posible una adecuada participación y supervisión sistemática, que se implementen sanciones y procedimientos eficaces para la resolución de conflictos, y que exista un reconocimiento externo de los derechos de las comunidades a la gobernanza de sus recursos (Ostrom, 1990).

Sin embargo, el enfoque de la elección institucional puede ser menos útil para la comprensión de los retos específicos que enfrentan las bien establecidas y exitosas organizaciones forestales comunitarias de nivel secundario (Taylor, 2010). Además de su énfasis en las motivaciones individuales, en lugar de poner a la organización comunitaria en un contexto histórico y social más amplio, por lo general hace hincapié en la organización en torno a un solo recurso de uso común, y no a múltiples recursos de uso común, y se centra más en las comunidades delimitadas, en lugar de asociaciones de nivel secundario (Antinori-García López, 2008; Taylor y Cheng, 2011).

Este artículo, por otro lado, propone que las organizaciones comunitarias sean tratadas como procesos de organización de usos múltiples, de múltiples partes interesadas, envueltas en contextos complejos y adaptadas con el tiempo por sus propios participantes, y no como conjuntos estáticos de principios, normas y procedimientos a lo sumo diseñados *a priori* (Taylor y Cheng, 2011; Taylor, 2010). A pesar de que las interacciones entre las cada vez más diversas actividades, actores, intereses y objetivos pueden generar tensiones e ineficiencias, creando aparentes “organizaciones frágiles” (Bebbington, 1993), no se tienen que eliminar necesariamente, sino manejar. Estas interacciones pueden ser el precio de la viabilidad continua de las organizaciones comunitarias. También pueden generar momentos clave para la elección estructural, en los que los participantes pueden innovar y mover su organización hacia nuevas y necesarias direcciones (Taylor y Cheng, 2011).

4. ACOFOP y las concesiones comunitarias del Petén, Guatemala

ACOFOP lidera un movimiento de diversas comunidades y asociaciones comunitarias en el norte de Guatemala que han ganado el derecho de manejar cerca de 500 000 hectáreas de bosque en la Zona de Uso Múltiple (ZUM) de la Reserva de Biosfera Maya (RBM) (Cronkleton *et al.*, 2008; Gómez y Méndez, 2005; Monterroso y Barry, 2009; Taylor, 2010). La experiencia de la concesión comunitaria surgió a partir del fracaso de un diseño original e implementación apropiados de la RBM que consideraran la historia de altos niveles de competencia y conflictos relacionados con los recursos en el Petén, la presencia de los asentamientos humanos ya existentes, y la relativa debilidad del control del Estado (Cronkleton *et al.*, 2008; Gómez y Méndez, 2005). Las concesiones comunitarias surgieron del fuerte interés internacional en la preservación de la riqueza natural y cultural del Petén, en apoyo del Corredor Biológico Mesoamericano, del escepticismo general sobre la capacidad del Estado y la industria privada para la conservación, y por las presiones nacionales e internacionales para la distribución de recursos en apoyo de los Acuerdos de Paz de 1996, que dieron por finalizados 30 años de guerra civil en Guatemala. Por último, a través de una organización de movimiento social que luego se convirtió en ACOFOP, las comunidades locales presionaron con éxito para tener un papel formal en el manejo de los recursos de la RBM (Cronkleton *et al.*, 2008; Gómez y Méndez, 2005; Monterroso, 2007).

En 2010, ACOFOP tenía 23 comunidades y organizaciones miembros, representando directamente a cerca de 2000 personas. Sus miembros son muy diversos, incluidas las comunidades indígenas y ladinas (de razas mixtas) y una serie de asociaciones y cooperativas con fines de lucro y sin fines de lucro. ACOFOP no maneja directamente los recursos forestales. Sus organizaciones miembro tienen concesiones forestales estatales por 25 años, gobernadas por planes de manejo sostenible de cinco años aprobados por la Comisión Nacional para Áreas Protegidas (CONAP) de Guatemala. Aunque todavía son limitados los datos fiables de tipo secuencial sobre el impacto de ACOFOP y sus miembros en la conservación y el desarrollo, varios estudios recientes señalan el significativo impacto positivo de las concesiones comunitarias en el aspecto social y en la conservación (Bray *et al.*, 2008; Nittler y Tschinkel, 2005; Radachowsky, 2004; WCS, 2004).

El manejo y la comercialización de la madera han sido hasta hace poco el principal vehículo para convencer a los funcionarios gubernamentales, instituciones externas de conservación y desarrollo, y a los mismos miembros de la comunidad, que las comunidades pueden ser socios eficaces en la conservación. Las concesiones comunitarias practican la extracción de bajo impacto, de acuerdo con los planes de manejo aprobados por CONAP (Radachowsky, 2004). La mayoría de las casi medio millón de hectáreas manejadas por miembros de ACOFOP está certificada como de manejo sostenible por el Consejo de Administración Forestal (FSC de sus siglas en inglés). Nittler y Tschinkel informaron en 2005 que las concesiones comunitarias generaron \$5 millones de dólares estadounidenses en ventas de productos de madera por año. Los entrevistados declararon

que los puntos fuertes de sus operaciones de madera comercial incluyen inventarios importantes de maderas valiosas, el dominio de conceptos básicos del manejo forestal para madera, la expansión hacia aserraderos y, hasta cierta medida, de otros procesos de valor añadido, y en general, la rentabilidad. Los puntos débiles identificados incluyen problemas organizativos derivados de los niveles locales de educación y capacitación, la subutilización de la capacidad de procesamiento, la rotación frecuente de liderazgo y la falta de técnicas de comercialización y de experiencia (Taylor, 2010; ver también Nittler y Tschinkel, 2005).

Aunque ACOFOP comenzó como una organización política para la defensa de los intereses de sus miembros comunitarios en el manejo de los recursos forestales de la RBM, con el tiempo ha asumido funciones adicionales en apoyo a las operaciones madereras de sus miembros. Con un importante apoyo externo (Gómez y Méndez, 2005; Cronkleton *et al.*, 2008), las actividades de ACOFOP llegaron a incluir la canalización de recursos externos, la prestación de servicios técnicos y, eventualmente, el apoyo y coordinación de las actividades de producción de los miembros. Como ACOFOP se ha expandido y convertido en una organización más compleja de movimiento social y de fines múltiples, al igual que muchos de sus movimientos agrarios homólogos en otras partes de Latinoamérica, ha tenido que trabajar considerablemente de manera continua para mantener dos características fundamentales de la organización: representación y legitimidad.

4.1. Representación

La representación se refiere al grado en que una organización es un espacio para la expresión y la búsqueda de los intereses de sus electores (Taylor y Cheng, 2011). La experiencia de las federaciones agrarias en América Latina ha demostrado que el problema de la representación debe ser periódicamente revisado y renegociado, ya que las actividades de las organizaciones y los intereses de sus miembros cambian con el tiempo (Borras *et al.*, 2008; Edelman, 2008). El grado de representación de las organizaciones comunitarias está estrechamente ligado a la equidad de la distribución de beneficios, que a su vez da forma al apoyo local social de la organización (Bebbington *et al.*, 1993).

El mantenimiento de una adecuada representación de los intereses de sus miembros ha sido un reto para ACOFOP y los miembros de la comunidad. En primer lugar, los actores locales en los bosques del Petén son muy diversos, y van desde los miembros de las “comunidades forestales” como Carmelita y Uaxactún, con una larga experiencia en productos forestales no maderables como el xate y chicle, a las cooperativas y asociaciones con fines de lucro como Árbol Verde y Custodios de la Selva, con experiencia en la madera comercial (Taylor, 2010). Hoy en día, los 23 miembros de ACOFOP incluyen a 11 comunidades y asociaciones con concesiones y otros tipos de organizaciones comunitarias. Es importante destacar que la distinción clave entre las organizaciones de concesiones forestales comunitarias y las comunidades forestales en donde se encuentran las concesiones, crea diferentes intereses en los recursos forestales. Las concesiones forestales fueron otorgadas en un principio a los residentes locales, que se organizaron

formalmente para solicitar derechos de manejo de los recursos; otros residentes que decidieron no participar en ese momento han encontrado dificultades después para acceder al sistema de concesiones.

Las diferencias de interés entre los miembros y no miembros de concesiones son cada vez más sustanciales, ya que el manejo forestal se ha vuelto más exitoso y ha generado más ingresos. Han surgido tensiones significativas entre miembros y no miembros que amenazan con socavar el apoyo local y externo para los movimientos de concesiones comunitarias. Una organización medioambiental en la región, por ejemplo, ha criticado a las concesiones diciendo que los beneficios se limitan casi exclusivamente a los miembros (Trópico Verde, 2005). ACOFOP y sus miembros participantes han respondido que algunos no miembros también obtienen empleos, ingresos y ganancias, especialmente en concesiones donde se señala en los estatutos de la organización que se hagan algunas inversiones de rentabilidad en proyectos comunitarios (Nittler y Tschinkel, 2005). Pero también han argumentado que los miembros de concesiones han luchado, invertido y arriesgado mucho para establecer el sistema. “Sería bueno tener a todos dentro del sistema”, dijo un líder de ACOFOP, “pero eso significaría que alguien podría venir después y comer la misma cantidad de pastel. No es justo exigir eso” (Taylor, 2010).

4.2. Legitimidad

El problema de la representación de intereses en las organizaciones comunitarias está estrechamente vinculado a un problema con la organización del mantenimiento de la legitimidad. La legitimidad de las organizaciones comunitarias se fortalece o se debilita en gran medida dependiendo del grado en que sus agendas respondan a los intereses de sus representados. La legitimidad interna puede perderse si las organizaciones son incapaces de sostener e institucionalizar las actividades iniciales, que muchas veces son establecidas con apoyo externo. Al perderse la legitimidad interna, también se debilita su legitimidad con las instituciones externas como promotoras efectivas de las ganancias sociales y ambientales (Edelman, 2008; Bebbington *et al.*, 1993).

Como se describió anteriormente, el sistema de concesiones comunitarias de Petén surgió, en gran parte, de una congruencia histórica del gobierno de Guatemala y el interés internacional en la conservación y el bienestar social en Petén después de la guerra civil. Desde entonces, ACOFOP y sus concesiones miembro han trabajado duro para establecer y fortalecer la legitimidad del papel de la comunidad en el manejo de los recursos de la RBM a los ojos de los actores más poderosos en múltiples niveles, desde los vecinos que no son miembros de la concesión en las comunidades forestales, hasta las agencias gubernamentales clave e instituciones de conservación y desarrollo externas.

La legitimidad de ACOFOP y las concesiones comunitarias reconocidas como administradoras de los recursos de la RBM se enfrenta a continuos desafíos externos. Aunque la mayor parte de las concesiones son ampliamente vistas como de impactos positivos a la conservación y el desarrollo, para cuatro de las concesiones originales han empeorado los problemas de deforestación, expansión de la agricultura y ganadería, y

organización débil. Los líderes comunitarios señalan que las violaciones de los planes de manejo sostenible han sido causadas en gran parte por terratenientes poderosos ajenos a las concesiones. Sin embargo, las concesiones comunitarias son responsables del manejo sostenible de los recursos en sus áreas asignadas por el Estado y los grupos influyentes nacionales e internacionales. En segundo lugar, en los últimos años han surgido fuertes presiones de poderosos actores externos para proteger y desarrollar los recursos culturales y naturales del Petén, a través de métodos preservacionistas más estrictos y, poco intuitivamente, a través del turismo comercial a gran escala. Las recientes controversias sobre la manera de proteger y desarrollar los tesoros arqueológicos de la Cuenca del Mirador, aun a costa de las prerrogativas legales de las concesiones comunitarias, resalta estas significativas amenazas (Cortave, comunicación personal 2010; Monterroso, 2007; Schmidt, 2010).

4.3. Fortalecimiento de la representación y la legitimidad a través de múltiples actividades forestales

Como una manera de responder a los crecientes problemas de representación y a la continua necesidad de reforzar la legitimidad interna y externa del sistema de concesión comunitaria, ACOFOP y varios de sus más fuertes concesionarios asociados han recurrido a la expansión de las actividades forestales de la madera comercial hacia productos forestales no maderables y servicios, tales como la palma xate (*Chamaedorea spp.*), el chicle (*Manilkara zapota*) y el turismo (véase Taylor, 2010). Este artículo se centrará en las actividades comunitarias en torno al xate y al chicle.

Los contratos de concesión firmados con CONAP definen las responsabilidades del manejo de recursos de las comunidades en forma amplia e incluyen en sus áreas tanto productos forestales no maderables (PFNM), como la madera. Hasta hace poco, sin embargo, ninguna de las concesiones asociadas a ACOFOP se ha organizado para manejar colectivamente los PFNM, como sí lo han hecho con la madera comercial. No obstante, muchos miembros de ACOFOP, especialmente las “comunidades forestales” como Carmelita y Uaxactún, tienen una larga historia de manejo de PFNM y muchos residentes trabajan como contratistas individuales o extractores de xate y chicle. Esta experiencia que existe con los PFNM representa conocimientos y habilidades en los que las concesiones pueden basarse para demostrar la amplitud y profundidad potenciales del manejo forestal comunitario en el Petén. Este mismo legado del manejo tradicional de los PFNM, sin embargo, plantea nuevos desafíos para un enfoque colectivo organizado para manejar múltiples actividades forestales.

4.3.1. Actividades forestales no maderables en el Petén

Los productos forestales no maderables han desempeñado, desde hace tiempo, un papel importante en la producción forestal en el Petén, especialmente en la Reserva de la Biosfera Maya, que es el centro de una industria extractiva de PFNM. Los tres productos forestales no maderables más importantes del Petén son xate, chicle y pimienta gorda (*Pimenta dioica*) (Reining y Heinzman, 1992; Nations, 1992; Radachowsky, 2004). Las estadísticas sobre la importancia relativa de los productos forestales no maderables en

la región varían. Dugelby informó en 1998 que para el aprovechamiento de PFSM se empleaban a unas 7000 personas a tiempo parcial o completo, y afirmó que la producción de chicle tenía un valor de \$1,4 millones de dólares estadounidenses; el xate y la pimienta gorda aportaron otros \$5 millones de dólares a la economía guatemalteca. Nations informó en 1992 que los tres PFSM más importantes en el Petén contribuyeron entre \$4 y 7 millones de dólares estadounidenses por año en ingresos por exportaciones y generaron empleos a tiempo parcial o completo para 7000 personas. Nittler y Tschinkel estimaron en 2005 que solo las ventas de los productos forestales no maderables procedentes de las concesiones comunitarias del Petén generaron 2–3 millones de dólares estadounidenses.

Independientemente de su valor económico agregado, es evidente que los PFSM juegan un papel crucial en las estrategias de medios de vida locales durante todo el año en el Petén (Stoian y Roldas, 2006; Wilsey y Radachowsky, 2007:50). Los productos forestales no maderables, como el chicle, el xate y la pimienta gorda, han sido considerados esencialmente como recursos de libre acceso en el Petén; hasta hace poco, su manejo formal fue descuidado (Nittler y Tschinkel, 2005:24; Wilshusen, 2006). Sin embargo, los sistemas tradicionales, que incluyen a contratistas, subcontratistas y trabajadores individuales, han organizado desde tiempo atrás la extracción de PFSM a nivel local. Schwartz observa que los recursos forestales no maderables en el Petén “son explotados por una cultura forestal bien establecida, con conocimientos y experiencia considerables” (citado en Reining y Heinzman, 1992). Estos sistemas tradicionales se han vinculado a la ética cultural de conservación y a las prácticas informales que en la práctica controlaron el acceso local y la extracción, procesamiento y comercialización de los PFSM (CCAD, 2004; Salafsky *et al.*, 1993: 45; Roldas, 2007; Radachowsky, 2004).

Si se manejan adecuadamente, las actividades tradicionales de los PFSM no dañan ni las poblaciones de plantas, ni los grandes ecosistemas de bosques tropicales (Reining y Heinzman, 1992; Radachowsky, 2004). Sin embargo, en los últimos años, han crecido las presiones para cosechar con mayor intensidad y han surgido preocupaciones por la sostenibilidad de los sistemas tradicionales de extracción basándose en contratistas. Como veremos más adelante, ACOFOP, sus miembros de concesiones y sus partidarios institucionales han comenzado a desarrollar nuevos enfoques comunitarios para organizar la explotación de los PFSM.

4.3.2. Organización tradicional de las actividades de xate

Guatemala es el segundo mayor productor de xate después de México y proporciona aproximadamente el 8% de la oferta mundial (FIPA/AID, 2002; Nations, 1992: 210), principalmente *Chamaedorea oblongata*, *Caenorhabditis elegans*, *Chamaedorea neurochlamys* y *Chamaedorea ernesti-augustii* (Bridgewater *et al.*, 2006:267). El xate se destina principalmente a Estados Unidos y Europa, donde se utiliza para arreglos florales. Nations estimó en 1992, que Guatemala exportó 100 millones de hojas de palma cada año. Bridgewater *et al.* informan que las exportaciones de xate, solo de la RBM, ascendieron a más de 4 millones de dólares estadounidenses en 2004, más o menos a la par de la comercialización de la madera, estimada en 3,5 a 5 millones de dólares estadounidenses (2006: 267).

El sector del xate en el Petén es anterior al de la madera comercial. Wilshusen (2006) afirma que la extracción y procesamiento de xate ocupan a más del 2% de la población económicamente activa del Petén; en el año 2005, los ingresos totales en Guatemala por la exportación de xate fueron de 6,2 millones de dólares estadounidenses. La extracción de xate representa una fuente de ingresos en efectivo especialmente importante para los pobres y los pueblos indígenas (Wilsey y Endress, 2007:2), y proporciona empleo potencial todo el año para un máximo de 4000 cosechadores y, si se incluye el procesamiento, para una cantidad de 6000–10 000 personas (Bridgewater *et al.*, 2006: 267; FIPA/AID, 2002). Los xateros pueden ganar hasta 7,70 y 10,30 dólares al día (FIPA/AID, 2002: 7), más del doble del salario mínimo oficial de 5 dólares (Bridgewater *et al.*, 2006: 277).

La producción tradicional de xate en el Petén requiere relativamente poca inversión en equipos o en conocimientos. Los contratistas individuales obtienen los permisos oficiales para la cosecha, el transporte y los cosechadores, los cuales con frecuencia son residentes locales y migrantes con los que tienen largas relaciones de patrón-cliente. Los xateros reciben adelantos en efectivo y son transportados a campamentos remotos en el bosque. A los xateros se les paga por la cantidad de hojas de palma que entregan a los contratistas sin considerar la calidad de la hoja. Los contratistas luego transportan las hojas a centros de acopio en la ciudad central de Santa Elena, donde son seleccionadas y empaquetadas para su envío por firmas exportadoras a compradores extranjeros (FIPA/AID, 2002; Roldas, 2007; Wilshusen, 2006).

Históricamente, la recolección de xate en el Petén ha sido, en gran medida, sostenible. Las hojas de xate se pueden cosechar cada 3 meses, si se saca un número limitado de hojas de cada planta (Nations, 1992: 210). Sin embargo, las poblaciones silvestres de xate en el Petén están en declive como resultado de la sobreexplotación (FIPA/AID, 2002; Wilshusen, 2006), impulsada en gran parte por la pobreza y los bajos precios (CCAD, 2004; Wilsey y Endress, 2007: 4). Wilsey y Endress señalan que la sobreexplotación y los precios bajos son también los subproductos del sistema tradicional contratista de la producción de xate (2007:10). En la práctica, hasta el 75% de las hojas de xate cosechadas son rechazadas por ser de calidad insuficiente para la exportación. Este sistema tradicional contratista ha llegado a ser ampliamente visto como insostenible e incluso como una “minería de xate” (Bridgewater *et al.*, 2006). “La combinación de la falta de incentivos para que los recolectores sean más selectivos en la recolección de las hojas y los bajos precios dan como resultado un sistema despilfarrador e ineficiente” (Wilsey y Endress, 2007: 4).

4.3.3. Organización tradicional de las actividades de chicle

Al igual que la cosecha de xate, la extracción de chicle (*Manilkara zapota*), utilizado en la fabricación de goma de mascar y algunos medicamentos, sostuvo a los primeros asentamientos modernos del Petén. La mayor concentración de chicle de alta calidad en el mundo se encuentra en la bioregión Maya (Reining y Heinzman, 1992). Muchas de las comunidades del Petén, como Carmelita y Uaxactún, se establecieron primero como campamentos para la extracción de chicle, lo cual contribuyó a los medios de vida de hasta

el 50% de los habitantes de la región. Según Schwartz, desde 1890 hasta principios de 1970 el chicle “dominó la economía política del Petén y la imaginación de los peteneros.... Lo que el caucho fue para la Amazonia, el chicle era para el Petén (1990: 137).”

La producción de chicle en Guatemala alcanzó su apogeo en la década de los cuarenta, precisamente cuando los materiales para la fabricación de goma de mascar pasaron a ser materiales sintéticos derivados del petróleo. Para los años ochenta la producción anual fluctuó entre 3000 y 7500 quintales (1 quintal = 46,01 kg). En los últimos años, los mercados de chicle han revivido un poco, pues ha surgido interés en las gomas naturales (Schwartz, 1990: 142–150) y en aquellas producidas de forma sostenible en los bosques tropicales, sobre todo en el mercado japonés (Reining y Heinzman, 1992:112). Dugelby informó en 1998 que la producción de chicle guatemalteco representó 1,4 millones de dólares estadounidenses y empleó a 2000 trabajadores estacionales. Más recientemente, Stoian y Rodas afirmaron que la producción de chicle varía entre 15 000 y 20 000 quintales, por debajo de la tasa de aceptación general de 35 000 quintales que podrían ser producidos sosteniblemente (2006: 7).

Al igual que el xate, la producción de chicle en el Petén opera bajo un estado superpuesto de acceso libre y de regímenes de propiedad común (Dugelby, 1998:163). A diferencia del xate, donde se adquiere el producto a los contratistas y se venden a compradores extranjeros, la comercialización del chicle guatemalteco es controlada directamente por las agencias gubernamentales y un número limitado de cooperativas chicleras oficiales. El gobierno nacional regula estrechamente las operaciones de chicle, emitiendo los permisos de extracción, recolectando las tasas e impuestos y distribuyendo los ingresos por concepto del chicle entre los municipios, departamentos y el Estado central (Schwartz, 1990:150). Desde la creación de la RBM, el CONAP administra la industria del chicle a través de sus oficinas centrales en la Ciudad de Guatemala (Dugelby, 1998: 163). Al igual que con el xate, la producción de chicle ha sido tradicionalmente organizada a través de contratistas y subcontratistas individuales, que otorgan créditos a los cosechadores que trabajan durante semanas y meses en los campamentos remotos. Aunque los contratistas de chicle no tienen garantías legales de acceso a los bosques de la RBM, ni a los derechos de cobro en el futuro, en la práctica el bosque se ha dividido de manera informal, donde los contratistas con mucho poder económico ejercen un control considerable sobre las zonas clave de cosecha. Dugleby informó en 1998 que la RBM tenía hasta 90 contratistas y subcontratistas de chicle y 1600–1900 recolectores de chicle, la mitad de los cuales eran migrantes estacionales del sur de Guatemala.

Al igual que en la industria del xate, ha surgido preocupación por la sostenibilidad de la producción de chicle. En entrevistas hechas entre 2005 y 2007, el personal de ACOFOP y líderes comunitarios de concesiones expresaron su preocupación que, debido al descenso de las lluvias recientes y la disminución de los inventarios de chicle, el recurso es cada vez más vulnerable a la sobreexplotación. La extracción de chicle requiere más habilidad que la recolección de xate, además de ser más peligrosa. Los chicleros experimentados hacen cortes en el árbol de chicozapote, teniendo cuidado de no cortar a través de la capa de cambium, y de recoger la resina en bolsas de tela. Si se implementa correctamente,

la recolección del chicle no daña al árbol, pero si se hace incorrectamente, o con mucha frecuencia, el corte puede matar al árbol. Dugelby observa que las amplias regulaciones gubernamentales sobre el chicle no fomentan una extracción ecológicamente sostenible. “En su mayor parte, el seguimiento y el control de la extracción de chicle se han dejado a los mismos recolectores y contratistas, sin proporcionarles grandes incentivos para el uso sostenible del recurso” (Dugelby, 1998: 164, 165).

4.3.4. Hacia actividades con los PFMN organizadas por la comunidad

Con el apoyo clave de instituciones externas, como la Rainforest Alliance, ACOFOP y varias de sus más fuertes concesiones asociadas, se han embarcado en actividades comunitarias de recolección y comercialización de xate. ACOFOP también ha ayudado a varias de las mismas concesiones y otros grupos para aprovechar la oportunidad de trabajar con chicle (véase Taylor, 2010 para una discusión más detallada de estas iniciativas).

En 2005, comenzó un programa patrocinado por el Rainforest Alliance con varias concesiones comunitarias y ACOFOP para promover una recolección de xate más sostenible. Los xateros en Carmelita y Uaxactún han sido entrenados para cortar solamente las hojas de calidad de mercado, y se pagan por la calidad comercial y no por peso, lo cual permite que se dejen más hojas en la planta. Las hojas de xate son seleccionadas mayormente por mujeres residentes, en centros de recolección en ambas comunidades, y son transportadas a una cámara frigorífica ubicada en las oficinas de ACOFOP en San Benito. Se ha establecido una relación de comercialización directa con una empresa floral con sede en Houston. A pesar de los problemas y contratiempos iniciales, la iniciativa comunitaria del xate incrementó su comercialización de 58 000 dólares americanos en el primer año a casi 210 000 a principios de 2007 (Manzanero, 2007; Taylor, 2010:179).

También en 2005, ACOFOP comenzó a coordinar directamente un experimento similar, en la cosecha comunitaria de chicle. Con el apoyo de CONAP, ACOFOP hizo arreglos para que varios de los miembros más fuertes de sus concesiones comunitarias asumieran la cuota de comercialización de una de las dos cooperativas chicleras licenciadas en la región, que había quebrado. Durante la temporada 2006–2007, cuatro grupos comunitarios de concesión y dos grupos sin concesión estaban proporcionando empleo a tiempo parcial para 100 personas y comercializaron 500 quintales de chicle, alrededor del 20% de la producción del Petén (Taylor, 2010: 179).

Además de ayudar a abordar las preocupaciones acerca de la sostenibilidad del manejo tradicional de los PFMN, ACOFOP y sus miembros tenían la esperanza de que los PFMN organizados por la comunidad pudieran ampliar la representatividad del sistema comunitario de concesiones. El xate y el chicle, organizados por la comunidad, podrían crear nuevos ingresos y oportunidades de empleo para los miembros residentes sin concesiones, sin confrontar directamente los intereses sobre la madera comercial de los concesionarios pioneros. Estas actividades forestales adicionales también estaban dirigidas a aumentar la legitimidad interna y externa de las concesiones (Taylor, 2010). Ellos esperaban que en la medida en que los no miembros encontraran nuevas formas

de participar en las concesiones, y los miembros existentes también encontrarán nuevos ingresos y fuentes de empleo, se incrementase la legitimidad interna. La legitimidad externa se vería reforzada entre las instituciones interesadas en el alivio de la pobreza y entre los conservacionistas que se oponen a la tala comercial en cualquier forma, pero que a menudo consideran las actividades con PFMN como una prueba de una administración de recursos sostenible.

5. La organización de múltiples actividades forestales en la ACOFOP y las concesiones

Hoy en día las organizaciones de concesiones comunitarias y ACOFOP enfrentan necesidades apremiantes para desarrollar estructuras organizativas más formales y sofisticadas, y procedimientos capaces de manejar las nuevas demandas administrativas de sus entornos cada vez más complejos. Las múltiples actividades forestales organizadas por la comunidad han traído consigo la necesidad de nuevas estructuras organizativas para fines múltiples en ACOFOP y en las concesiones participantes; un cambio que requiere el replanteamiento de la coordinación entre la comunidad y los niveles secundarios de asociación. El emprender múltiples actividades forestales implica no solo la introducción de nuevos tipos de producción, sino la incorporación de nuevos actores, y los intereses y puntos de vista sobre cuáles son los objetivos que sus organizaciones deben perseguir. Las interacciones inevitables creadas por esta nueva complejidad interna introducen significativas tensiones estructurales que pueden crear debilidad organizativa o, en su defecto, plantear a los participantes “elecciones estructurales” que conduzcan a innovaciones importantes. Hay dos tipos de interacciones entre múltiples actividades que han sido especialmente importantes en la promoción del cambio y la presentación de elecciones estructurales a ACOFOP y los grupos de xate y chicle: las que surgen de los intereses de los diversos actores individuales y aquellas que aparecen cuando los diferentes intereses de las organizaciones se desarrollan dentro del mismo marco organizativo (Taylor y Cheng, 2011).

5.1. Interacciones entre los intereses de los participantes individuales

Como una organización de movimiento social, ACOFOP ha tenido que permanecer atenta a una serie de intereses. Organizada inicialmente como un movimiento político, ACOFOP promovió con éxito el acceso legal de los miembros de la comunidad a los recursos forestales. Una vez que se obtuvieron las concesiones, los miembros de la comunidad recurrieron a ACOFOP para que los ayudara a desarrollar y consolidar sus actividades comerciales de madera. ACOFOP también tenía que atender a un contexto más amplio en el que los actores poderosos, como las agencias estatales y organizaciones medioambientales nacionales e internacionales buscaban a través de las concesiones comunitarias una manera de conseguir objetivos de conservación y medios de vida al mismo tiempo. Para adaptarse eficazmente a estos diversos intereses, ACOFOP con el tiempo ha asumido papeles adicionales, incluyendo la coordinación de la asistencia externa a las

comunidades forestales, la prestación de asistencia técnica a través de un pequeño equipo de extensionistas, ayudando a coordinar la producción y la comercialización forestal de sus miembros, y, más recientemente, promoviendo las actividades comunitarias de xate y chicle. El objetivo principal de ACOFOP a lo largo de este proceso ha sido apoyar las necesidades de coordinación y políticas del movimiento comunitario de concesión forestal en su conjunto.

Sin embargo, asumir múltiples actividades forestales, con una administración ineficaz, podría dividir a los participantes de las concesiones en grupos internos sectoriales, y posiblemente fragmentar el movimiento de concesiones en general. Como se verá más adelante, los intereses nuevos en conflicto, introducidos por las nuevas actividades relacionadas con los PFMN, son visibles en los retos de operar las actividades sectoriales en el marco más amplio de las organizaciones de concesión de usos múltiples, los desacuerdos sobre la manera de distribuir equitativamente los beneficios y costos de cada actividad, y las diferencias de perspectiva en la relación de estas actividades de PFMN con el sistema de concesión en su totalidad.

Por ejemplo, los entrevistados que participaron en la iniciativa comunitaria del xate hablaron de desacuerdos internos, sobre si la actividad se debía manejar por separado del patrocinio de las otras actividades de las organizaciones concesionarias, con diferentes cuentas financieras y estructura de manejo. Este problema se relacionó directamente con la forma en que los costos y beneficios se distribuyeron entre los participantes individuales. En Carmelita, los entrevistados debatieron si las ganancias y las pérdidas se debiesen acumular únicamente en los participantes en cada actividad de PFMN, o si hubiera que distribuir las ganancias entre todos los miembros de la concesión, como ha sido habitual con el comercio de la madera. Por otra parte, el manejo comunitario de xate y chicle creó tensiones significativas con muchos residentes no miembros y miembros concesionarios que, como contratistas individuales, tenían intereses creados en la organización tradicional de PFMN. Estos últimos, en algunos casos apoyaron la incorporación de las concesiones en el manejo de productos forestales no maderables a nivel comunitario, pero en otros casos, como en Uaxactún, desalentaron a su organización concesionaria a involucrarse en la nueva iniciativa de chicle (Taylor, 2010). A pesar de que Uaxactún participó en el proyecto comunitario de xate, Roldas informó que la falta de apoyo de muchos contratistas tradicionales de xate y las dudas de muchos xateros a lo largo de muchos años plantearon serios desafíos a la nueva iniciativa de xate (2007: 12–14).

5.2. Interacciones que surgen de la competencia de intereses organizativos

En las entrevistas, los participantes comunitarios de xate y chicle expresaron su preocupación por las tensiones emergentes entre los intereses de cada actividad de PFMN y los intereses de las organizaciones patrocinadoras de concesiones. Algunos pidieron la creación de distintos marcos organizativos comunitarios para el xate y el chicle, que incluyan la separación de la coordinación, el manejo financiero y de recursos humanos, y la representación. Como se menciona anteriormente en el contexto de la remuneración

de los participantes individuales, aquí el asunto de la separación se refiere al problema del manejo eficaz de la actividad. Los entrevistados con frecuencia comentaron sobre incompatibilidades entre los intereses comerciales de las actividades de xate, chicle o turismo. En algunos casos, las actividades compiten entre sí por los recursos; por ejemplo, existe competencia en Carmelita por la mano de obra estacional para las actividades colectivas de xate y turismo. También surgieron preguntas en las entrevistas con respecto a qué tan cerca debe ser la relación entre la estructura de manejo de los PFSNM y los dirigentes de las organizaciones patrocinadoras de la concesión. Los entrevistados expresaron su preocupación acerca de la posibilidad de que las organizaciones patrocinadoras de las concesiones se basen en las ganancias de los PFSNM para financiar otras actividades, lo que debilitaría las actividades de manejo de PFSNM. Los participantes en la actividad del xate, entrevistados en 2007, hablaron de sus planes para formar su propia empresa de xate, independiente de las organizaciones de concesiones comunitarias patrocinadoras (Taylor, 2010).

Por otra parte, otros entrevistados creen que los PFSNM organizados por la comunidad deben ser administrados en nombre de la organización de concesión comunitaria y, por extensión, del movimiento de concesión comunitaria en su conjunto. Estos entrevistados pidieron que la organización patrocinadora de la concesión asigne representantes que participen directamente en la actividad colectiva de los PFSNM. Los defensores de este enfoque en ACOFOP y las operaciones de concesiones patrocinadas de PFSNM expresaron su preocupación de que las nuevas actividades de PFSNM, si no se coordinan adecuadamente, podrían conducir a nuevas divisiones conflictivas dentro de las concesiones y de las comunidades que les dieron origen, y socavar la unidad política del sistema de concesiones.

La adición de nuevos productos forestales no maderables organizados colectivamente a las actividades de maderas comerciales requiere mayores niveles de coordinación y toma de decisiones al interior de las organizaciones comunitarias existentes, de las nuevas, o del nivel de organización secundaria. La tarea de desarrollar nuevos modelos de organización se complica por el hecho de que las concesiones forestales comunitarias asociadas a ACOFOP ya están organizadas en formas muy diversas, incluyendo las cooperativas, y las asociaciones sin fines de lucro y con fines de lucro. Algunas comunidades separan en forma clara las actividades de concesión del liderazgo político local, mientras que en otras esta separación entre la línea política y la de manejo de recursos referente a la toma de decisiones y a la rendición de cuentas es más difusa. Desde el inicio del sistema de concesiones, algunas organizaciones concesionarias han sufrido importantes deficiencias administrativas, exacerbadas por los niveles generalmente bajos de educación formal, la falta de experiencia administrativa y las frecuentes dificultades en la separación de las funciones administrativas y las funciones políticas en los líderes de la comunidad (Nittler y Tschinkel, 2005). El reto, para la ACOFOP y sus concesiones asociadas es desarrollar un modelo de organización que pueda coordinar eficazmente las actividades más diversas, manteniendo la unidad del movimiento de concesiones en su totalidad.

5.3. El momento de la elección estructural

Las interacciones entre las múltiples actividades de las concesiones comunitarias forestales han creado, sin duda, un momento de elección estructural para los participantes (Taylor y Cheng, 2011). La actividad comunitaria de extracción de xate y chicle ha llevado a un replanteamiento explícito de los acuerdos de gobernanza creados originalmente para la madera comercial de las organizaciones concesionarias participantes y de la misma ACOFOP. En 2008, ACOFOP y sus miembros estaban experimentando con tres alternativas de organización implicando, cada una, diferentes relaciones entre la actividad comunitaria de PFNM, la comunidad, el sistema de concesión, y su organización de nivel secundario, ACOFOP.

La primera alternativa propuso descentralizar cada actividad forestal por sector productivo. Los participantes comunitarios de xate, por ejemplo, habían formado un comité de xate separado, con representantes de las organizaciones de concesiones. Algunos abogaron por la creación legal de una empresa independiente. Este enfoque descentralizado puede ser más flexible, con una “relación de mercado a distancia” (Fitter y Kaplinsky, 2001: 14) que podría “racionalizar” cada actividad, simplificando el manejo y dejando en claro cuáles son las partes fuertes y las partes débiles de cada actividad. Esto podría abrir nuevas fuentes de recursos humanos y financieros si, por ejemplo, una firma independiente de xate lograra atraer socios e inversores de fuera de la comunidad. Por otra parte, la descentralización también podría promover la separación de la organización patrocinadora de la concesión y de la comunidad, y fragmentar internamente el sistema de concesiones, creando competencia por los limitados recursos económicos y sociales, tales como el liderazgo y el trabajo locales, o si el foco de la actividad se centra principalmente en los intereses institucionales de la empresa, en lugar de dar prioridad a los intereses generales de los medios de vida a nivel local. La descentralización también podría crear oportunidades para nuevos y potencialmente poderosos actores, para dar forma a las actividades de PFNM en formas que sean incompatibles con los intereses de la comunidad en la generación de ingresos y empleo locales. En 2008, ACOFOP y muchos líderes de concesiones se mostraron reticentes a escindir las actividades colectivas de los PFNM por temor a debilitar la cohesión del movimiento de concesiones en su conjunto.

Una segunda alternativa involucró a ACOFOP directamente, movilizándolo su experiencia y credibilidad para coordinar la producción de los PFNM, como lo hizo con la actividad comunitaria del chicle. Este enfoque permitiría a los participantes aprovechar el liderazgo de ACOFOP, la experiencia técnica y sus redes que, en el caso del chicle, originalmente habían hecho posible el ingreso de las concesiones comunitarias en el muy regulado mercado guatemalteco del chicle (Taylor, 2010). Dicha participación directa, sin embargo, amenazó con implicar demasiado a ACOFOP en la producción económica. Edelman (1998:78), Bebbington *et al.* (1993:183), Roper (2003:150) y otros han señalado las tensiones que las empresas lucrativas pueden introducir en los proyectos políticos, señalando los casos de las federaciones agrarias que se distanciaron de su base social cuando se hicieron cargo del manejo de fondos externos o se encontraron haciendo cumplir los acuerdos financieros entre sus miembros. Algunos de los entrevistados temían

que la capacidad de ACOFOP de inspirar el apoyo a través de amplios sectores dentro de las comunidades podría verse afectada si se percibía como un nuevo actor económico en la región.

Una tercera alternativa sugerida fue involucrar a la empresa de servicios forestales de propiedad de la comunidad, FORESCOM, en los productos forestales no maderables, con ACOFOP manteniendo un significativo apoyo técnico y responsabilidades de coordinación como miembro del consejo. Esto permitiría a ACOFOP equilibrar la coordinación económica y la asistencia con el apoyo político del sistema de concesiones en general. También aprovecharía las estructuras organizativas ya existentes. Sin embargo, esta tercera alternativa primero requeriría fortalecer significativamente a FORESCOM. En 2008, FORESCOM experimentó dificultades organizativas internas, incluyendo los desafíos de comenzar la operación de un nuevo aserradero. Aunque FORESCOM era propiedad de varias organizaciones comunitarias de concesiones forestales, también tuvo que luchar para convencer a otras organizaciones de la comunidad para fomentar sus servicios en lugar de aserrar su propia madera o utilizar otros servicios del sector privado. Los líderes de ACOFOP, sin embargo, señalaron que dado el alto costo de crear nuevas organizaciones, la opción de fortalecer FORESCOM para asumir responsabilidades de coordinación de los PFNM valía la pena considerarse seriamente.

Las nuevas interacciones y tensiones relacionadas con la introducción de los productos forestales no maderables organizados por la comunidad trajeron un momento de elección estructural a ACOFOP y sus miembros. Si bien estas tensiones claramente crearon ambigüedad e incertidumbre, también alentaron a los participantes a desarrollar respuestas innovadoras. Todavía no está claro cuál alternativa escogerán ACOFOP y sus miembros (Taylor, 2010). Sin embargo, la elección o elecciones que hagan darán forma a la trayectoria futura de las concesiones que participan en las actividades colectivas relacionadas con los PFNM y la misma ACOFOP. ¿En qué medida las iniciativas de PFNM sirven al propósito original de fortalecer la representatividad y legitimidad de las concesiones comunitarias y ACOFOP o, alternativamente, introducen nuevas fuentes de fragmentación y desunión que conducen a unas organizaciones más frágiles? Dado que múltiples actividades forestales conducen a la formación de organizaciones de objetivos múltiples, la manera en que se manejen las nuevas interacciones organizacionales y las tensiones formará el futuro del manejo sostenible de los recursos en las concesiones comunitarias del Petén.

6. Conclusiones

ACOFOP y sus miembros asociados de concesiones se han embarcado en actividades forestales no maderables comunitarias, tanto para responder a las preocupaciones del manejo sostenible de recursos, como para fortalecer la representatividad y la legitimidad de su movimiento a través de nuevos ingresos y oportunidades de empleo. A pesar de que las múltiples actividades traen nueva complejidad y el riesgo de debilitar este movimiento forestal social comunitario y sus organizaciones, también han dado lugar

a innovaciones organizativas. Al haberse vuelto más complejas, las organizaciones del movimiento forestal son llevadas por las interacciones y las tensiones entre las actividades, los participantes y los intereses relacionados, a un momento de elección estructural. Cualquiera que sea el resultado de esta elección, es claro que los participantes de este movimiento social comunitario están manejando su propio cambio organizativo. A pesar de sus dificultades, estas organizaciones comunitarias son dinámicas y es probable que sigan siendo pertinentes al manejo de los recursos en el Petén guatemalteco.

Las experiencias de ACOFOP y del movimiento comunitario forestal de Petén sugieren varias lecciones relacionadas a otros contextos en que los movimientos forestales y agrarios han asumido importantes responsabilidades de manejo de los recursos. En primer lugar, las organizaciones comunitarias pueden ser abordadas de manera conceptual y práctica en forma exitosa, como procesos de múltiples partes interesadas que cambian con el tiempo, en lugar de conjuntos estáticos de estructuras y procedimientos a lo sumo diseñados *a priori*. Segundo, el cambio en estas organizaciones de movimientos sociales estará a cargo de los propios participantes, idealmente con apoyo externo adecuado que fortalezca, en lugar de buscar sustituir, su papel en el manejo eficaz de ese cambio. En tercer lugar, como las organizaciones comunitarias bien establecidas emprenden nuevas actividades en apoyo de los intereses de sus miembros, es probable que surjan nuevas interacciones entre las actividades, los participantes, los intereses y los objetivos. Si bien estas interacciones pueden crear debilidades organizativas, también pueden ser el precio a pagar por el mantenimiento de las misiones más grandes de las organizaciones. Tratar de manejar, en lugar de eliminar, estas interacciones podría convertirlas en fuentes de innovación que lleven a decisiones estructurales necesarias para emprender nuevas etapas de desarrollo.

Por último, mientras las organizaciones comunitarias se desarrollan con el tiempo, para estimar el éxito o fracaso se necesitan tener en cuenta los cambios en la diversidad y la complejidad internas. El propósito de ACOFOP de promover los PFNM organizados colectivamente no solo fue para establecer operaciones colectivas competitivas y rentables de xate y chicle. Más bien, fue en gran medida para fortalecer la representatividad de las concesiones comunitarias e incrementar su legitimidad interna y externa como administradores forestales. En el contexto del Petén, las organizaciones de los movimientos sociales son partícipes clave en los esfuerzos para manejar los recursos de la región de manera sostenible. Cabe la posibilidad de que una actividad de producción pueda generar importantes beneficios económicos y, sin embargo, si en última instancia debilita, en lugar de fortalecer, la capacidad de las concesiones para promover la conservación y los medios de vida en sus comunidades, podría ser considerada menos que exitosa.

Se puede dirigir un apoyo externo adecuado hacia estas y otras organizaciones comunitarias, no solo ayudando a fortalecer sus diferentes actividades productivas, sino también reconociendo que el éxito de cualquier actividad debe ser visto en un contexto organizativo comunitario más grande. Los participantes en los movimientos forestales comunitarios necesitan apoyo en sus esfuerzos para seguir haciendo frente a los grandes problemas de conservación y de medios de vida de la comunidad que los crearon, si

quieren seguir siendo eficaces administradores de recursos. La experiencia del movimiento forestal de base del Petén sugiere que las comunidades locales pueden servir como una base de sustento de las innovaciones en el manejo de los recursos naturales.

Agradecimientos

Deseo expresar mi profundo agradecimiento al Centro para la Investigación Forestal Internacional y a la Asociación de Comunidades Forestales de Petén por el apoyo financiero y logístico del trabajo de campo de este estudio. También debo mucho a mis colegas en el Proyecto de Apoyo a los Movimientos de Base del CIFOR, y en especial a Rubén Pasos de ACICAFOC, Peter Cronkleton de CIFOR y Deborah Barry de la Fundación Ford. Sin embargo, fue el activo interés y apoyo de Marcedonio Cortave y los otros líderes y miembros de las concesiones comunitarias del Petén, lo que hizo posible esta investigación. Un agradecimiento especial a Isael Recinos por su experiencia en la comunidad y el interés en esta investigación. Soy responsable, por supuesto, por todos los errores de hecho o interpretación.

Referencias

- Andolina, R., 2003. The sovereign and its shadow: constituent assembly and indigenous movement in Ecuador. *J. Lat. Am. Stud.* 35, 721–775.
- Antinori, C., García-López, G.A., 2008. Cross-scale linkages in common-pool resource management: the evolution of forest associations in the Mexican forest commons. Preparado para la 12th IASC 2008 Biennial Conference, University of Gloucester, Cheltenham, Inglaterra, Reino Unido.
- Barrett, C.B., Brandon, K., Gibson, C., Gjertsen, H., 2001. Conserving tropical biodiversity amid weak institutions. *BioScience* 51, 497–502.
- Bebbington, A., 1993. Modernization from below: an alternative indigenous development? *Econ. Geogr.* 69, 274–292.
- Bebbington, A., 1996. Organizations and intensifications: campesino federations, rural livelihoods and agricultural technology in the Andes and Amazonia. *World Dev.* 24, 1161–1177.
- Bebbington, A., 2007. Minería, Movimientos Sociales y Respuestas Campesinas: Una Ecología Política de Transformaciones Territoriales. Instituto de Estudios Peruanos; Centro Peruano de Estudios Sociales, Lima, Perú.
- Bebbington, A.J., Carrasco, H., Peralbo, L., Ramón, G., Trujillo, J., Torres, V., 1993. Fragile lands, fragile organizations: Indian organization and the politics of sustainability in Ecuador. *Trans. Ins. Br. Geogr.* 18, 179–196.
- Borras, S.M., 2009. Agrarian change and peasant studies: changes, continuities and challenges—an introduction. *J. Peasant Stud.* 36, 5–31.
- Borras, S.M., 2010. The politics of transnational agrarian movements. *Dev. Change* 41, 771–803.

- Borras, S.M., Edelman, M., Kay, C., 2008. Transnational agrarian movements: origins and politics, campaigns and impact. *J. Agr. Change* 8, 169–204.
- Bray, D.B., Antinori, C., Torres-Rojo, J. M., 2006. The Mexican model of community forest management: the role of agrarian policy, forest policy and entrepreneurial organization. *For. Policy Econ.* 8, 470–484.
- Bray, D.B., Durán, E., Hugo Ramos, R.B., Velázquez, A., McNab, R.B., Barry, D., Radachowsky, J., 2008. Tropical deforestation, community forests, and protected areas in the Maya Forest. *Ecol. Soc.* 13 (2), 56.
- Bridgewater, S.G.M., Pickles, P., Garwood, N.C., Penn, M., Bateman, R.M., Morgan, H.P., Wicks, N., Bol, N., 2006. Chamaedorea (Xate) in the Greater Maya Mountains in the Chiquibul forest reserve, Belize: an economic assessment of a non-timber forest product. *Econ. Bot.* 60 (3), 265–283.
- CCAD, 2004. Guía práctica para la evaluación económica de prácticas productivas sostenibles. Proyecto establecimiento de un programa para la consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. < <http://www.ccad.ws> >. Consultado el 10 de marzo de 2011.
- Cronkleton, P., Taylor, P.L., en prensa. Forest based Social Movements in Latin America: Collective Action, Communal Rights and Defense of Forest Livelihoods. En: Sikor, T., Stahl, J. (Eds.), *Forests, People and Rights: The Rights Agenda in International Forestry*, Londres, Reino Unido: Resources for the Future Press/Earthscan.
- Cronkleton, P., Taylor, P.L. Barry, D., Stone-Jovicich, S., Schmink, M., 2008. Environmental Governance and the Emergence of Forest-Based Social Movements, Bogor, Indonesia: Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR).
- Doornbos, M., Saith, A., White, B., 2000. Forest lives and struggles: an introduction. *Dev. Change* 31, 1–10.
- Dugelby, B.L., 1998. Governmental and customary arrangements guiding chicle latex extraction in Petén, Guatemala. En: Primack, R.B., Bray, D., Galletti, H.A., Ponciano, I. (Eds.), *Timber, Tourists, and Temples: Conservation and Development in the Maya Forest of Belize, Guatemala, and Mexico*. Island Press, Covelo, CA, pp. 155–178.
- Edelman, M., 1998. Transnational peasant politics in Central America. *Lat. Am. Res. Rev.* 33, 49–86.
- Edelman, M., 2008. Transnational organizing in agrarian Central America: histories, challenges, prospects. *J. Agr. Change* 8, 229–257.
- Escobar, A., Alvarez, S.E. (Eds.), 1992. *The Making of Social Movements in Latin America*. Westview, Boulder.
- FIPA/AID, 2002. Xate (*Chamaedora* spp): Situación del Sistema de Recolección y Exportación y Recomendaciones para un Plan de Trabajo. Insumo para una política de Recursos forestales no maderables en Areas Protegidas. FIPA/AID, Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- Fitter, R., Kaplinsky, R., 2001. Who Gains from Product Rents as the Coffee Market Becomes More Differentiated? A Value Chain Analysis. IDS Bulletin Paper.

- Gautam, A.P., Shivakoti, G.P., 2005. Conditions for successful local collective action in forestry: some evidence from the hills of Nepal. *Soc. Nat. Res.* 18.
- Gómez, I., Méndez, V.E., 2005. Análisis de Contexto: el Caso de la Asociación de Comunidades Forestales de Petén (ACOFOP). PRISMA, San Salvador, El Salvador.
- Guariguata, M.R., Cronkleton, P., Shanley, P., Taylor, P.L., 2008. The compatibility of timber and non-timber forest product extraction and management. *For. Ecol. Manag.* 256, 1477–1481.
- Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons, *Science* 162.
- Kuecker, G.D., 2007. Fighting for the forests: grassroots resistance to mining in Northern Ecuador. *Lat. Am. Persp.* 34, 94–107.
- Larson, A.M., Barry, D., Ram Dahal, G., Pierce Colfer, C.J. (Eds.), 2010. *Forests for People: Community Rights and Forest Tenure Reform*. Earthscan, Londres.
- Manzanero, M., 2007. El Proyecto de Xate Sostenible de Rainforest Alliance. Presentación al Consejo Administrativo de Cruce a la Colorada, 10 de marzo de 2007.
- McDaniel, J.M., 2002. Confronting the structure of international development: political agency and the Chiquitanos of Bolivia. *Hum. Ecol.* 30, 369–396.
- McMichael, P., 2006. Reframing development: global peasant movements and the new agrarian question. *Can. J. Dev. Stud.* 12, 471–483.
- Monterroso, I., 2007. Nuevas Tendencias y Procesos que Influyen en el Manejo Comunitario Forestal en la Zona de Usos Múltiples Reserva de Biósfera Maya en Petén, Guatemala. CIFOR/ACOFOP, Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- Monterroso, I., Barry, D., 2009. Tenencia de la Tierra, Bosques y Medios de Vida en la Reserva de la Biosfera Maya en Guatemala: Sistema de Concesiones Forestales. CIFOR, Rights and Resources, FLASCO, Guatemala.
- Nations, J.D., 1992. Xateros, chicleros, and pimenteros: harvesting renewable tropical forest resources in the Guatemalan Petén. En: Redford, K.H., Padoch, C. (Eds.), *Conservation of Neotropical Forests: Working from Traditional Resource Use*. Columbia University Press, Nueva York.
- Nittler, J., Tschinkel, H., 2005. Community forest management in the Maya Biosphere Reserve of Guatemala. Protection through profits, University of Georgia, Watkinsville.
- O'Brien, R.O., Goetz, A.M., Scholte, J.A., Williams, M., 2000. *Contesting Global Governance: Multilateral Economic Institutions and Global Social Movements*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ostrom, E., 1990. *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Paudel, N.S., Monterroso, I., Cronkleton, P., 2010. Community networks, collective action and forest management benefits. En: Larson, A.M., Barry, D., Dahal, G.R., Colfer, C.J.P. (Eds.), *Forests for people: Community rights and forest tenure reform*. Earthscan, Sterling, VA.

- Peluso, N.L., Afiff, S., Fauzi Rachman, N., 2008. Claiming the ground for reform: agrarian and environmental movements in Indonesia. *J. Agr. Change* 8, 377–407.
- Radachowsky, J. 2004. Effects of Certified Logging on Wildlife in Community and Industrial Forest Concessions of Northern Guatemala. Wildlife Conservation Society, CONAP, USAID, FIPA.
- Reining, C., Heinzman, R., 1992. Nontimber forest products in the Petén, Guatemala: why extractive reserves are critical for both conservation and development. En: Plotkin, M.J. Famolare, L.M. (Eds.), *Reserves Sustainable harvest and Marketing of Rain Forest Products*, Island Press.
- Roberts, K.M., 2008. The mobilization of opposition to economic liberalization. *Ann. Rev. Pol. Sci.* 11, 327–349. Roldas, A., 2007. Desarrollo de empresas forestales comunitarias de xate (*Chamaedorea* sp.) en Petén, Guatemala. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Roper, J.M., 2003. Bolivian legal reforms and local indigenous organizations: opportunities and obstacles in a lowland municipality. *Lat. Am. Persp.* 30, 139–161.
- Salafsky, N., Dugelby, B.L., Terborgh, J.W., 1993. Can extractive reserves save the rain forest? An ecological and socioeconomic comparison on nontimber forest product extraction systems in Petén, Guatemala and West Kalimantan, Indonesia. *Conserv. Biol.* 7 (1), 39–52.
- Schmidt, B., 2010. Ranchers and drug barons threaten rain forest. *The New York Times*. 17 de julio http://www.nytimes.com/2010/07/18/world/americas/18guatemala.html?_r=1&th&emc=th
- Schwartz, N.B., 1990. *Forest Society: A Social History of Petén, Guatemala*. University of Pennsylvania Press.
- Sekher, M., 2001. Organized participatory resource management: insights from community forestry practices in India. *For. Policy Econ.* 3, 137–154.
- Selfa, T., 2004. Mobilizing at the frontier: framing social justice claims in a natural resources management project in Rondonia, Brazil. *Soc. Nat. Res.* 17, 717–734.
- Stewart, J., 2006. When local troubles become transnational: the transformation of a Guatemalan indigenous rights movement. En: Johnston, H., Almeida, P. (Eds.), *Latin American Social Movements: Globalization, Democratization, and Transnational Networks*. Rowman and Littlefield Publishers, Lanham, p. 197–214.
- Stoian, D., Roldas, A., 2006. Sociedad Civil para el Desarrollo Arbol Verde. Estudio de caso del Petén, Guatemala. *Empresas Forestales Comunitarias en Países Tropicales: Estado y Potencial*. Estudio Comparativo ITTO-Forest Trends.
- Sunderlin, W.D., Hatcher, J., Liddle, M., 2008. From exclusion to ownership? Challenges and opportunities in advancing forest tenure reform. *The Rights and Resources Institute*, Washington, DC.
- Taylor, P.L., 2000. Producing more with less? Community forestry in Durango, Mexico in an era of trade liberalization. *Rural Soc.* 65, 253–274.

- Taylor, P.L., 2010. Conservation, community, and culture? New organizational challenges of community forest concessions in the Maya Biosphere Reserve of Guatemala. *J. Rural Stud.* 26, 173–184.
- Taylor, P.L., Cheng, A.S., 2011. Environmental Governance as Embedded Process: Managing Change in Two North American and Central American Community-Based Forestry Organizations, en revisión.
- Taylor, P.L., Cronkleton, P, Barry, D., 2010. Learning in the field: using community self studies to strengthen forest based social movements. *Sus. Dev.* doi:10.1002/sd.498.
- Verde, 2005. El proyecto turístico Cuenca del Mirador y las concesiones forestales en la zona de uso múltiple de la Reserva de la Biosfera Maya. Trópico Verde, Ciudad de Guatemala.
- Wildlife Conservation Society, 2004. Proyecto FIPA/Guatemala International Resources Group, Consejo Nacional de Areas Protegidas. Estimación de la deforestación en la Reserva de Biosfera Maya, período 2003–2004. Petén, Guatemala.
- Wilsey, D.S., Endress, B.A., 2007. Evaluating the role of certification in the sustainable harvest of *Chamaedorea* leaves. Sustainable Palm Initiative, Working Paper #1.
- Wilsey, D.S., Radachowsky, J., 2007, Keeping NTFPs in the forest: can certification provide an alternative to intensive cultivation? *Ethnobot. Res. Appl.* 5, i1547-3465-05-045.
- Wilshusen, P.R., Brechin, S.R., Fortwangler, C.L., West, P.C., 2002. Reinventing a square wheel: critique of a resurgent ‘protection paradigm’ in international biodiversity conservation. *Soc. Nat. Res.* 15, 17–40.
- Wilshusen, P., 2006. Frame: the role of natural products in rural development, in the Petén region of Guatemala. International Resources Group.
- Wolford, W., 2010. Participatory democracy by default: land reform, poverty alleviation, and governance: the case of Xate palm (*Chamaedorea spp.*) social movements and the state in Brazil. *J. Peasant Stud.* 37 (1), 91–109.



Evaluación de las oportunidades y limitaciones del uso múltiple de castaña y madera en la Amazonia occidental

Amy E. Duchelle¹, Manuel R. Guariguata², Giuliano Less³,
Marco Antonio Albornoz², Andrea Chavez^{4,5}, Tadeu Melo⁶

Resumen

El manejo forestal de uso múltiple, que abarca la madera, los productos forestales no maderables y los servicios ambientales, se considera como una estrategia prometedora de conservación y desarrollo tropical. En la región trinacional de Madre de Dios (Perú), Acre (Brasil) y Pando (Bolivia) en la Amazonia occidental, evaluamos las percepciones de representantes de cuatro grupos de actores —comunidades, empresas (castaña y madera), organizaciones no gubernamentales (ONG) y agencias del Gobierno— acerca del manejo integrado de madera y castaña (de la especie *Bertholletia excelsa*) en múltiples escalas. Para ello utilizamos el análisis de fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas (FODA) con un proceso analítico jerárquico (PAJ). En términos generales, los resultados revelaron grandes diferencias de percepción entre los grupos de actores, tanto dentro de los países como entre ellos, en torno a la aplicación de estrategias forestales de uso múltiple. Aunque varios grupos de actores tenían percepciones positivas del uso múltiple de castaña y

1 Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), Río de Janeiro, Brasil – a.duchelle@cgiar.org.

2 Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), Bogor, Indonesia.

3 Centro de Estudios de Cultura y Medio Ambiente de la Amazonia – Rioterapia, Rondônia, Brasil.

4 Universidad de Florida, Gainesville, EEUU.

5 Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Perú.

6 Universidad Federal de Acre, Brasil.

madera, la implementación de este modelo tiene varias limitaciones. Por ejemplo, entre las principales debilidades en la región se identificaron barreras políticas y altos costos de manejo. En Madre de Dios y Pando, la principal amenaza estuvo relacionada con el daño ocasionado a los árboles de castaña por la extracción de madera, mientras que en el estado de Acre, la mayor amenaza fue la reinversión de los ingresos derivados del bosque en actividades ganaderas. Nuestro trabajo muestra que a pesar del alto potencial del manejo integrado de castaña y madera, y de las opiniones favorables de varios actores en relación con este modelo, es necesario abordar primero una serie de barreras políticas, económicas y técnicas específicas. Para ello, ofrecemos algunas recomendaciones que permitan promover este modelo de uso múltiple del bosque en el futuro.

1. Introducción

Durante siglos, los bosques tropicales han sido una fuente de diversos productos; sin embargo, el concepto del manejo de uso múltiple del bosque, que abarca la madera, los productos forestales no maderables (PFNM) y los servicios ambientales, recién hizo su aparición en la agenda de la forestería internacional en la década de los noventa como parte del paradigma del manejo forestal sostenible (Panayotou y Ashton, 1992; Poore, 2003). Ir más allá de los enfoques orientados a la madera y manejar varios bienes y servicios tiene el potencial de incluir a diferentes actores como beneficiarios presentes y futuros (Kant, 2004) y, al mismo tiempo, promover una conservación eficiente y equitativa. Por ejemplo, hay evidencia de que los sistemas forestales de uso múltiple manejados a nivel local mantienen la cobertura boscosa en el largo plazo en comparación con las áreas protegidas cercanas (Ellis y Porter-Bolland, 2008).

Sin embargo, una serie de factores influye tanto en la implementación como en los resultados de la forestería de uso múltiple en el trópico (García-Fernández *et al.*, 2008). En relación con el manejo integrado de PFNM y madera, factores ecológicos como la estacionalidad de la producción, el tipo de hábitat y las prácticas de manejo pueden afectar dicha compatibilidad (Salick *et al.*, 1995; Romero, 1999; Guariguata *et al.*, 2009). Los factores económicos también determinan la importancia que se le otorga al manejo integrado a nivel nacional y local, incluyendo el retorno financiero de la producción de maderables y no maderables en relación con los usos no forestales (Menton *et al.*, 2009), las oportunidades para la certificación del producto (Shanley *et al.*, 2008) y las fluctuaciones en el precio de los PFNM comercializados a nivel internacional (Pacheco *et al.*, 2009). El éxito de la forestería de uso múltiple en conjunto también depende de factores institucionales, como las políticas forestales nacionales y locales que permiten el manejo simultáneo de múltiples productos, los derechos de tenencia y acceso a la madera y/o los PFNM, así como una capacitación para técnicos forestales que vaya más allá del énfasis maderero (Guariguata *et al.*, 2010).

La interacción de estos factores determina las condiciones óptimas en las que los responsables de políticas y administradores de los bosques pueden implementar sistemas forestales de uso múltiple. Dicho esto, existen algunos estudios empíricos que disciernen

qué factores intervienen más o menos favorablemente en la viabilidad de la forestería de uso múltiple en el trópico. Tales estudios pueden ser útiles en la formulación de políticas forestales a nivel nacional y, al mismo tiempo, posibilitar el aprendizaje social y la planificación estratégica para el manejo de uso múltiple del bosque. En este contexto, se considera fundamental evaluar las percepciones, intereses y valores de diferentes actores a fin de que la forestería de uso múltiple se convierta en una estrategia viable de uso de la tierra (Purnomo *et al.*, 2005; Lawrence, 2007; Ros-Tonen *et al.*, 2008).

Una técnica útil para evaluar las percepciones de los actores en el manejo de los recursos naturales es el análisis de fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas (FODA) combinado con un proceso analítico jerárquico (PAJ) (Ananda y Herath, 2003; Masozera *et al.*, 2006; Dwivedi y Alavalapati, 2009). El método FODA, ampliamente utilizado, permite que los actores identifiquen los factores positivos y negativos relacionados con un plan o estrategia propuestos (Wehrich, 1982; Mollenhorst y de Boer, 2004). Su principal limitante es que no es posible medir los factores cuantitativamente, lo que dificulta evaluar su importancia relativa en términos de la toma de decisiones (Dwivedi y Alavalapati, 2009). En cambio, la combinación del análisis FODA y del PAJ, permite que los actores determinen la importancia relativa de los factores mediante la comparación por pares (Kurttila *et al.*, 2000; Saaty y Vargas, 2001). La aplicación de estos dos métodos permite la participación de los encuestados y puede realizarse incluso con un número reducido de personas que tienen conocimiento acerca del tema en cuestión (véase Kurttila *et al.*, 2000). Esta metodología ha sido utilizada en diferentes estudios relativos a los recursos naturales, incluyendo la planificación del manejo forestal (Kurttila *et al.*, 2000; Ananda y Herath, 2003), la evaluación de áreas protegidas (Masozera *et al.*, 2006) y el uso de biomasa forestal para la producción de energía (Dwivedi y Alavalapati, 2009).

El objetivo del presente documento es aplicar la metodología FODA-PAJ para comparar las percepciones de los representantes de cuatro grupos de actores en relación con el manejo integrado de castaña (*Bertholletia excelsa*) y madera en la región trinacional de Madre de Dios (Perú), Acre (Brasil) y Pando (Bolivia) en la Amazonia occidental.

2. La castaña y madera en la Amazonia occidental

Los aproximadamente 300 000 km² de la región trinacional de Perú, Brasil y Bolivia ofrecen una oportunidad única para llevar a cabo investigación comparativa sobre las percepciones existentes acerca del uso múltiple de castaña y madera. En estos tres países se explota la madera a escala industrial y comunitaria, y la castaña es el PFNM más importante de la región. El árbol de castaña generalmente sobrepasa el dosel, llegando a medir 50 m de altura y 3 m de diámetro. Sus grandes frutos caen al suelo durante la época de lluvias, donde son quebrados por recolectores o por roedores (*Dasyprocta spp.*) para llegar a las castañas (Ortiz, 2002). Debido a la combinación de sus características ecológicas y económicas, este PFNM es fundamental para promover la conservación de los bosques a nivel regional y forma la base de los medios de vida de la población rural (Duchelle *et al.*, 2011).

El presente estudio se centra en la castaña y la madera debido a su alto potencial para el manejo integrado de estos dos productos en la región trinacional. Específicamente, (1) los árboles de castaña y una variedad de especies de madera coexisten en una parte importante de la región (Myers *et al.*, 2000; Rockwell *et al.*, 2007a; Guariguata *et al.*, 2009); (2) la castaña y la madera son los productos forestales comerciales más importantes de la región en términos de su valor económico (Stoian, 2000; Pacheco *et al.*, 2009; Cossío-Solano, 2009; ZEE, 2006; Duchelle *et al.*, 2011); (3) las poblaciones de castaña a nivel regional parecen ser viables a mediano plazo bajo diversas intensidades de aprovechamiento (Zuidema y Boot, 2002; Wadt *et al.*, 2008), lo cual contrasta con los resultados obtenidos por Peres *et al.* (2003), que revelan que el aprovechamiento comercial de largo plazo de la castaña podría dejar un reclutamiento insuficiente de juveniles; (4) existe una separación temporal de la mano de obra ya que el aprovechamiento de madera ocurre en la estación seca, mientras que la zafra tiene lugar durante la época de lluvias; (5) por ley, los árboles de castaña están protegidos de la tala en los tres países, (6) la tala de impacto reducido, que tienen como objetivo minimizar el impacto ambiental de la extracción de madera (Putz *et al.*, 2008), pueden aplicarse a los árboles de castaña (Guariguata *et al.*, 2009).

A pesar de contar con ecosistemas forestales similares en toda la región, diferentes políticas y factores propios del mercado en los tres países han producido contextos de manejo forestal diferentes, lo que afecta el grado en que se pueden aplicar los enfoques integrados para estos dos importantes productos forestales. Las siguientes subsecciones presentan en detalle las principales diferencias entre estos tres países.

2.1. Madre de Dios, Perú

El departamento de Madre de Dios ocupa el tercer lugar en extensión del Perú con una superficie de 85 300 km², la mayor parte de la cual está compuesta de vegetación forestal tropical húmeda (INEI, 2007). La Ley Forestal y de Fauna Silvestre (Ley N° 27308), implementada en 2002, estableció concesiones de largo plazo de hasta 40 años para el aprovechamiento de madera (unidades de manejo de 5000-40 000 ha), castaña (unidades de 500-1 000 ha), así como áreas de reforestación/forestación, las que exigen la elaboración de planes de manejo forestal (SPDA-INRENA, 2003). Para el 2009, las concesiones de castaña abarcaban el 10,7% del departamento de Madre de Dios (INRENA, 2005), mientras que las de madera ocupaban el 14,9% del área departamental (Cossío-Solano, 2009; Figura 1). Generalmente, las concesiones castañeras son manejadas por los miembros de las comunidades locales, mientras que las concesiones de madera, por empresas privadas.

Si bien las concesiones tienen sus usos primarios, los concesionarios pueden presentar planes complementarios para otros usos del bosque. Por ejemplo, un decreto aprobado el año 2004 permitió el aprovechamiento de hasta 5 m³ de madera por hectárea dentro de las concesiones castañeras. Sin embargo, en 2007, se derogó esta norma con el argumento de que no existían indicadores científicos confiables y exactos que permitieran determinar el impacto de la extracción de madera sobre la zafra de castaña (Peña, 2010). Sin embargo, el aprovechamiento de madera todavía tiene lugar en las concesiones castañeras, y en

2009 y 2010, el volumen de madera extraído de estas áreas fue mayor que el extraído en las concesiones madereras vecinas (Cossío-Solano *et al.*, 2011). En vista de que son las empresas madereras las que generalmente tienen acceso a las concesiones de castaña mediante negociaciones con los recolectores de castaña (L. M. Velarde, com. per.), hay una preocupación social, además de técnica, en cuanto al aprovechamiento de madera en las concesiones castañeras en Madre de Dios.

2.2. Acre, Brasil

Acre es el mayor de los tres estados en la región trinacional con un área aproximada de 164 000 km². Aunque solo representa el 4% de la Amazonia brasileña y la distribución de los árboles de castaña ocupa tan solo el 50% del área del estado, Acre produce más castaña que cualquier otro estado en Brasil (ZEE, 2006). Las castañas son recolectadas por comunidades en unidades de conservación, como las reservas extractivas, los proyectos agroextractivos de asentamiento y los bosques federales y estatales (Figura 1). No es necesaria la elaboración de un plan de manejo para la recolección de castaña (o cualquier otro PFM), aunque la entidad estatal responsable del medio ambiente está revisando las normas técnicas de los PFM que regularán la recolección de estos productos.

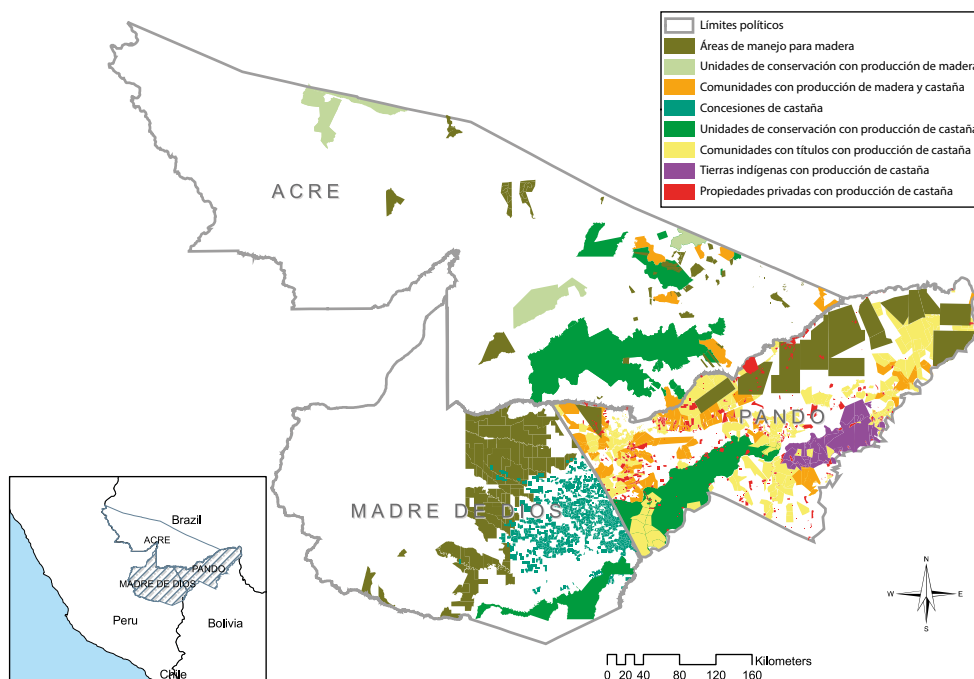


Figura 1. Mapa de las tierras forestales manejadas para madera y castaña en Madre de Dios (Perú), Acre (Brasil) y Pando (Bolivia) en 2009

Fuentes: INRENA, ACCA (Madre de Dios), IMAC (Acre) y ABT (Pando)
Crédito: Andrea Chávez

La ley forestal de Brasil de 2006 (Ley 11.284/06) asignó nuevas tierras para el manejo de madera, tanto a empresas como a comunidades (Figura 1). La mayor parte del aprovechamiento de madera en Acre se da a escala industrial, y las empresas con planes de manejo de madera operan en unidades de conservación (bosques estaduais y estatales) y en tierras privadas. Aunque recientes, hay ejemplos de comunidades en Acre donde se ha logrado integrar el aprovechamiento sostenible de madera en los medios de vida locales (Rockwell *et al.*, 2007a,b), y varias de ellas han sido reconocidas como las primeras comunidades de la Amazonia brasileña en haber obtenido la certificación del Consejo de Administración Forestal (FSC por sus siglas en inglés) (Humphries y Kainer, 2006). Estas actividades fueron parte de una plataforma del gobierno forestal de Acre que apoyaba el manejo comunitario de los bosques (Kainer *et al.*, 2003), que incluye la promoción de la forestería de uso múltiple. En 2009, había 15 planes de manejo de madera aprobados en Acre, aunque no todas las comunidades aprovechaban madera debido a las regulaciones del Estado (SEF, 2009, M. Brito, com. pers.). Además, ha habido dificultades vinculadas al acceso de las comunidades a los mercados, y algunos productores abandonaron sus operaciones de aprovechamiento de madera debido a los bajos precios de la misma.

Hay todo un debate en la actualidad respecto a si se debe permitir o no el aprovechamiento de madera en las reservas extractivas protegidas a nivel federal porque estas áreas se crearon para otorgarle derechos de usufructo a las personas que tienen medios de vida tradicionales, los que se basan mayormente en la recolección de PFNM (Allegretti, 1990; Ehringhaus, 2006). Aunque los técnicos forestales de la Secretaría Forestal de Acre ayudaron a dos comunidades de la Reserva Extractiva Chico Mendes a terminar sus inventarios de madera correspondientes al año 2009 y obtener autorización para el desarrollo de un plan de manejo en 2010, el aprovechamiento de madera aún no ha empezado. Todavía hay dudas acerca de la compatibilidad del manejo conjunto de madera y PFNM en la reserva, en especial entre las familias que allí residen (Fantini y Crisóstomo, 2009).

2.3. Pando, Bolivia

Pando es el estado de menor extensión de la región trinacional, con un área de 63 827 km², lo que representa el 5,8% del territorio de Bolivia. A pesar de ello, es el epicentro de la producción regional de castaña en la región. En Pando, las castañas son recolectadas por los residentes de comunidades agroextractivas e indígenas y por trabajadores eventuales de la región contratados para trabajar en tierras privadas. Para el 2009, el Instituto nacional de Reforma Agraria (INRA) había entregado títulos a 159 comunidades y dos territorios indígenas (J. Urapotina, com. pers.), así como a 1175 propiedades privadas donde se lleva a cabo la recolección de castaña (Figura 1). Aunque es necesario elaborar planes de manejo para el aprovechamiento de castaña, como lo estipulan las normas técnicas del manejo de castaña (Ministerio de Desarrollo Sostenible, 2005), para el 2010, solo había ocho planes funcionando en Pando, de los cuales cuatro estaban siendo revisados (todos en comunidades). Dentro de las normas técnicas para el manejo de castaña existe una disposición bastante controvertida que establece cuadrantes de seguridad de hasta el 6% del total del área destinada para aprovechamiento durante un período de 5 años, que no refleja la ecología de *B. excelsa* y, en términos generales, no es aplicable a la realidad de

aprovechamiento y manejo de Pando, donde se lleva a cabo la extracción (Guariguata *et al.*, 2008). Debido a que las comunidades locales tienen poco conocimiento de estas normas y prácticamente no hay esfuerzos documentados de fiscalización, dicha legislación ha tenido poco impacto sobre las prácticas de aprovechamiento de castaña en Pando (Cronkleton *et al.*, 2012).

El aprovechamiento oficial de madera en Pando empezó en 1995 cuando el Gobierno nacional de Bolivia otorgó contratos de tierra a empresas madereras, que luego se convirtieron en concesiones forestales bajo la Ley Forestal de 1996 (Cronkleton *et al.*, 2009; Figura 1). Si bien la mayor parte del aprovechamiento de madera ocurre a escala industrial, en los últimos años, el manejo comunitario de madera ha sido promovido a través de la creación de organizaciones forestales comunitarias y de financiamiento y capacitación de ONG y la beneficiadora de castaña más importante de Pando. El plan de la empresa es involucrar a 15-20 comunidades productoras de castaña en el manejo de madera (con la posibilidad de obtener certificación del FSC) a través de una red de empresas madereras y vendedores de Bolivia y los Estados Unidos. La empresa ha apoyado a estas comunidades a establecerse como organizaciones forestales comunitarias y a desarrollar planes de manejo de madera (R. Álvarez, com. per.; Figura 1).

Si bien hay superposición en áreas oficialmente designadas para la madera y la castaña en Pando, varios factores limitan el manejo integrado. En primer lugar, el aprovechamiento de madera está prohibido en la Reserva Nacional de Vida Silvestre Manuripi (1,8 millones ha), una unidad extensa de conservación compuesta por propiedades privadas y comunidades (Künhe, 2004; Figura 1). En segundo lugar, se han creado aproximadamente 150 grandes concesionarias de PFM (dedicadas principalmente al aprovechamiento de castaña) de lo que eran antes las “barracas”, y donde el aprovechamiento de madera estaría prohibido. Finalmente, la principal cooperativa productora de castaña en Pando tiene una norma interna que prohíbe que sus miembros participen en la producción de madera en castañales que han obtenido la certificación orgánica y de comercio justo, principalmente debido a la presión internacional que sienten de los organismos certificadores nacionales e internacionales respecto de mantener la confianza del consumidor y evitar daños al ambiente.

3. Métodos: Implementación regional de la metodología FODA-PAJ

En vista de las diferencias existentes entre los tres países, utilizamos la metodología FODA-PAJ a nivel regional para identificar los principales factores que favorecen o impiden la aplicación del manejo integrado de castaña y madera. Realizamos el análisis entre agosto de 2009 y mayo de 2010, centrándonos en cuatro grupos de actores: (1) comunidades; (2) empresas (castaña y/o madera); (3) organizaciones no gubernamentales (ONG); y (4) agencias gubernamentales.

A partir de los métodos descritos en análisis FODA-PAJ realizados en el pasado (Kurttila *et al.*, 2000; Masozera *et al.*, 2006), seguimos tres pasos principales. Primero, identificamos los factores del FODA relacionados con el manejo integrado de castaña y madera mediante la realización de consultas con expertos (Cuadro 1). Los factores se

Cuadro 1. Factores FODA relacionados con el manejo integrado de castaña y madera en la Amazonia occidental

Fortalezas

F1: Ingresos adicionales

- mayores ingresos forestales; diversificación de ingresos
- mayor empleo
- acceso a préstamos o créditos

F2: Beneficios del manejo

- inventarios armonizados
- mejores prácticas silviculturales para madera y castaña
- mayor deseo de adoptar prácticas de impacto reducido para proteger diferentes servicios

F3: Acceso a infraestructura y servicios públicos

- caminos (primarios y secundarios)
- infraestructura comunitaria (e.g. pozos, paraderos de autobús, electricidad)
- salud, educación, otros servicios sociales

F4: Desarrollo de capacidades (comunidades, empresas, personal forestal)

- mejores habilidades de manejo; perfeccionamiento técnico
 - oportunidades de cultivar liderazgo en las comunidades
-

Debilidades

D1: Barreras políticas y falta de aplicación de la ley

- normas y leyes forestales incompatibles
- falta de control de las operaciones madereras
- comunidades con derechos de propiedad inseguros

D2: Reglas de certificación (o interpretación de las reglas) incompatibles

- FSC para madera; orgánico/comercio justo/FSC para castaña

D3: Falta de personal forestal capacitado en la forestería de uso múltiple

- profesionales forestales sin interés o capacidad para la forestería de uso múltiple

D4: Altos costos de administración y mínimos beneficios financieros

- muy costoso de implementar
 - se necesita más tiempo
 - bajo precio de la madera (el ingreso no va necesariamente al propietario de la tierra); bajo precio de la castaña
-

Oportunidades

O1: Inclusión de valores y actores diferentes

O2: Conservación del bosque

- mayor valor del bosque en pie

O3: Reducción de la pobreza

- mayores beneficios de medios de vida para las comunidades rurales

O4: Disminución de actividades ilegales (e.g. tala)

Cuadro 1. Continuo

Amenazas
A1: Daño a los castañales ocasionado por la extracción de madera <ul style="list-style-type: none"> • crecimiento del sotobosque después de la tala, que impide la recolección de castaña • tala ilegal de árboles de castaña • menor producción de frutos
A2: Mayores riesgos de incendios <ul style="list-style-type: none"> • la tala deja restos que se vuelven inflamables
A3: Mayores conflictos en torno a los recursos <ul style="list-style-type: none"> • robo de castañas o madera
A4: Disminución de la flora y fauna silvestres <ul style="list-style-type: none"> • pérdida de la flora y fauna silvestres por la explotación de madera (+ cacería)
A5: Reinversión de los ingresos forestales en ganadería (solo en el caso de Brasil) <ul style="list-style-type: none"> • conversión de bosques a pastizales

definieron teniendo en cuenta su aplicabilidad para efectuar comparaciones entre grupos de actores y países. Solo un factor de amenaza adicional —la reinversión de los ingresos forestales en ganadería (A5)— se aplicó en Brasil y no en los otros países debido a la importancia percibida de este factor en Acre solamente.

En segundo lugar, desarrollamos un cuestionario en base a estos factores y mantuvimos reuniones con diferentes organizaciones que representaban a los cuatro grupos de actores en cada uno de los países a fin de poder llevar a cabo comparaciones por pares. En Madre de Dios se realizaron reuniones con cuatro organizaciones comunitarias, tres empresas, tres ONG y tres entidades gubernamentales; en Acre, con seis organizaciones comunitarias, tres ONG, cuatro entidades del Gobierno, y dos empresas; y en Pando, con cinco organizaciones comunitarias, cuatro ONG, tres entidades gubernamentales y dos empresas. En cada reunión primero se explicaron los factores a la organización y se les pidió a los participantes llegar a un consenso y asignar un peso relativo a los factores de cada comparación por pares dentro de una categoría FODA específica. En cada comparación por pares, se le asignó al factor más importante un peso entre 2 y 9 con base en su importancia relativa. Un puntaje equivalente a uno indicaba que los dos factores tenían el mismo peso. El valor de prioridad se determinó para cada factor a través del valor propio (*eigenvalue*) y se calcularon promedios para cada grupo de actores en cada país (véase Masozera *et al.*, 2006 para obtener más detalles). Se identificó el factor con el puntaje de prioridad más alto en cada categoría FODA para cada grupo de actores en cada país.

Finalmente, llevamos a cabo reuniones de seguimiento con cada organización y una segunda ronda de comparaciones por pares utilizando solamente los cuatro factores FODA más importantes que se habían identificado en el paso anterior. Esta segunda comparación nos permitió calcular un factor de escalamiento para cada categoría FODA, que se utilizó junto con los puntajes de prioridad de factor iniciales para calcular el puntaje

general de prioridad para cada factor por cada grupo de actores en cada país. La razón de consistencia, una medida del error en la frecuencia de las respuestas, estuvo siempre por debajo de 0,1 en todas las comparaciones, lo que se considera el nivel máximo aceptado de error en este tipo de análisis (Kurttila *et al.*, 2000).

4. Resultados

La importancia relativa de cada factor dentro de las categorías FODA nos permitió obtener información importante acerca de las percepciones de los actores en relación con el manejo integrado de castaña y madera en la región. El Cuadro 2 presenta un resumen de los puntajes de los factores de prioridad de la primera ronda de comparaciones por pares. Los mapas de percepción de los diferentes grupos de actores ofrecen una representación visual de los puntajes generales de prioridad, calculados en el último paso del análisis.

4.1. Percepciones de los actores en Madre de Dios, Perú

En Madre de Dios, aunque las percepciones de todos los grupos de actores se caracterizaron por factores positivos y negativos, fue posible identificar ciertas similitudes y diferencias interesantes entre los grupos (Cuadro 2, Figura 2). La percepción general de las comunidades y empresas en Madre de Dios estaba caracterizada por amenazas y oportunidades. Dentro de la categoría de las amenazas, tanto los representantes de las comunidades como de las empresas identificaron como principal amenaza el daño ocasionado a los castaños por la extracción de madera (comunidades 47%; empresas 33%). Las principales oportunidades identificadas por ambos grupos fueron la reducción de la pobreza (comunidades 42%, empresas 37%) y la conservación de los bosques (comunidades 36%, empresas 40%). En cambio, la percepción general de las ONG y las entidades del Gobierno se centró en las fortalezas del manejo integrado. Dentro de la categoría de fortalezas, ambos grupos priorizaron el desarrollo de capacidades (ONG 40%, Gobierno 44%). Mientras que las ONG también otorgaron prioridad a los ingresos adicionales (30%), las entidades del Gobierno priorizaron los beneficios del manejo (30%). Aunque las entidades gubernamentales expresaron, en general, una opinión positiva del manejo integrado de castaña y madera, su percepción también se caracterizó por debilidades, en particular las barreras políticas (56%).

4.2. Percepciones de los actores en Acre, Brasil

En Acre, los diferentes grupos de actores tuvieron una percepción más homogénea del manejo integrado de castaña y madera (Cuadro 2, Figura 3). Por ejemplo, la percepción general de las comunidades y las empresas fue altamente positiva mientras que la de las entidades del Gobierno fue extremadamente negativa. Solo la percepción general de las ONG estuvo caracterizada por factores tanto positivos como negativos. Para las comunidades, la visión positiva estuvo representada por fortalezas y oportunidades, concretamente el desarrollo de capacidades (40%) y la inclusión de diferentes valores y actores (37%). En el caso de las empresas, estuvo determinada por oportunidades, concretamente la reducción de la pobreza (38%) y la conservación de los bosques

Cuadro 2. Factores FODA y sus puntajes para los factores de prioridad de las comunidades (Com), organizaciones no gubernamentales (ONG), agencias del Gobierno (Gob) y empresas (Emp) en los tres países estudiados. Los números en negritas corresponden a las puntuaciones más altas en los factores de prioridad en cada una de las categorías FODA de la primera ronda de comparaciones por pares.

Categoría FODA	Madre de Dios, Perú			Acre, Brasil			Pando, Bolivia					
	Com	ONG	Gob	Emp	Com	ONG	Gob	Emp	Com	ONG	Gob	Emp
Fortalezas												
F1: Ingresos	0,393	0,304	0,16	0,106	0,125	0,099	0,112	0,347	0,287	0,171	0,214	0,139
F2: Manejo	0,182	0,235	0,295	0,486	0,146	0,283	0,325	0,243	0,171	0,222	0,233	0,309
F3: Infraestructura	0,116	0,064	0,101	0,091	0,329	0,191	0,257	0,248	0,124	0,100	0,126	0,202
F4: Desarrollo de capacidades	0,309	0,397	0,38	0,318	0,399	0,427	0,306	0,162	0,418	0,507	0,427	0,350
Debilidades												
D1: Barreras políticas	0,286	0,409	0,558	0,306	0,335	0,397	0,542	0,226	0,196	0,352	0,378	0,521
D2: Cert. incompatible	0,076	0,088	0,043	0,286	0,058	0,049	0,107	0,245	0,156	0,080	0,123	0,097
D3: Falta de forestales	0,154	0,170	0,245	0,094	0,138	0,225	0,141	0,145	0,172	0,145	0,189	0,206
D4: Costos altos	0,484	0,332	0,154	0,313	0,470	0,328	0,210	0,384	0,476	0,422	0,310	0,176
Oportunidades												
O1: Diversos valores	0,106	0,135	0,300	0,134	0,365	0,528	0,364	0,132	0,184	0,391	0,276	0,302
O2: Conservación	0,357	0,520	0,325	0,397	0,268	0,110	0,158	0,281	0,295	0,166	0,251	0,442
O3: Reducción de la pobreza	0,422	0,203	0,178	0,373	0,158	0,159	0,266	0,378	0,419	0,277	0,288	0,077
O4: Menos ilegalidad	0,115	0,143	0,196	0,096	0,209	0,202	0,212	0,209	0,103	0,166	0,185	0,180
Amenazas												
A1: Daño por tala	0,473	0,455	0,441	0,331	0,076	0,093	0,109	0,063	0,432	0,245	0,444	0,319
A2: Riesgos de incendios	0,180	0,222	0,228	0,131	0,217	0,247	0,154	0,078	0,133	0,310	0,111	0,213
A3: Conflictos en torno a los recursos	0,191	0,153	0,115	0,318	0,163	0,178	0,220	0,178	0,121	0,260	0,240	0,213
A4: Menos flora y fauna silvestres	0,156	0,171	0,216	0,220	0,209	0,167	0,155	0,128	0,314	0,185	0,204	0,254
A5: Inversión en ganado	-	-	-	-	0,334	0,315	0,362	0,553	-	-	-	-

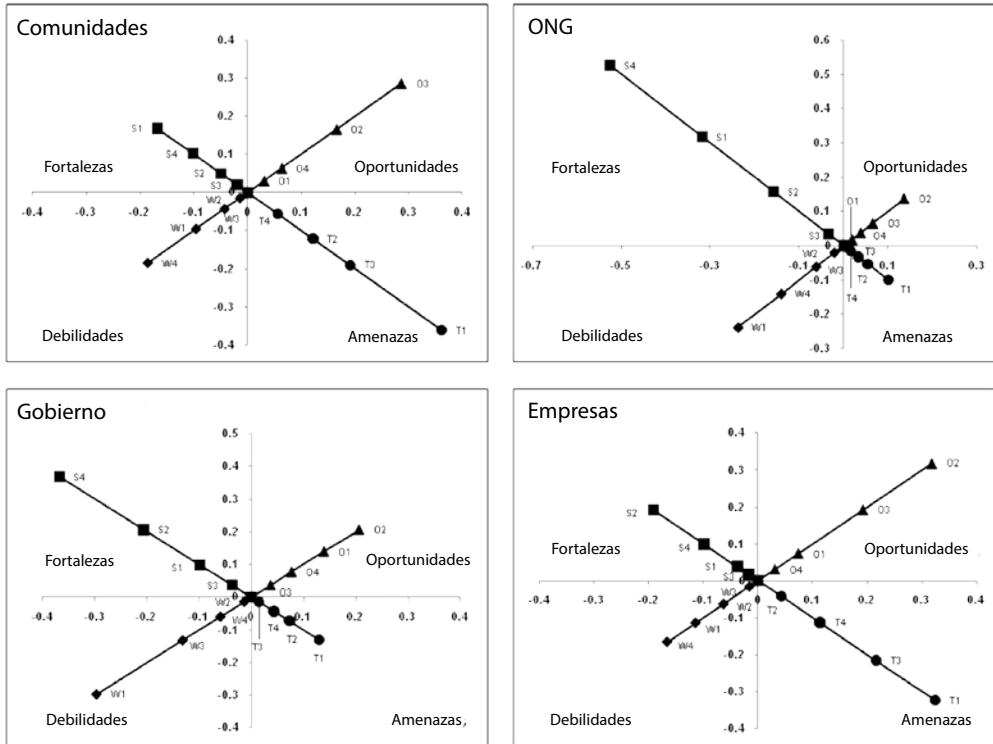


Figura 2. Mapas de percepción de cuatro grupos de actores en Madre de Dios, Perú. Las diferentes longitudes de los vectores representan los puntajes generales de prioridad calculados utilizando los factores de escalamiento de la segunda ronda de comparaciones por pares y los puntajes iniciales de los factores de prioridad.

(28%). La opinión global negativa de las entidades del Gobierno se centró en amenazas y debilidades. Para los representantes del Gobierno en Acre, la categoría referente a las amenazas estuvo determinada fuertemente por la reinversión de los ingresos forestales en actividades ganaderas (36%) y la categoría relativa a las debilidades por barreras políticas (54%). La percepción general de las ONG se centró en fortalezas y amenazas. Las fortalezas incluían el desarrollo de capacidades (43%) y los beneficios derivados del manejo (28%), mientras que las amenazas estaban relacionadas con la reinversión de los ingresos forestales en actividades ganaderas (32%) y mayor riesgo de incendios (25%)

4.3. Percepciones de los actores en Pando, Bolivia

En Pando, la percepción general de los grupos de actores se caracterizó más por factores positivos que negativos. De los grupos de actores en Pando, las ONG y las entidades gubernamentales tuvieron una percepción más positiva del uso múltiple de castaña y madera, mientras que las opiniones de las empresas y las comunidades fueron divergentes (Cuadro 2, Figura 4). La percepción general positiva de las ONG estuvo determinada

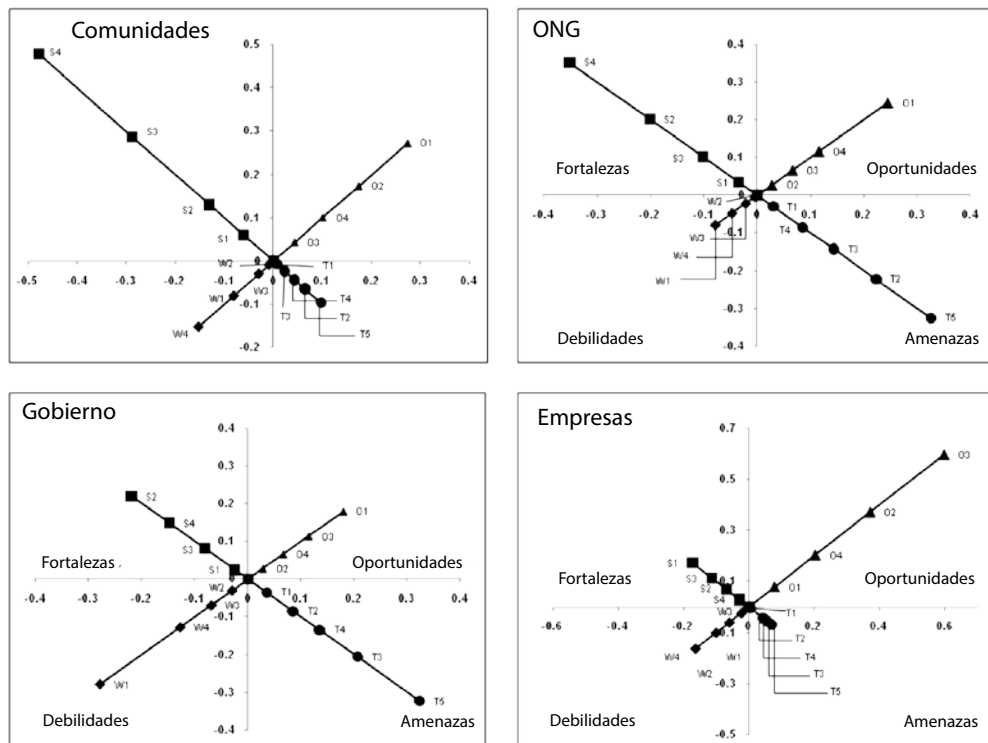


Figura 3. Mapas de percepción de cuatro grupos de actores en Acre, Brasil. Las diferentes longitudes de los vectores representan los puntajes generales de prioridad calculados utilizando los factores de escalamiento de la segunda ronda de comparaciones por pares y los puntajes iniciales de los factores de prioridad.

por fortalezas y oportunidades, y la de las agencias del Gobierno, por fortalezas. Una vez más, la principal fortaleza identificada por ambos grupos fue el desarrollo de capacidades (ONG 51%, Gobierno 43%). Las ONG priorizaron la inclusión de diversos valores y actores (39%) y la reducción de la pobreza (28%) como las principales oportunidades. La percepción general variada de las empresas en Pando estuvo determinada tanto por fortalezas como las debilidades. Los representantes de las empresas consideraron como fortalezas dominantes el desarrollo de capacidades (35%) y los beneficios del manejo (31%), y las barreras políticas (52%) como principal debilidad, las que si bien crean optimismo entre los responsables de la toma de decisiones, pueden generar miedo entre los productores. La percepción general variada de las comunidades estuvo determinada por fortalezas y amenazas. Las comunidades priorizaron el desarrollo de capacidades (42%) como una fortaleza, seguido de ingresos adicionales (29%). La principal amenaza para las comunidades fue el daño ocasionado a los castañales por la extracción de madera (43%), seguido de una disminución de la flora y fauna silvestres (31%).

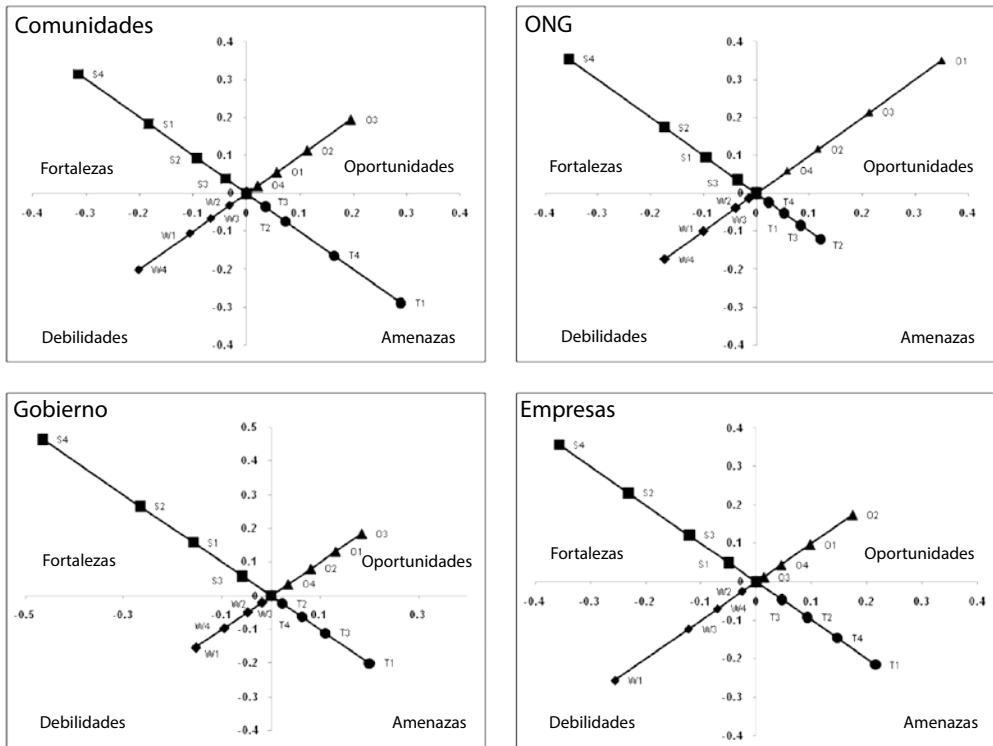


Figura 4. Mapas de percepción de cuatro grupos de actores en Pando, Bolivia. Las diferentes longitudes de los vectores representan los puntajes generales de prioridad calculados utilizando los factores de escalamiento de la segunda ronda de comparaciones por pares y los puntajes iniciales de los factores de prioridad.

5. Discusión

5.1. Diferencias entre los grupos de actores en los tres países

Nuestros resultados muestran que gran parte de los grupos de actores en los tres países tenía opiniones divergentes acerca de la implementación del manejo integrado de madera y castaña. De los 12 grupos de actores, la percepción general de más de la mitad se caracteriza tanto por elementos negativos como positivos. Solo cuatro grupos tuvieron opiniones más homogéneas: la percepción general de las ONG en Pando y de las comunidades y empresas en Acre fue mayormente positiva, mientras que la de las agencias gubernamentales en Acre fue, por lo general, negativa.

En nuestra comparación entre países, detectamos algunas similitudes en las percepciones de los actores en Madre de Dios y Pando, lo que contrastó con los grupos de actores en Acre. En Madre de Dios y Pando, mientras que las ONG y las agencias del Gobierno se mostraron positivas acerca del manejo integrado, identificando como fortaleza el desarrollo de capacidades, los productores tanto comunitarios como industriales tuvieron

opiniones diversas, con factores positivos y negativos. En Acre, los resultados fueron opuestos. Los productores (comunidades y empresas) se mostraron extremadamente positivos acerca del uso múltiple de castaña y madera, mientras que las ONG tuvieron opiniones divergentes y las agencias del Gobierno, totalmente negativas.

Esta diferencia se deba probablemente a los diferentes contextos. En primer lugar, en Madre de Dios y Pando hay poca experiencia con los enfoques de uso múltiple del bosque, que generan optimismo entre los responsables de la toma de decisiones y nerviosismo entre los productores que tienen más que perder. La historia más larga de promoción de la forestería de uso múltiple en Acre —con resultados diversos— podría ser una de las razones que expliquen el escepticismo prevaleciente entre las agencias del Gobierno y ciertos representantes de ONG, aunque los representantes de las comunidades que han aplicado el enfoque expresaron haber experimentado beneficios tangibles. En segundo lugar, las amenazas percibidas por los actores en Madre de Dios y Pando de Acre fueron totalmente diferentes a las percibidas en el estado de Acre. En Madre de Dios y Pando, la principal amenaza está relacionada con el daño a los castañales ocasionado por la extracción de madera selectiva y mecanizada, especialmente entre productores comunitarios, la que estaba ausente en Acre. En Acre, la amenaza predominante fue la reinversión de los ingresos forestales en el sector ganadero, lo que preocupó especialmente a las ONG y los representantes del Gobierno. A pesar del alto potencial del manejo integrado de castaña y madera en la región y las opiniones positivas expresadas por muchos actores, las debilidades y amenazas identificadas en nuestro estudio podrían interferir con una implementación más amplia de este modelo de uso múltiple del bosque.

5.2. Limitaciones del uso múltiple de castaña y madera en la Amazonia occidental

A partir de conversaciones detalladas con cada grupo de actores que tuvieron lugar después de los ejercicios FODA-PAJ, logramos entender muchas de las razones que explican la priorización sistemática de ciertas debilidades y amenazas. Los factores negativos más comunes citados fueron: (1) barreras políticas y falta de fiscalización; (2) altos costos de manejo y reducidos beneficios financieros; (3) daño a los castañales ocasionado por la extracción de madera (en Madre de Dios y Pando); y (4) reinversión de los ingresos derivados del bosque en ganadería. Todos ellos se analizan a continuación.

5.2.1. Barreras políticas y falta de fiscalización

La debilidad relativa a las barreras políticas y la falta de fiscalización fue priorizada especialmente por las ONG y las agencias del Gobierno en Madre de Dios y Acre y por los representantes del Gobierno y las empresas en Pando. Las barreras políticas se centraron mayormente en lo inapropiado de la legislación, la excesiva burocracia, la inseguridad en la tenencia de la tierra, problemas relativos a la fiscalización y discriminación legal contra pequeños propietarios y comunidades. En términos generales, los grupos de actores de los países estuvieron de acuerdo en que la legislación nacional para la madera, y especialmente los PFMN, no era apropiada para la realidad local y carecía con frecuencia

de una base técnica sólida, lo que impedía la aplicación del manejo integrado. El mejor ejemplo de esta incongruencia fue la inclusión de los “cuadrantes de seguridad” en las normas técnicas de Bolivia para la zafra de castaña. Aunque en la práctica gran parte de estas normas son ignoradas (Cronkleton *et al.*, 2012), casi todos los grupos convinieron en que se necesitaba una reforma, en particular cuando estas zonas se superponen con áreas formalmente asignadas para el aprovechamiento de madera.

En Acre, la falta de políticas claras para los PFNM fue considerada una debilidad importante para el desarrollo de este sector (y posteriormente para los enfoques de manejo integrado), incluyendo las agencias gubernamentales. Asimismo, los representantes de las comunidades consideraron que el Gobierno estatal no había logrado el objetivo de promover el manejo forestal comunitario. En Acre, la excesiva burocracia y los problemas referidos a la regularización de la tenencia de tierra fueron identificados como las principales barreras para implementar los planes de manejo de madera, en especial por las comunidades.

En Madre de Dios, el reclamo más común relacionado con las políticas fue la superposición de usos de tierra (especialmente entre las concesiones mineras y forestales), lo que generaba conflictos. Esta superposición era percibida en gran medida como el resultado de información catastral deficiente y una falta de coordinación entre sectores, aunque esto esté estipulado por ley.

También se consideró especialmente problemática la falta de fiscalización. Por ejemplo, en Madre de Dios, aunque la mayor parte de los grupos (con excepción de las ONG de conservación) no se oponía abiertamente al aprovechamiento de madera en las concesiones castañeras, sí se oponían al hecho de que esta práctica permitía el aprovechamiento ilegal de madera y la manipulación de los recolectores de castaña por parte de las empresas madereras, facilitando el acceso e inflando los volúmenes de madera. En Acre, los actores coincidieron en que las comunidades eran, por lo general, discriminadas mediante una aplicación más severa de la ley, aun cuando la forestería ilegal se llevaba a cabo sin ningún problema en sus alrededores. Esta discriminación también se hizo evidente en Pando, donde los productores comunitarios sintieron que el Gobierno tendía a favorecer a las grandes empresas madereras por sobre las operaciones comunitarias. Incluso los esfuerzos, aparentemente innovadores, realizados en Bolivia para promover las organizaciones forestales comunitarias fueron considerados por algunos grupos comunitarios y de cooperativas como un mecanismo impuesto de arriba abajo que podría llevar al predominio de las empresas madereras, a través de la falta de desarrollo de capacidades de los pequeños productores y valores bajos obtenidos por las comunidades para el recurso.

5.2.2. Altos costos de manejo y limitados beneficios financieros

La debilidad referida a los altos costos de manejo y los limitados beneficios financieros del manejo integrado de castaña y madera fue priorizada por las comunidades en los tres países, por las empresas en Madre de Dios y Acre y por las ONG en Pando. Estos grupos coincidieron en que el cumplimiento de la legislación forestal demandaba mucho más

tiempo y era más caro que llevar a cabo actividades forestales informales. Dichos costos, especialmente los relacionados con la madera, estaban vinculados con la elaboración de planes de manejo y planes de aprovechamiento anuales.

La cuestión de la certificación de la madera y castaña surgió en relación a la pregunta de los altos costos y los limitados beneficios financieros derivados de la forestería de uso múltiple. Por ejemplo, los grupos participantes en Acre coincidieron en que la certificación de las comunidades no era todavía viable porque no se habían consolidado las cadenas de producción de la castaña y los altos costos de la certificación de la madera superaban los beneficios potenciales. La falta de confianza en la certificación de castaña en Acre se debe probablemente a las malas experiencias del pasado, en especial cuando se las compara con los resultados positivos de la certificación orgánica y de comercio justo de la castaña en Pando (Duchelle, 2009).

5.2.3. Daño a los castaños por la extracción de madera

Entre los grupos de actores en Madre de Dios y Pando, el daño ocasionado a los castaños fue la amenaza principal para el uso múltiple de madera y castaña. En Madre de Dios, este daño estaba directamente vinculado con actividades ilegales de madera (generalmente no planificadas) en las concesiones castañeras. En Pando, si bien se ha demostrado que la extracción de madera planificada (combinada con intensidades bajas de aprovechamiento de madera) pueden minimizar el daño a los castaños en las concesiones de madera certificadas (Guariguata *et al.*, 2009), las comunidades involucradas en el aprovechamiento de madera pueden tener poco poder para influir en las prácticas de madereros para que minimicen el daño (Cronkleton *et al.*, 2012). Curiosamente, las ONG fueron el único grupo en Pando que no priorizó el daño a los castaños como una amenaza. Algunos representantes de ONG consideraron que la investigación realizada en el pasado no había apoyado los reclamos de las comunidades referidos al daño ocasionado a los castaños por la extracción de madera. Sin embargo, la aplicación de normas de impacto reducido está permitida en los bosques ricos en castaña para garantizar su productividad a largo plazo. Estas normas también pueden facilitar la recolección de castaña en el suelo al minimizar el crecimiento del sotobosque (e.g., Wunderle *et al.*, 2006).

Lo que es más importante, el daño causado a los castaños por la extracción de madera no se consideró un tema relevante en Acre. Solo una agencia del Gobierno mencionó el daño ocasionado a las sendas por el recorrido de los tractores de arrastre aunque también manifestó que estos daños habían sido mínimos. La preocupación relativamente mayor acerca del daño a los castaños en Pando y Madre de Dios podría ser debido al rol central que la castaña desempeña en los medios de vida en comparación con Acre (Duchelle *et al.*, 2011). También podría deberse a la mayor presión ejercida para aprovechar madera en áreas que hasta hace poco eran utilizadas exclusivamente para la recolección de castaña en Pando (Cronkleton *et al.*, 2012) y Madre de Dios (Cossío-Solano *et al.*, 2011). Por último, este resultado podría deberse también a la extracción selectiva, no controlada y extensiva en Madre de Dios y Pando, especialmente cuando se la compara con las tierras comunitarias en Acre, donde el aprovechamiento de madera está altamente regulado y restringido a pequeños compartimentos de extracción anual (Rockwell *et al.*, 2007a).

5.2.4. Reinversión del ingreso forestal en ganadería

A diferencia de Madre de Dios y Pando, todos los grupos de actores en el estado de Acre consideraron que la reinversión de los ingresos forestales en actividades ganaderas representaba la principal amenaza vinculada al manejo integrado de castaña y madera. Este resultado refleja la situación prevaleciente en este estado, donde la economía ganadera registra una de las tasas de crecimiento más altas de la Amazonia brasileña (Valentim *et al.*, 2002). El crecimiento de la ganadería de pequeña escala ha sido observado en la Reserva Extractiva Chico Mendes, incluso entre siringueros que en un principio lucharon contra los ganaderos para poder conservar el acceso a sus tierras forestales (Gomes, 2009; Vadjunec *et al.*, 2009). La priorización de esta amenaza por todos los grupos de actores en Acre es irónica, ya que las estrategias asociadas con la estimulación del sector forestal en Acre —incluyendo la promoción del manejo de madera comunitario— fueron diseñadas precisamente para aumentar el valor de los bosques en pie y limitar la deforestación para otros usos de tierra (Kainer *et al.*, 2003).

6. Conclusiones

Nuestro estudio demuestra el interés y la experiencia de varios actores en la región fronteriza trinacional de Perú, Brasil y Bolivia en la adopción de estrategias de uso múltiple en bosques comunitarios e industriales. Nuestros resultados también reiteran el hecho bien conocido de que para que el manejo forestal sostenible sea una opción viable, es necesario acomodar los objetivos e intereses de los actores relevantes debido a que la magnitud de las ventajas y desventajas tiende a exacerbarse cuando se pasa de modelos dominados por la madera a modelos de uso múltiple (Nasi y Frost, 2009; y otros estudios en el mismo documento). Aunque otros autores han evaluado las percepciones de los actores en el contexto de los objetivos del manejo forestal (e.g., Purnomo *et al.*, 2005), consideramos que nuestro estudio es único en tanto identifica los factores que facilitan o impiden la implementación de la forestería tropical de uso múltiple desde un punto de vista empírico. Consideramos que esta cuantificación y comparación de las perspectivas de los actores locales es un primer paso importante puesto que identifica las ventajas y desventajas del manejo integrado de castaña y madera en la Amazonia occidental.

En vista de la pluralidad de perspectivas entre los diferentes grupos de actores y entre países, como lo demuestran nuestros resultados, es válido promover un diálogo de múltiples actores y aprendizaje mutuo entre empresas, Gobiernos, ONG y comunidades locales en el marco de la cogestión adaptable (Plummer y Armitage, 2006). Para abordar las serias debilidades de las barreras políticas y los altos costos de manejo, una manera de aplicar dicho diálogo entre múltiples actores sería la creación de grupos de trabajo responsables de encontrar ventanas de oportunidad para reformar y simplificar las leyes nacionales y estatales a fin de mejorar la compatibilidad del manejo de madera y castaña, así como las normas locales. Por ejemplo, se considera que varios de los resultados positivos a nivel ambiental y social en las concesiones comunitarias del Petén, Guatemala (Bray *et al.*, 2008), manejadas en la actualidad para el aprovechamiento de madera (certificada) y una serie de PFNM de alto valor comercial, dependen, en gran medida, de los esfuerzos

continuos por desarrollar estructuras y métodos innovadores para la negociación, creación de consenso y acción colectiva (Universidad para La Paz, 2007; Taylor, 2010). Se podría adoptar un enfoque similar en la región trinacional a través del uso más activo de la Iniciativa MAP (Madre de Dios-Acre-Pando), una plataforma regional creada para promover el diálogo entre responsables de la toma de decisiones, administradores de los recursos y miembros de la sociedad civil (<http://www.map-amazonia.net>). Además, para hacer que la forestería de uso múltiple sea más rentable, es necesario promover un diálogo regional acerca de la certificación de los productos forestales. En Bolivia, por ejemplo, ha habido cierto grado de éxito en la certificación de castaña en comparación con los otros dos países, éxitos que podrían compartirse mejor a nivel regional (Duchelle, 2009).

Nuestros resultados destacan además varias estrategias adicionales que podrían permitir el uso múltiple de castaña y madera en la región. En primer lugar, puede ser necesaria la capacitación en técnicas de tala dirigida y el diseño básico e caminos en comunidades y operaciones industriales para minimizar el daño a los castañales durante la extracción de madera, así como disminuir el riesgo de mayor susceptibilidad de incendios en bosques aprovechados (Holdsworth y Uhl, 1997; Blate, 2005). En segundo lugar, es probable que en ciertos casos sea necesario llevar a cabo una segregación espacial del aprovechamiento de madera y castaña cuando la coexistencia de estas dos actividades contradiga las políticas nacionales (por ejemplo, las concesiones de PFNM), limitaciones biofísicas o normas locales (e.g. la norma para las cooperativas en Bolivia que prohíbe la extracción de madera en castañales certificados orgánicamente). Por último, es preciso contar con mayor información acerca de la inversión de los ingresos forestales en usos de tierra agrícola en la región, ya que si efectivamente los ingresos forestales están siendo reinvertidos en la ganadería en Acre, es posible que la forestería de uso múltiple no promueva la conservación forestal en el paisaje. En conclusión, a la luz del evidente potencial del manejo integrado de castaña y madera, así como las fortalezas y oportunidades expresadas por los actores, es necesario abordar las limitaciones políticas, económicas y técnicas identificadas en este estudio para poder cosechar los beneficios ecológicos, económicos y sociales vinculados con este modelo forestal de uso múltiple.

Agradecimientos

Esta investigación se llevó a cabo cuando el primer autor era un investigador postdoctoral asociado en la Universidad Federal de Acre en Brasil, con la Iniciativa de Liderazgo para la Conservación de la Amazonia de la Universidad de Florida. Deseamos expresar nuestro reconocimiento a los encuestados y los participantes del taller “Manejo Forestal de Uso Múltiple en la Región MAP”, llevado a cabo en la ciudad de Puerto Maldonado en diciembre de 2009, por su contribución a este trabajo. Asimismo, quisiéramos agradecer a Puneet Dwivedi por habernos ofrecido su orientación en el análisis de los resultados de la metodología FODA-PAJ. Los comentarios del editor y dos evaluadores anónimos, así como los de Peter Cronkleton, Rosa Cossío y Cara Rockwell, permitieron mejorar versiones anteriores de este artículo.

Referencias

- Allegretti, M., 1990. Extractive reserves: an alternative for reconciling development and environmental conservation in Amazonia. En: Anderson, A. B. (Ed.), *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rainforest*. Columbia University Press, Nueva York, EE. UU., pp. 252-264.
- Ananda, J., Herath, G., 2003. The use of analytic hierarchy process to incorporate stakeholder preferences into regional forest planning. *Forest Policy and Economics* 5, 13-26.
- Blate, G. M., 2005. Modest trade-offs between timber management and fire susceptibility of a Bolivian semi-deciduous forest. *Ecological Applications* 15, 1649-1663.
- Bray, D. B., Duran, E., Ramos, V. H., Mas, J. F., Velazquez, A., McNab, R. B., Barry, D., Radachowsky, J., 2008. Tropical deforestation, community forests and protected areas in the Maya forest. *Ecology and Society* 13, 56.
- Cossío-Solano, R. E., 2009. Capacity for timber management among private small-medium forest enterprises in Madre de Dios, Peru. Tesis de doctorado, University of Florida, Gainesville, EE. UU.
- Cossío-Solano, R. E., Guariguata, M. R., Menton, M., Capella, J. L., Ríos, L., Peña, P., 2011. El Aprovechamiento de Madera en las Concesiones Castañeras (*Bertholletia excelsa*) en Madre de Dios, Perú: Un Análisis de su Situación Normativa. Documento de Trabajo 56 CIFOR. Bogor, Indonesia.
- Cronkleton, P., Pacheco, P., Ibargüen, R., Albornoz, M. A., 2009. Reformas en la Tenencia Forestal en Bolivia: La Gestión Comunal en las Tierras Bajas. CIFOR/CEDLA, La Paz, Bolivia, p. 118.
- Cronkleton, P., Guariguata, M. R., Albornoz, M. A., 2012. Multiple use forestry planning: timber and Brazil nut management in the community forests of Northern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 268, 49-56.
- Duchelle, A. E., 2009. Conservation and livelihood development in Brazil nut-producing communities in a tri-national Amazonian frontier. Tesis de doctorado, University of Florida, Gainesville, EE. UU.
- Duchelle, A. E., Cronkleton, P., Kainer, K. A., Guanacoma, G., Gezan, S., 2011. Resource theft in tropical forest communities: implications for non-timber management, livelihoods, and conservation. *Ecology and Society* 16, 4.
- Dwivedi, P., Alavalapati, J. R. R., 2009. Stakeholders' perceptions on forest biomass-based bioenergy development in the southern US. *Energy Policy* 37, 1999-2007.
- Ehringhaus, C., 2006. Post-victory dilemmas: land use, development, and social movement in Amazonian Extractive Reserves. Ph.D. Dissertation, Yale University, New Haven, Connecticut, EE. UU.
- Ellis, E., Porter-Bolland, L., 2008. Is community-based forest management more effective than protected areas? A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest Ecology and Management* 256, 1971-1983.

- Fantini, A. C., Crisóstomo, C. F., 2009. Conflitos de interesses em torno da exploração madeireira na Reserva Extrativista Chico Mendes, Acre, Brasil. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Hum.* 4, 231-246.
- García-Fernández, C., Ruíz-Pérez, M., Wunder, S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *Forest Ecology and Management* 256, 1468-1476.
- Gomes, C. V. A., 2009. Twenty years after Chico Mendes: Extractive Reserves' expansion, cattle adoption and evolving self-definition among rubber tappers in the Brazilian Amazon. Tesis de doctorado, University of Florida, Gainesville, EE. UU.
- Guariguata, M. R., Cronkleton, P., Shanley, P., Taylor, P., 2008. The compatibility of timber and non-timber forest product extraction and management. *Forest Ecology and Management* 256, 1477-1481.
- Guariguata, M. R., Licona, J. C., Mostacedo, B., Cronkleton, P., 2009. Damage to Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) during selective timber harvesting in Northern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258, 788-793.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges, and opportunities. *Forest Ecology and Management* 259, 237-245.
- Holdsworth, A. R., Uhl, C., 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications* 7, 713-725.
- Humphries, S., Kainer, K. A., 2006. Local perceptions of certification for community-based enterprises. *Forest Ecology and Management* 235, 30-43.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI), 2007. Peru: Crecimiento y Distribución de la Población. INEI, Lima, Perú.
- Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA), 2005. INRENA Conjunto de Datos del Sistema de Información Geográfica, Lima, Perú.
- Kainer, K. A., Schmink, M., Leite, A. C. P., Fadell, M. J. S., 2003. Experiments in forest based development in Western Amazonia. *Society and Natural Resources* 16, 869-886.
- Kant, S., 2004. Economics of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6, 197-203.
- Künhe, R., 2004. Conflictos entre uso y protección de los recursos naturales, Reserva Nacional de Vida Silvestre Amazónica Manuripi (RNVSAM). En: De Jong, W. (Ed.), *Retos y Perspectivas del Nuevo Régimen Forestal en el Norte Amazónico Boliviano*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, pp. 123-136.
- Kurttila, M., Pesonen, M., Kangas, J., Kajanus, M., 2000. Utilizing the analytic hierarchy process (AHP) in SWOT analysis – a hybrid method and its application to a forest certification case. *Forest Policy and Economics* 1, 41-52.
- Lawrence, A., 2007. Beyond the second generation: towards adaptiveness in participatory forest management. *CAB Reviews* 2, 28.

- Masozera, M. K., Alavalapati, J. R. R., Jacobson, S. K., Shrestha, R. K., 2006. Assessing the suitability of community-based management for the Nyungwe forest reserve Rwanda. *Forest Policy and Economics* 8, 206-216.
- Menton, M., Merry, F. D., Lawrence, A., Brown, N., 2009. Company-community logging contracts in Amazonian settlements: impacts of livelihoods and NTFP harvests. *Ecology and Society* 14, 39.
- Ministerio de Desarrollo Sostenible, 2005. Norma Técnica para Elaboración de Planes de Manejo de Castaña (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl.). Resolución Ministerial No. 077/2005. La Paz, Bolivia.
- Mollenhorst, H., de Boer, I. J. M., 2004. Identifying sustainability issues using participatory SWOT analysis: a case study of egg production in the Netherlands. *Outlook on Agriculture* 33, 267-276.
- Myers, G., Newton, A. C., Melgarejo, O., 2000. The influence of canopy gap size on natural regeneration of Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 127, 119-128.
- Nasi, R., Frost, P. G. H., 2009. Sustainable forest management in the tropics: is everything in order but the patient still dying? *Ecology and Society* 14, 40.
- Ortiz, E., 2002. Brazil nut (*Bertholletia excelsa*). En: Shanley, P., Pierce, A. R., Laird, S. A., Guillén, A. (Eds.), *Tapping the Green Market: Certification and Management of Non-Timber Forest Products*. Earthscan, Londres, pp. 61-74.
- Pacheco, P., Ormachea, E., Cronkleton, P., Albornoz, M. A., Paye, L., 2009. Trayectorias y Tendencias de la Economía Forestal Extractiva en el Norte Amazónico de Bolivia. CIFOR-CEDLA, La Paz, Bolivia. 52 p.
- Panayotou, T., Ashton, P. S., 1992. *Not by Timber Alone: Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests*. Island Press, Washington D. C.
- Peña, P., 2010. *La Castaña y la Shiringa en Madre de Dios: Análisis del Marco Legal y Propuestas Participativas para su Mejora*. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental, Lima, Perú, 56 p.
- Peres, C. A., Baider, C., Zuidema, P. A., Wadt, L. H. O., Kainer, K. A., Gomes-Silva, D. A. P., Salomao, R. P., Simoes, L. L., Franciosi, E. R. N., Valverde, F. C., Gribel, R., Shepard, G. H., Kanashiro, M., Coventry, P., Yu, D. W., Watkinson, A. R., Freckleton, R. P., 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* 302, 2112-2114.
- Plummer, R., Armitage, D., 2006. A resilience-based framework for evaluating adaptive co-management: linking ecology, economy and society. *Ecological Economics* 61, 62-74.
- Poore, D., 2003. *Changing Landscapes: the Development of the International Tropical Timber Organization and its Influence on Tropical Forest Management*. Earthscan Publications Ltd., London, 269 p.
- Purnomo, H., Mendoza, G. A., Prabhu, R., 2005. Analysis of local perspectives on sustainable forest management: an Indonesian case study. *Journal of Environmental Management* 74, 111-126.

- Putz, F. E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256, 1427-1433.
- Rockwell, C. A., Kainer, K. A., Staudhammer, C. L., Baraloto, C., 2007a. Future crop tree damage in a certified community forest in Southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 242, 108-118.
- Rockwell, C., Kainer, K. A., Marcondes, N., Baraloto, C., 2007b. Ecological limitations of reduced-impact logging at the smallholder scale. *Forest Ecology and Management* 238, 365-374.
- Romero, C., 1999. Reduced impact logging effects on commercial non-vascular pendant epiphyte biomass in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 118, 117-125.
- Ros-Tonen, M. A. F., van Andel, T., Morsello, C., Otsuki, K., Rosendo, S., Scholz, I., 2008. Forest-related partnerships in Brazilian Amazonia: there is more to sustainable forest management than reduced impact logging. *Forest Ecology and Management* 256, 1482-1497.
- Saaty, T. L., Vargas, L. G., 2001. *Models, Methods, Concepts and Applications of the Analytical Hierarchy Process*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Países Bajos.
- Salick, J., Mejia, A., van Andel, T., 1995. Non-timber forest products integrated with natural forest management, Rio San Juan, Nicaragua. *Ecological Applications* 5, 878-895.
- SEF (Secretaria de Estado de Floresta), 2009. *Manejo Florestal Comunitário no Acre*. SEF, Rio Branco, Acre, Brasil.
- Shanley, P., Pierce, A., Laird, S., Robinson, D., 2008. *Beyond Timber: Certification and Management of Non-Timber Forest Products*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- SPDA-INRENA, 2003. *Compendio de Legislación Forestal y de Fauna Silvestre*. SPDA-INRENA, Lima, Perú.
- Stoian, D., 2000. Shifts in forest production extraction: the post-rubber era in the Bolivian Amazon. *International Tree Crops Journal* 10, 277-297.
- Taylor, P. L., 2010. Conservation, community and culture? New organizational challenges of community forest concessions in the Maya biosphere reserve of Guatemala. *Journal of Rural Studies* 26, 173-184.
- Universidad para La Paz, 2007. *El cambio es posible: 20 años de experiencias innovadoras en los recursos naturales en Guatemala*. Universidad para La Paz, Costa Rica, p. 182.
- Vadjunec, J. M., Gomes, C. V., Ludewigs, T., 2009. Land-use/land-cover change among rubber tappers in the Chico Mendes Extractive Reserve, Acre, Brazil. *Journal of Land Use Science* 4, 1-26.
- Valentim, J. F., Sá, C. P., Gomes, F. C. R., Santos, J. C., 2002. Tendências da pecuária bovina no Acre entre 1970 e 2000. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento No.38*. Embrapa Acre, Rio Branco, Brasil.
- Wadt, L. H. O., Kainer, K. A., Staudhammer, C. L., Serrano, R. O. P., 2008. Sustainable forest use in Brazilian extractive reserves: natural regeneration of Brazil nut in exploited populations. *Biological Conservation* 141, 332-346.

- Wehrich, H., 1982. The TOWS matrix – a tool for situational analysis. *Long Range Planning* 15, 54-66.
- Wunderle, J. M., Henriques, L. M. P., Willig, M. R., 2006. Short-term responses of birds to forest gaps and understory: an assessment of reduced-impact logging in a lowland amazon forest. *Biotropica* 38, 235-255.
- Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre (ZEE) Fase II, 2006. Documento Síntese -Escala 1:250.000. Secretaria do Meio Ambiente do Acre, Rio Branco, Brasil.
- Zuidema, P. A., Boot, R. G. A., 2002. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. *Journal of Tropical Ecology* 18, 1-31.



Planificación forestal para el uso múltiple en los bosques comunitarios del norte de Bolivia

Peter Cronkleton¹, Manuel R. Guariguata¹, Marco A. Albornoz¹

Resumen

En el norte amazónico boliviano, los bosques que durante mucho tiempo se utilizaron para el aprovechamiento de productos forestales no maderables (PFNM) están experimentando ahora un creciente aprovechamiento de madera. El aprovechamiento de madera e importantes PFNM como la castaña (el fruto del árbol emergente *Bertholletia excelsa*) se está llevando a cabo en las mismas áreas boscosas, lo que brinda una oportunidad clara para integrar las decisiones y la planificación de manejo. La legislación forestal de Bolivia permite, en principio, el manejo de múltiples recursos forestales. Sin embargo, existen pocas pruebas de que esta oportunidad haya llevado a una mayor integración de las decisiones y práctica del manejo. En realidad, el manejo de cada recurso generalmente lo llevan a cabo diferentes actores; las familias son responsables de la recolección y comercialización de castaña mientras que las empresas madereras realizan el aprovechamiento de madera. Este artículo analiza los planes de manejo forestal comunitario en el norte de Bolivia para evaluar si los residentes de las comunidades participaron en la elaboración e implementación de los planes de manejo para el aprovechamiento de la madera y el grado en que los responsables de elaborar los planes intentaron promover el manejo integrado de castaña y madera. La investigación se basa en el análisis de los planes de manejo forestal comunitario aprobados por el Estado y en entrevistas de grupos focales llevadas a cabo con miembros de las comunidades seleccionadas para el estudio. A partir de las observaciones, el documento concluye que se podría mejorar el manejo de uso múltiple en estos bosques si se fortalecen las

¹ Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), P.O. Box 0113 BOCBD, 16000 Bogor, Indonesia – p.cronkleton@cgiar.org.

instituciones comunitarias confirmando su autoridad sobre las operaciones de manejo de madera y desarrollando capacidades de fiscalización y monitoreo de las actividades de extracción de los madereros que trabajan en sus tierras.

1. Introducción

El manejo de uso múltiple, que incluye la madera, los productos forestales no maderables (PFNM), así como los servicios culturales y ambientales, puede mejorar las funciones ecológicas, económicas y sociales de los bosques tropicales (Panayotou y Ashton, 1992; Kant, 2004). Sin embargo, una serie de factores influyen en la viabilidad del uso múltiple del bosque, en especial en el trópico. Entre estos cabe mencionar la estacionalidad, las prácticas de manejo, los tipos de productos forestales manejados, sus respectivos requisitos en términos de hábitat y los beneficios económicos de una producción combinada (e.g., PFNM y madera) en relación a los usos no forestales (García-Fernández *et al.*, 2008; Menton *et al.*, 2009). El éxito del manejo forestal de uso múltiple puede depender también de la manera en que las comunidades locales logran adaptarse a los desafíos administrativos de manejo que implica la diversificación del producto (Taylor, 2010). Desde un punto de vista espacial, se puede lograr el uso múltiple separando diferentes usos y servicios (Zhang, 2005) o aprovechando productos diferentes dentro de una misma área (Bray *et al.*, 2008). Desde el punto de vista teórico, las ventajas y desventajas que inevitablemente se derivan de la incorporación de múltiples productos forestales en la planificación, aprovechamiento y manejo pueden ser abordadas mediante un espectro de acciones que benefician, ya sea directa o indirectamente, los usos específicos del bosque (Titus *et al.*, 2006). Por un lado, los rendimientos de los PFNM pueden aumentar después de un aprovechamiento selectivo de madera sin necesidad de llevar a cabo tratamientos silviculturales. Por otro, la aplicación de buenas prácticas de aprovechamiento forestal con el objetivo específico de minimizar el daño colateral a los árboles con valor no maderable en el mismo bosque garantiza la productividad del bosque a largo plazo. Los resultados óptimos de cada lado del espectro pueden, a su vez, verse influidos por el grado en que las políticas nacionales permiten que el manejo forestal múltiple sea implementado en la práctica (Cubbage *et al.*, 2007). En los bosques tropicales, enfoques institucionales conflictivos, normas y regulaciones contradictorias, generalmente operan en contra del uso múltiple (e.g., Guariguata *et al.*, 2010).

La Ley Forestal de Bolivia de 1996 y sucesivas normas técnicas crearon los marcos que favorecerían el manejo múltiple de madera y PFNM (Pacheco *et al.*, 2010). Concretamente, la castaña es uno de los PFNM más importantes comercializados en Bolivia (Stoian, 2000, 2004; Cámara Forestal, 2006), así como en otros lugares de la Amazonia (Peres *et al.*, 2003). En la Amazonia boliviana, la extracción de castaña (frutos del árbol emergente *Bertholletia excelsa*) y madera está ocurriendo crecientemente dentro de las mismas propiedades forestales (Guariguata *et al.*, 2009; Soriano, 2010). Además, los árboles de castaña coexisten en grandes áreas forestales con otras especies económicamente importantes de la Amazonia occidental (Myers *et al.*, 2000; Rockwell

et al., 2007a; Guariguata *et al.*, 2009). El árbol de castaña se regenera por semilla solo en grandes claros de bosque (Kainer *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000) y se adapta bien a las condiciones heliófilas de los campos agrícolas (Cotta *et al.*, 2008; Paiva *et al.*, 2010). Asimismo, los medios de vida de los pequeños propietarios del norte amazónico boliviano (y de la Amazonia occidental) se desarrollaron combinando el aprovechamiento de castaña en bosques de dosel cerrado y la agricultura de corte y quema. Por ello, desde la perspectiva del manejo de madera, el aprovechamiento de castaña puede ser compatible. Las prácticas de aprovechamiento de impacto reducido (Putz *et al.*, 2008) pueden aplicarse también a los árboles de castaña adultos que coexisten en el bosque a través de la aplicación de tala dirigida y también marcando individuos que aún no producen frutos antes del aprovechamiento de madera a fin de minimizar el daño colateral. El corte de lianas podría aumentar la producción de frutos en árboles adultos (Kainer *et al.*, 2006) y reducir aún más el daño causado por el aprovechamiento forestal (Putz *et al.*, 2008). Además, el árbol de castaña está legalmente protegido de la tala en Bolivia, así como en los países vecinos de Perú y Brasil. Produce un fruto leñoso con semillas comestibles que son recolectadas del suelo del bosque durante la época de lluvia (enero a marzo), lo que reduce la escasez de mano de obra, ya que la época de aprovechamiento de madera tiene lugar durante los meses secos, entre julio y noviembre. Sin embargo, no queda claro si los actores que elaboran los planes de manejo forestal tenían la motivación o el incentivo de aprovechar estas oportunidades para integrar el uso del bosque en Bolivia.

Uno de los aspectos clave analizados en este documento es si existen políticas y normas que brinden orientación y marcos que apoyen el manejo simultáneo de la madera y castaña y si las comunidades forestales locales tienen la capacidad de fiscalizar y controlar el aprovechamiento selectivo de madera en sus bosques. En el norte amazónico boliviano, las comunidades han desarrollado sistemas consuetudinarios para manejar PFNM como la castaña de manera sostenible (Cronkleton *et al.*, 2010). Debido a que el título sobre la tierra es un requisito para autorizar el manejo de madera, la titulación de los territorios comunales de productores rurales ha aumentado la oportunidad que tenían de añadir el manejo de madera a sus sistemas de medios de vida. Llevamos a cabo esta investigación para evaluar si la política forestal existente, orientada a promover el manejo forestal sostenible en la Amazonia boliviana, está logrando la integración del aprovechamiento de castaña y madera. Concretamente, nos planteamos las siguientes preguntas: (i) ¿Participan los residentes de las comunidades en el desarrollo e implementación de los planes de manejo forestal en sus bosques ricos en castaña? (ii) ¿Reconocen los planes formales de manejo forestal los sistemas ya existentes de producción de castaña y adoptan medidas para evitar conflictos en el uso de recursos y mitigar los impactos del aprovechamiento? y (iii) ¿Son las normas actuales para el aprovechamiento de madera y castaña compatibles? Intentamos dar respuesta a estas preguntas analizando planes de manejo de madera y de castaña aprobados y llevando a cabo entrevistas con grupos focales y residentes de las comunidades rurales donde se ha aprovechado madera en el departamento de Pando (Figura 1).

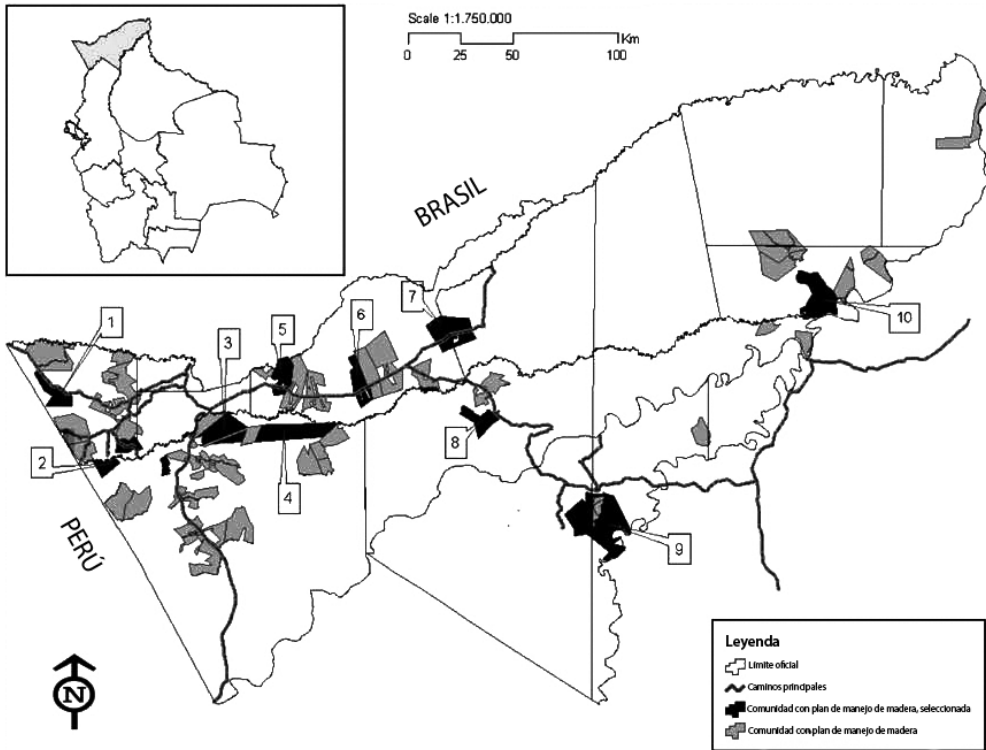


Figura 1. Comunidades rurales con planes de manejo forestal aprobados seleccionadas para el estudio en Pando, Bolivia. El sombreado claro muestra las 42 comunidades con planes de manejo forestal aprobados entre 2005 y 2009. Los números corresponden a las comunidades seleccionadas para el estudio (Cuadro 1).

2. Antecedentes

2.1. El sector de la castaña y la madera en el norte de Bolivia

La producción de castaña es un componente importante del sector forestal en Bolivia y representa, hoy por hoy, la base de la economía rural en el norte del país (Pacheco *et al.*, 2010), convirtiendo a Bolivia en el principal productor de castaña sin cáscara. En el año 2007, la exportación se calculó en 55 000 toneladas métricas (FAOSTAT, 2011). Cerca del 80% de la producción nacional de castaña se origina en el departamento de Pando (Cámara Forestal, 2006), donde se encuentran entre uno y cinco árboles de castaña adultos por hectárea (Mostacedo *et al.*, 2006). Entre 2003 y 2009 los precios internacionales de castaña aumentaron notablemente, subiendo los precios pagados en Bolivia a los productores locales de 6 USD por barrica (una bolsa de 66 kg utilizada como la medida tradicional) durante la zafra del 2002 a alrededor de 35 USD por barrica en el 2004, habiendo permanecido por encima de los 25 USD desde entonces (Cronkleton *et al.*, 2009). Desde un punto de vista ecológico, la zafra de castaña es relativamente

Cuadro 1. Com unidades elegidas para el estudio en Pando, Amazonia boliviana. El cuadro organiza las comunidades en forma geográfica, de oeste (N.º 1) a este (véase Figura 1)

Número	Comunidad	Área (ha)	Área del plan de manejo forestal (ha)	Año de aprobación del plan de manejo forestal	Número de aprovechamientos anuales de madera desde la aprobación	Fuente de asistencia técnica	Plan de manejo de castaña
1	Bioceánica	11 500	11 500	2005	5	Privada	No
2	Puerto Oro	12 583	12 583	2007	1	ONG	Sí
3	San Antonio	6 067	2 839	2005	3	Privada	Sí
4	Nueva Unión	44 153	44 153	2009	1	Privada	No
5	Santa Rita	12 000	12 000	2007	2	Privada	No
6	Nuevo Belén	12 765	12 765	2007	1	ONG	No
7	San Pedro	26 068	24 248	2007	4	ONG	Sí
8	Los Mandarinos	11 766	11 577	2007	1	Privada	Sí
9	Blanca Flor	35 866	32 006	2008	1	Privada	No
10	Loma Alta	25 313	16 300	2006	1	ONG	Sí

benigna. Aunque algunos investigadores han sugerido que la explotación prolongada podría afectar la estructura de la población y su capacidad de regeneración natural (Peres *et al.*, 2003; pero véase Wadt *et al.*, 2008), se considera que las poblaciones de árboles de castaña son resistentes a la recolección del fruto debido a la larga vida de los árboles adultos (Zuidema y Boot, 2002).

Históricamente, el sector de la castaña estuvo controlado por los barraqueros. Esta élite económica tradicional de la región perdió gran parte de su poder durante los últimos años debido a la crisis económica y la incapacidad de formalizar sus reclamos de propiedad (Cronkleton *et al.*, 2009). De forma paralela al declive de los barraqueros, en los últimos tiempos las comunidades han ampliado el control y los derechos sobre los bosques que usan. Estas comunidades son descendientes de familias que originalmente migraron a la región para participar en el *boom* de la goma como trabajadores o descienden de las familias de los barraqueros (Stoian y Henkemans, 2000). Cuando los precios de la goma colapsaron, estas familias ampliaron su producción a sistemas agroextractivos, incluyendo agricultura de corte y quema y otros productos, especialmente la castaña. Por lo general, su acceso a los recursos forestales se basaba en sistemas de tenencia de árboles (Fortmann *et al.*, 1985) que reconocían los derechos a árboles individuales e infraestructura relacionada mantenida por las familias en los castañales (Cronkleton *et al.*, 2010). Estos castañales pueden cubrir áreas extensas, pero varían en tamaño. En Pando se identificó una comunidad con 38 castañales en una propiedad comunal de aproximadamente 11 000 ha, donde el castañal promedio tenía 298 árboles (adultos) de castaña, aunque el número osciló entre 62 y 706 árboles (Cronkleton *et al.*, 2010). Las comunidades agroextractivas de Pando recibieron derechos de propiedad más sólidos en el año 2004, cuando un decreto supremo determinó que se deberían titular en forma colectiva por lo menos 500 ha por familia. Como resultado, cerca de 1,9 millones de tierras forestales han sido tituladas en 163 comunidades agroextractivas en Pando (Cronkleton *et al.*, 2009). Estas áreas son comunales, pero el sistema de producción de castaña se basa en sistemas tradicionales de gobernanza interna que reconocen los derechos de acceso individual, con base en la capacidad de producción a nivel familiar.

A diferencia de la castaña, el aprovechamiento de madera a escala comercial es una adición más reciente a la economía de Pando. Las grandes empresas madereras llegaron a la región a fines de los noventa y se les otorgaron derechos que luego se convirtieron en concesiones bajo la Ley Forestal de 1996 (Pacheco, 1998). La Ley Forestal de 1996 también amplió las oportunidades para participar en la producción comercial de madera a una gama más amplia de actores que tenían propiedades, incluyendo las comunidades. Como resultado, la titulación de tierras comunitarias llevó a la introducción de planes de manejo forestal en bosques comunitarios. Una revisión de las estadísticas forestales de la oficina de la entidad del Gobierno responsable de la fiscalización forestal en Pando, la Autoridad de Fiscalización y Control Social de Bosque y Tierra (ABT), la entidad que en el año 2009 reemplazó a la Superintendencia Forestal, reveló que en ese año existían 42 planes de manejo forestal aprobados para tierras comunitarias, que abarcaban 570 774 ha, aproximadamente el 25% de todas las comunidades en el departamento de Pando. Con excepción de uno, todos los planes habían sido aprobados desde el año 2005.

De los 42 planes de manejo forestal para bosques comunitarios que existen en la actualidad en Pando, 34 fueron elaborados por empresas madereras. Como discutimos más adelante, esto es importante porque las ONG que apoyan la elaboración de los planes de manejo forestal para las comunidades generalmente obedecen a una agenda de desarrollo y tratan de fortalecer las capacidades a nivel local, mientras que los madereros se sienten motivados por la posibilidad de obtener acceso a la madera de la comunidad. Cuando realizamos nuestro estudio, 26 comunidades habían presentado por lo menos un informe anual de operaciones que indicaba el aprovechamiento que había tenido lugar. Dichos registros muestran que desde el año 2005, estas comunidades habían producido un total de 150 377 m³ de madera a través de estos planes con intensidades de aprovechamiento anual que promediaron 3,92 m³/ha. El aprovechamiento de madera es muy selectivo; el 60% del volumen aprovechado proviene de solo cinco especies: *Cedrelinga catenaeformis* (mara macho), *Cedrela sp.* (cedro), *Cariniana decandra* (enchoque), *Dipteryx odorata* (almendrillo) y *Apuleia leiocarpa* (almendrillo amarillo).

2.2. Marco regulatorio: Normas técnicas de la madera y la castaña en Bolivia

Como ya lo mencionamos, la aplicación de la Ley Forestal de 1996 se centró en la promoción del manejo sostenible de madera, enfatizando el aprovechamiento industrial en concesiones. Sin embargo, la legislación permitía diversos usos del bosque. La Ley Forestal extendió los derechos de manejo a una gama más amplia de actores, incentivó la aplicación de prácticas de aprovechamiento reducido para el aprovechamiento de madera en los planes de manejo aprobados y reconoció que los PFNM podían ser aprovechados bajo “contratos subsidiarios” (GB, 1996). La norma técnica más importante para la elaboración de planes de manejo forestal en áreas mayores a 200 ha (MDS, 1998) permite que los responsables de elaborar los planes de manejo acomoden a múltiples usuarios y productos durante su desarrollo. El Cuadro 2 presenta algunas secciones de la norma que podrían ser usadas para orientar el manejo de uso múltiple. Por ejemplo, si se identifican PFNM en el bosque y existe interés de manejarlos, entonces los profesionales que usan esta norma técnica deberán describir los pasos seguidos en la elaboración del subplan de manejo. Como mínimo, estos planes deberían incluir lo siguiente: “un inventario; el sistema de manejo; tratamientos para garantizar la sostenibilidad, el crecimiento y la regeneración; niveles de aprovechamiento; métodos de aprovechamiento y los esfuerzos para monitorear y evaluar los impactos”. Aunque la norma abrió esta ventana de oportunidad, no existían directrices específicas para el manejo de PFNM ni regulaciones para ajustar las operaciones de aprovechamiento forestal dentro de las áreas donde se manejarían los PFNM.

El sector de la castaña de Bolivia se ha desarrollado sin una política general que regule su manejo (Cronkleton y Pacheco, 2010). Este sector no era una prioridad para los responsables del diseño de políticas, y el impacto relativamente bajo del aprovechamiento de castaña no promovió el desarrollo de normas de manera urgente. Sin embargo, dadas las luchas por reclamar propiedades forestales en el norte de Bolivia (Ruiz, 2005; de Jong *et al.*, 2006), existía el estímulo para diseñar un instrumento legal a fin de justificar y

Cuadro 2. Sección relevante de los planes de manejo de madera preparados conforme a la norma 248/98 (MDS, 1998) analizada para identificar la intención de los responsables de su diseño de implementar el uso múltiple del bosque. Los números de la sección corresponden a los números del texto original.

Requisitos enumerados en las normas
<p>3.3.3. Describir el uso actual de la tierra, incluyendo información sobre la cobertura [forestal]</p> <p>3.4.1. Presión sobre la tierra y posible impacto en el manejo Describir de manera concisa los conflictos que se presentan sobre el uso de la tierra o recursos forestales por parte de los grupos humanos asentados dentro de la concesión y/o propiedad o en sus alrededores.</p> <p>3.9.1. Operaciones de aprovechamiento Se deben especificar las actividades de preaprovechamiento, aprovechamiento y posaprovechamiento a ejecutarse, de modo que garanticen operaciones eficientes de bajo costo e impacto mínimo en el suelo y la vegetación remanente.</p> <p>3.10. Disposiciones generales sobre productos no maderables En el caso de que en el inventario de reconocimiento se haya identificado la posibilidad de manejar este tipo de recursos y si existe interés en hacerlo, se deberá: (i) desarrollar un plan de manejo específico con este fin o ampliar el plan de manejo de madera. Este subplan incluirá como mínimo: inventario de las especies, sistema de manejo, tratamientos para asegurar la sostenibilidad, crecimiento y regeneración, niveles de aprovechamiento, métodos de aprovechamiento, programa de monitoreo y evaluación, procesamiento industrial, (ii) de acuerdo con la legislación vigente, la cacería y captura de fauna silvestre está totalmente prohibida y el plan de manejo debe especificar las acciones de la empresa tendientes a implementar y controlar esta prohibición.</p> <p>3.12. Administración de la Unidad de Manejo Se debe diseñar una estrategia para la retroalimentación y evaluación del manejo. Esta estrategia debe incluir al menos controles para valorar: la eficiencia de las operaciones, productividad, impacto ambiental, respuesta del bosque a las intervenciones.</p>

validar el manejo de la castaña como un uso productivo de la tierra en los bosques del norte (ya que la ley de tenencia de Bolivia usó la función económico-social o FES como el criterio para evaluar las demandas de tierra). En particular, los barraqueros podían usar el reconocimiento oficial para justificar sus extensas propiedades. Esto llevó a la creación de normas técnicas para el manejo de la castaña, aprobadas en el año 2005 (MDS, 2005). Para que el plan de manejo sea aprobado, las normas exigen que el propietario del bosque lleve a cabo un censo de los árboles de castaña adultos a partir de 30 cm de DAP en un 10% del área donde se van a aprovechar las castañas y que establezca cuadrantes de seguridad, donde no se permite el aprovechamiento de castaña en una superficie total de hasta el 6% del área censada durante un período de hasta 5 años, en un esfuerzo por garantizar la regeneración natural. Las normas exigen la identificación visual de los árboles de castaña para minimizar el daño durante el aprovechamiento forestal. A pesar de ello, no hay requisitos para definir a los usuarios forestales locales que tienen derechos y responsabilidades bajo el plan, describir las normas consuetudinarias preexistentes como las reglas de acceso a los recursos (i.e., propiedad de árboles) o para recolectar información, o cómo funcionan las redes que comunican los senderos (entre los árboles de castaña)

Cuadro 3. Requisitos de información para la elaboración de planes de manejo de castaña (MDS, 2005). Los números de las secciones en el cuadro corresponden a los del texto original.

Requisitos enumerados en las normas
<p>9.2.1. Censo de árboles de castaña</p> <p>Realizar un censo de los árboles de castaña adultos a partir de 30 cm de DAP en un 10% de área de la unidad de manejo, como superficie mínima elegible.</p> <p>(i) evaluar la posición de la copa entre categorías: emergente, dominante y codominante</p> <p>(ii) registrar la presencia de lianas</p>
<p>9.2.2. Superficie para la recolección de castaña</p> <p>El área a intervenir son los castañales en la propiedad.</p>
<p>9.2.3. Cuadrantes de seguridad</p> <p>Establecer cuadrantes de seguridad sobre una superficie total del 6% del área en lugares con abundancia mayor a 1 árbol por hectárea, distribuidos igualmente por períodos de tres y cinco años, donde no se permite el aprovechamiento.</p>
<p>9.2.4. Tratamientos silviculturales</p> <p>En el caso de aprovechamiento de madera en la misma unidad destinada para la zafra de castaña, se deberá considerar la identificación visual de árboles de castaña para reducir los impactos del aprovechamiento forestal.</p>
<p>9.28. Prohibiciones</p> <p>Queda terminantemente prohibida la caza en la unidad de manejo que haya sido definida para la recolección de castaña.</p>

para minimizar el daño causado por el aprovechamiento de madera. El Cuadro 3 ilustra secciones de la norma actual que son relevantes para integrar el aprovechamiento de castaña y madera en el mismo bosque.

En resumen, ni los planes de manejo de la castaña ni los de madera requieren o contemplan explícitamente el uso múltiple del bosque y pueden ser aprobados de manera independiente. Los planes de manejo forestal no tienen la necesidad de considerar las divisiones internas individuales usadas por los residentes para definir el acceso a los recursos de castaña, por el ejemplo, los sistemas de tenencia de árboles (Cronkleton *et al.*, 2010). Esto es menos problemático en las barracas de gran extensión donde la familia del barraquero controla los derechos de acceso (por lo menos tradicionalmente) o en concesiones donde una sola empresa controla las operaciones (e.g., Guariguata *et al.*, 2009) o en propiedades privadas donde la toma de decisiones recae sobre unos pocos. Sin embargo, en las propiedades comunales, como aquellas otorgadas a las comunidades agroextractivas en Pando, los derechos internos de acceso y los arreglos de los responsables de la toma de decisiones son más complejos. Mientras que los bosques comunitarios son mosaicos consuetudinarios de derechos de acceso individual, estas dos normas tratan al bosque como una sola unidad de manejo. Al no reconocer la existencia de los múltiples actores involucrados en la toma de decisiones, los planes de manejo introducidos en estas normas podrían potencialmente permitir que las decisiones individuales se antepongan a las decisiones grupales.

3. Métodos

La investigación tiene como objetivo identificar hasta qué punto se han realizado esfuerzos para integrar la planificación y práctica del manejo de madera y castaña en los bosques comunitarios. La recolección de datos se realizó entre agosto y octubre de 2010 y consistió en un análisis de los planes de manejo de madera aprobados de las comunidades seleccionadas para este estudio en Pando, seguido de entrevistas con grupos focales y residentes de estas comunidades. El marco de muestreo se recopiló de los archivos de la ABT de 26 comunidades que habían informado aprovechamientos anuales de madera (de un total de 42 con planes de manejo aprobados). Se partió de la idea de que en todas las comunidades, las familias residentes estaban involucradas en la zafra de castaña de manera que tanto el aprovechamiento de castaña como de madera estaba teniendo lugar en estos bosques. Para nuestra muestra elegimos diez comunidades de la lista (Cuadro 1). Esperábamos que las comunidades con planes de manejo de castaña y madera apoyaran más los enfoques de uso múltiple. Por ello, elegimos deliberadamente las cuatro comunidades de las 26 donde se habían elaborado planes de manejo de castaña, dos con planes de manejo aprobados para castaña y dos cuyos planes habían sido finalizados pero no presentados. Para el resto de la muestra, elegimos al azar seis de las 22 comunidades restantes. Los 10 planes de manejo de madera elegidos (Cuadro 1) se aprobaron entre 2005 y 2009. Su superficie osciló aproximadamente entre 3000 y 44 000 ha, con un tamaño promedio de 18 000 ha (el área promedio de los 42 planes de manejo en Pando es cercana a las 15 000 ha). Entre las comunidades, seis realizaron una sola intervención al bosque, mientras que las otras llevaron a cabo entre dos y cinco.

3.1. Análisis de los planes de manejo de castaña y madera

Estábamos interesados en varios aspectos de los planes de manejo de madera (Cuadro 2) y castaña (Cuadro 3) estipulados por las normas técnicas. Entre estos aspectos se incluían los siguientes: descripciones del uso actual de recursos por parte de las comunidades, reconocimiento del uso de PFNM, planes de manejo para PFNM y esfuerzos para mitigar el daño a los recursos forestales no maderables. También queríamos evaluar el grado en que los residentes de las comunidades participaban en la elaboración de los planes de manejo. La participación y control comunitario, cuando existen, deberían manifestarse en la preparación del plan y el inventario forestal, en la elaboración de los planes operativos anuales basados en los aprovechamientos comerciales de madera y en el proceso de toma de decisiones y fiscalización del aprovechamiento de madera. Al revisar aspectos específicos del plan de manejo para la castaña, nos interesamos también en evaluar el grado en que estos planes abordaban la integración de la producción de este valioso PFNM con el aprovechamiento de madera y también cómo estos planes se centraban en sistemas consuetudinarios.

3.2. Entrevistas grupales

Las entrevistas a grupos focales se realizaron en las 10 comunidades seleccionadas. Cada reunión fue convocada por líderes locales a quienes se solicitó que invitaran a los

residentes adultos. Se les aseguró a los informantes que la información sería anónima; sin embargo, cada participante contestó un cuestionario corto que detallaba algunas de sus características y se les hacía una serie de preguntas de opción múltiple con el objetivo de recoger sus percepciones acerca del plan de manejo de madera a fin de documentar la variación entre residentes. Una vez que habían terminado de responder el cuestionario, la reunión continuaba con entrevistas semiestructuradas usando preguntas abiertas estandarizadas relativas a la participación local en el desarrollo del plan de manejo y la implementación de las operaciones madereras subsiguientes, así como una evaluación del informante de esas actividades. Los casos seleccionados están distribuidos en Pando (Figura 1) a lo largo de las principales vías de transporte (todas las comunidades con planes de manejo forestal están ubicadas a lo largo de caminos en Pando).

Las entrevistas de grupos focales se basaron en una muestra representativa de la población de residentes de cada comunidad. Participaron 112 personas en 10 comunidades seleccionadas, oscilando los grupos entre 8 y 15 participantes (hay aproximadamente 195 familias en estas comunidades). Los informantes fueron en su mayor parte masculinos (72%) y la edad promedio era de 42 años. La mayor parte de los informantes había pasado mucho tiempo en la comunidad, siendo la edad promedio 16 años (rango: 1-57 años) e informaron que su principal fuente de ingreso era la castaña (91 individuos o el 81%). Los ingresos principales indicados por los otros 21 informantes provienen de la madera, agricultura, ganadería y otras fuentes. La mayor parte de estos productores trabajaba en sus propios castaños. Solo tres de los informantes manifestó no tener castaño propio. El tamaño de los castaños oscilaba entre 20 y 500 árboles.

4. Resultados y discusión

Debido al alto valor económico de la castaña y su importancia para las economías de los hogares de Pando, esperábamos que cuando se introdujera el aprovechamiento de madera en las comunidades agroextractivas, la integración del manejo de uso múltiple incluyera lo siguiente: (1) la participación activa de los miembros de la comunidad; (2) ajuste de las operaciones de aprovechamiento de madera para acomodar las características de las prácticas de manejo de la castaña; y (3) conciencia por parte de los miembros de la comunidad de los beneficios del uso múltiple del bosque. La siguiente sección presenta los resultados del análisis de los planes de manejo de madera y las entrevistas de grupos focales para abordar estos temas.

4.1. Nivel de participación de los grupos

Ninguna de las 10 comunidades elaboró planes de manejo por cuenta propia. Seis de las comunidades seleccionadas desarrollaron sus planes de manejo con el apoyo de empresas madereras, mientras que cuatro lo hicieron con el apoyo técnico de ONG locales. Los informantes indicaron que en la mayor parte de los casos, los miembros de la comunidad tenían un rol muy limitado en la preparación de los planes de manejo de madera. Por ley, los planes deben ser elaborados por un técnico forestal registrado y capacitado para seguir los formatos pero no necesariamente para facilitar la participación de la comunidad. Solo

en tres comunidades (todas con la ayuda de ONG) desempeñaron los residentes un papel activo realizando los inventarios de madera para el plan de manejo, mientras que, en las otras siete, estos fueron desarrollados por técnicos forestales y equipos de trabajo ajenos a la comunidad. Como resultado, los residentes tenían menos experiencia de primera mano de lo que se estaba planificando y no tenían oportunidades de conseguir un trabajo asalariado; este patrón continuó durante los inventarios más detallados de madera anuales previos a la cosecha. Durante el aprovechamiento de madera, las comunidades supuestamente desempeñaron un rol pasivo en la fiscalización de las operaciones de aprovechamiento de madera. En su mayor parte, fueron las empresas las que determinaron dónde y cómo aprovechar la madera. Los comentarios de algunos informantes revelaron que ellos entendían que el plan de manejo era propiedad del maderero y que no estaba bajo su control.

Las normas técnicas para el aprovechamiento de madera exigen que el responsable de la elaboración del plan de manejo identifique quién tiene a su cargo el monitoreo del aprovechamiento (Cuadro 2). Siete de los planes de manejo identificaron a la empresa maderera como la autoridad responsable del monitoreo y la evaluación. Solo tres de los 10 planes estudiados identificaron a la comunidad o a la organización forestal comunitaria como la autoridad responsable del monitoreo (cada comunidad recibió el apoyo de una ONG en la elaboración de su plan de manejo). Sin embargo, los grupos comunitarios no tenían el poder de toma de decisiones y supuestamente estaban organizados para registrar los volúmenes de madera aprovechada (no obstante, informantes de estas comunidades se quejaron de que ellos no sabían cuáles eran los volúmenes totales aprovechados). Ninguna de las comunidades tenía reglas o sanciones definidas si se causaba daño a los recursos de castaña. La manera independiente en que se realiza la planificación del manejo de madera y la toma de decisiones corre el riesgo de generar conflictos entre miembros de la comunidad y las empresas madereras y entre las familias participantes y no participantes. Una mayor integración del manejo podría llevar a una relación más “complementaria” entre los miembros de la comunidad y las empresas madereras (Duchesne y Wetzel, 2002).

4.2. Ajuste de las operaciones de aprovechamiento de madera para integrar los recursos de PFNM

4.2.1. Desde la perspectiva de los planes de manejo de madera

Durante las entrevistas de grupos focales, 64 informantes (57%) manifestaron que en algún momento se habían llevado a cabo actividades de aprovechamiento de madera en su castañal. Nuestras encuestas revelan que existe poca evidencia de que se haya tomado alguna medida para proteger los árboles de castaña o mitigar el impacto del aprovechamiento de madera. Aunque tres comunidades incluyeron árboles de castaña en sus inventarios anuales de madera, no hubo pruebas de que los planes de aprovechamiento anual incluían información sobre los sistemas de las comunidades para definir el acceso a los recursos, como la propiedad consuetudinaria de los árboles y las redes de senderos que conectan los árboles de castaña.

No existen acciones específicas para proteger los árboles de castaña en ninguno de los planes de manejo de madera. Cuando se les preguntó si habían tomado alguna medida para proteger los árboles de castaña, prácticamente la mitad de los informantes no sabía (46%), mientras que un poco más de un cuarto (26%) reveló que no se había tomado ninguna medida. Además, el 67% no sabía si se había utilizado la tala dirigida, mientras que el 18% manifestó que sí se había utilizado este método. Más de la mitad de los informantes tampoco sabía si se habían marcado los árboles maderables de futura cosecha (y/o los árboles de castaña pre-reproductivos) antes del aprovechamiento (54% no sabía y 23% dijo no). Durante las entrevistas de grupos focales en dos comunidades, algunos informantes manifestaron que los madereros incentivaban el uso de la tala dirigida, y en otra, los informantes indicaron que solicitaban que la empresa no aprovechara madera en las cercanías de los árboles de castaña; sin embargo, no queda claro si estos esfuerzos tuvieron resultado. Debido a que los madereros probablemente tienen un entendimiento limitado de los mecanismos específicos tradicionales que las comunidades usan para manejar la castaña, era muy probable que ellos estuvieran menos dispuestos a ajustar los niveles de operaciones, en especial si las comunidades no estaban participando o no podían influir en la manera en que se aprovechaba la madera. La falta de conocimiento acerca de los métodos usados en el aprovechamiento de madera también podría ser un indicador de la baja participación de los residentes. Sin la participación de la comunidad, hay poco incentivo para que los madereros tomen medidas que protejan los árboles de castaña durante el aprovechamiento de madera (e.g., Guariguata *et al.*, 2009).

4.2.2. Desde la perspectiva de los planes de manejo de castaña

El análisis de los planes de manejo de castaña no aportó pruebas de que estos planes abordaban la integración con el aprovechamiento de madera. Tampoco hubo indicadores de que estos planes de PFMN apoyaban los sistemas consuetudinarios de producción. En cinco de las comunidades donde se habían preparado planes de manejo de castaña, las entrevistas de grupos focales incluyeron algunas preguntas más sobre el tema. En total había 54 informantes de estas comunidades. De estos, 37 (69%) participaron en la elaboración del plan de manejo, lo que generalmente significa que habían participado en el inventario de árboles de castaña. Cerca de la mitad (28 o el 52%) informó que su castañal se encontraba dentro del área del inventario de castaña para el plan de manejo. En cada caso, el técnico forestal a cargo insistió en usar el método estándar de inventario utilizado para la madera, donde se abren transectos para identificar los árboles de castaña, en lugar de usar las redes de senderos que conectan a los árboles y el conocimiento local que los residentes de la comunidad utilizan para demandar sus derechos sobre los árboles. Cuando se les preguntó si se habían beneficiado de la implementación de un plan de manejo, la mayor parte dijo “no” (61%); aunque muchos se habían beneficiado del salario recibido por desarrollar los planes de manejo. Por ejemplo, una clara mayoría (76%) manifestó no saber cuál era el objetivo de los cuadrantes de seguridad. Sin embargo, algunos entrevistados que sí sabían objetaron esta medida, argumentando que algunos roedores acabarían por remover las semillas (e.g., Peres y Baidier, 1997) o que, si no, las semillas serían robadas (e.g., Duchelle *et al.*, 2011). Todos estos planes fueron elaborados y financiados por ONG. No hubo indicadores de que las comunidades estuvieran

interesadas en desarrollar estos planes por su cuenta. Curiosamente, en tres casos, las comunidades habían recibido ayuda para elaborar planes de manejo de castaña, pero no los habían presentado porque temían que la fiscalización del Gobierno añadiría costos y aumentaría los existentes (incluida una comunidad donde originalmente no habíamos identificado un plan de manejo de castaña). Aunque las normas exigen minimizar el daño ocasionado por el aprovechamiento de madera a los árboles de castaña mediante la identificación visual (Cuadro 3), los informantes estaban divididos con respecto a si los árboles (adultos) de castaña habían sido dañados durante el aprovechamiento, habiendo respondido “sí” el 49% y “no” el 51%.

4.3. Conocimiento por parte de las comunidades del uso múltiple

Podríamos suponer que las comunidades tendrían un rol más activo si consideraran que el aprovechamiento forestal estaba amenazando sus árboles de castaña. Algunos informantes indicaron que el daño a los árboles de castaña por el aprovechamiento de madera podría crear problemas durante la zafra. Por ejemplo, las ramas que caen producto de la tala de árboles vecinos y el crecimiento del sotobosque por la incidencia de luz podrían impedir la búsqueda de castañas en el suelo. Cuando se les preguntó si el aprovechamiento de madera y la zafra de castaña eran compatibles, las respuestas no fueron concluyentes. Entre los informantes, el 29% manifestó que las actividades eran compatibles, el 35% consideró que no lo eran y el 36% no sabía. Además, aunque la cacería está prohibida dentro de los planes de manejo forestales, el 80% de los informantes pensaba que esta actividad todavía estaba permitida dentro del área de manejo. Ellos parecen tener poca información sobre la manera en que se realiza el aprovechamiento o cómo el uso múltiple podría ser diferente. A la fecha, sin embargo, la mayor parte de estas comunidades ha experimentado solo una gestión de aprovechamiento de madera, por lo que no han tenido tiempo de evaluar su impacto. El hecho de que hayan aceptado el aprovechamiento de madera (en condiciones relativamente desfavorables, dada su falta de control) indica que ellos no consideran que esta actividad es una amenaza. De otra forma, si hubieran sentido que sus medios de vida corrían peligro, las respuestas hubieran sido más fuertes. Por ejemplo, la amenaza a los derechos de propiedad de las poblaciones que dependen de los bosques en la región durante la última década ha provocado la resistencia colectiva para defender sus derechos en Bolivia (Ruiz, 2005; Cronkleton y Pacheco, 2010), así como en los países vecinos (Schmink y Wood, 1992).

5. Conclusiones

Las tierras comunitarias de Pando se han convertido en la nueva frontera de aprovechamientos madereros en el norte amazónico boliviano. La titulación de las tierras comunitarias las ha convertido en el blanco principal de empresas madereras pequeñas y medianas que carecen de propiedades donde pueden aprovechar madera legalmente. Esto ha quedado demostrado con el rápido aumento de los planes de manejo de madera en los bosques comunitarios después del año 2004, cuando empezó la titulación. Las políticas forestales existentes en Bolivia podrían permitir el manejo de uso múltiple; sin embargo, nuestro análisis sugiere que hay poca integración en la planificación o la práctica. En

términos generales, nuestros resultados revelan la debilidad de las estrategias de manejo que dependen solo de marcos de políticas y regulatorios para generar cambios en la conducta de manejo si los responsables de elaborar los planes no están motivados por interés propio a adoptar métodos mejorados. Es poco probable que las normas técnicas cambien por sí solas la conducta si la fiscalización y el control a cargo del Gobierno son débiles debido a la falta de voluntad política y de recursos, y si no se empodera a los actores locales con información y capacidad para defender sus derechos. Además, es un problema potencial que las normas técnicas tanto de la madera como de la castaña analizadas aquí prohíban explícitamente actividades de medios de vida agroextractivos, por ejemplo, la agricultura de corte y quema y la cacería. Estas prohibiciones van en contra de una visión inclusiva, muy necesaria, del uso forestal de pequeña escala en el contexto de normas y regulaciones formales (Michon *et al.*, 2007), incluyendo la Amazonia occidental (Rockwell *et al.*, 2007b).

Desde un punto de vista biofísico, el manejo de madera y castaña parece compatible en intensidades de aprovechamiento relativamente bajas como las encontradas en la actualidad en Pando ($-3-5\text{m}^3/\text{ha}$) y si las normas de aprovechamiento de impacto reducido son implementadas de tal forma que el daño a los árboles de castaña sea minimizado (Guariguata *et al.*, 2009). No obstante, en los casos donde se estaba desarrollando un plan de manejo para la castaña, la mayor parte de los requisitos parecían poco adecuados para la promoción del manejo integrado con la madera. En primer lugar, estos planes no están generando información útil para los administradores locales que generalmente saben dónde están ubicados los árboles de castaña, pero que luchan por defender el acceso, mitigar el conflicto y evitar la deforestación o los incendios. En segundo lugar, el carácter heliófilo del árbol de castaña (Kainer *et al.*, 1998; Cotta *et al.*, 2008; Myers *et al.*, 2000) implica que los esfuerzos por garantizar la regeneración a través de la semilla bajo dosel cerrado podrían no funcionar en el largo plazo, ya que las normas técnicas de la castaña proponen en la actualidad el establecimiento de cuadrantes de seguridad, lo que, a su vez, impone un alto costo de oportunidad a los recolectores. Las normas existentes para el manejo de castaña necesitan ser refinadas y se deben tomar plenamente en cuenta las actividades de extracción de madera para promover la integración. Las normas están desconectadas, en el sentido que no hay manera que el Estado pueda aplicar los requisitos de la norma si quisiera (a diferencia de la madera, cuyo sistema tiene procesos claramente definidos para la solicitud de permisos para recibir certificados de origen y varios puntos durante el transporte y procesamiento donde se verifican estos certificados).

A partir de estas observaciones, ¿cómo podemos mejorar los sistemas de manejo forestal de uso múltiple en la Amazonia boliviana? Por un lado, deberían fortalecerse las instituciones comunitarias. La agencia de fiscalización forestal del Gobierno (ABT) debería verificar que las organizaciones de manejo existen y asegurarse de que los miembros conozcan sus derechos. Estos grupos deberían autorizar operaciones y decisiones de la misma manera en que los técnicos forestales deben aprobar planes de manejo de madera y planes de aprovechamiento anuales. La ABT debería también aclarar el rol que juegan las instituciones comunitarias en la fiscalización. Se debería brindar capacitación para apoyarlas en este papel. Por ejemplo, el interés local en aprender métodos para calcular los

volúmenes de madera podría combinarse con capacitación para implementar métodos de aprovechamiento de impacto reducido. Por otro lado, se debe tener en cuenta información básica acerca de los castaños y las normas y mecanismos consuetudinarios de manejo en los planes de manejo, junto con una descripción de las medidas que se tomarán para evitar el daño y mitigar el impacto y, en lo posible, evitar áreas con altas densidades de árboles de castaña. Para ello, es posible que se necesite implementar sistemas locales de monitoreo y evaluación (Guijt, 2007; Danielsen *et al.*, 2009). La existencia de organizaciones de manejo locales más fuertes les permitiría a los residentes interesados en mantener el bosque ejercer mayor influencia que la que actualmente tienen como residentes individuales (Richards, 1997; Cronkleton *et al.*, 2008).

Agradecimientos

Queremos agradecer a las comunidades de Pando, Bolivia, por su participación y voluntad de proveer la información utilizada en esta investigación y a las autoridades de la oficina de la ABT en Cobija, Bolivia, por darnos acceso a los datos relativos a los planes de manejo de madera y castaña en Pando. También quisiéramos agradecer a dos evaluadores anónimos por sus comentarios sobre el original.

Referencias

- Bray, D. B., Duran, E., Ramos, V. H., Mas, J.-F., Velazquez, A., McNab, R. B., Barry, D., Radachowsky, J., 2008. Tropical deforestation, community forests, and protected areas in the Maya Forest. *Ecol. Soc.* 13 (2), 56.
- Cámara Forestal, 2006. Anuario estadístico sector forestal de Bolivia. Cámara Forestal de Bolivia. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Cotta, J. N., Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., Staudhammer, C.L., 2008. Shifting cultivation effects on Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) regeneration. *For. Ecol. Manag.* 256, 28-35.
- Cronkleton, P., Taylor, P., Barry, D., Stone-Jovicich, S., Schmink, M., 2008. Environmental Governance and the Emergence of Forest-based Social Movements. CIFOR Occasional Paper #49. CIFOR, Bogor.
- Cronkleton, P., Pacheco, P., Ibarguen, R., Albornoz, M. A., 2009. Reformas en la tenencia de la tierra y los bosques: la gestión comunal en las tierras bajas de Bolivia. CIFOR/CEDLA, La Paz/Bolivia.
- Cronkleton, P., Albornoz, M. A., Evans, K., Barnes, G., de Jong, W., 2010. Social geomatics: participatory forest mapping to mediate resource conflict in the Bolivian Amazon. *Hum. Ecol.* 38, 65-76.
- Cronkleton, P., Pacheco, P., 2010. Changing Policy Trends in the Emergence of Bolivia's Brazil Nut Sector. En: Laird, S., McLain, R., Wynberg, R. (Eds.), *Wild Product Governance: Finding Policies that Work for Non-Timber Forest Products*. Earthscan, Londres, pp. 15-52.

- Cubbage, F., Harou, P., Sills, E., 2007. Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *For. Pol. Econ.* 9, 833-851.
- Danielsen, F., Burgess, N., Balmford, A., Donald, P. F., Funder, M., Jones, J. P. G., Alviola, P., Balete, D., Blomley, T., Brashares, J., Child, B., Enghoff, M., Fjeldsá, J., Holt, S., Hubertz, H., Jensen, A. E., Jensen, P. M., Massao, J., Mendoza, M. M., Ngaga, Y., Poulsen, M. K., Rueda, R., Sam, M., Skielboe, T., Stuart-Hill, G., Topp-Jorgensen, E., Yonten, D., 2009. Local participation in natural resource monitoring: a characterization of approaches. *Cons. Biol.* 23, 31-42.
- De Jong, W., Ruiz, S., Becker, M., 2006. Conflict and communal forest management in Northern Bolivia. *For. Pol. Econ.* 8, 447-457.
- Duchelle, A. E., Cronkleton, P., Kainer, K. A., Guanacoma, G., Gezan, S., 2011. Resource theft in tropical forest communities: implications for non-timber management, livelihoods, and conservation. *Ecol. Soc.* 16(1). [en línea] URL: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol116/iss1/art4/>>.
- Duchesne, L., Wetzell, S., 2002. Managing timber and non-timber forest product resources in Canada's forests: need for integration and research. *For. Chron.* 78, 837-842.
- FAOSTAT, 2011. Food and agricultural commodities production. <<http://www.faostat.fao.org/site/339/default.aspx>> (Consultado el 18 de abril de 2011)
- Fortmann, L., Riddell, J., Brick, S., Bruce, J., Fraser, A., 1985. *Trees and Tenure: An Annotated Bibliography for Agroforesters and Others*. Land Tenure Center, University of Wisconsin, Madison, WI.
- García-Fernández, C., Ruiz Pérez, M., Wunder, S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *For. Ecol. Manag.* 256, 1468-1476.
- GB, 1996. Nueva Ley forestal. No. 1700 del 12 de Julio de 1996. Gobierno de Bolivia, La Paz.
- Guariguata, M. R., Licona, J.C., Mostacedo, B., Cronkleton, P., 2009. Damage to Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) during selective timber harvesting in Northern Bolivia. *For. Ecol. Manag.* 258, 788-793.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges, and opportunities. *For. Ecol. Manag.* 259, 237-245.
- Guijt, I., 2007. Strengthening learning in adaptive collaborative management: the potential of monitoring. En: Guijt, I. (Ed.), *Negotiated Learning: Collaborative Monitoring in Forest Resource Management*. Resources for the Future and Center for International Forestry Research, Washington D. C., pp. 3-22.
- Kainer, K. A., Duryea, M. L., de Macedo, N. C., Williams, K., 1998. Brazil nut seedling establishment and autecology in extractive reserves of Acre, Brazil. *Ecol. Appl.* 8, 397-410.
- Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., Gomes-Silva, D. A. P., Capanu, M., 2006. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. *J. Trop. Ecol.* 22, 147-154.

- Kant, S., 2004. Economics of sustainable forest management. *For. Pol. Econ.* 6, 197-203.
- MDS, 1998. Normas técnicas para la elaboración de instrumentos de manejo forestal en propiedades privadas o concesiones con superficies mayores a 200 hectáreas. Res. Min. No. 248/98. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, La Paz, Bolivia.
- MDS, 2005. Norma técnica para elaboración de planes de manejo de castaña (*Bertholletia excelsa* Humb & Bonpl.), Resolución Ministerial N 077/2005. Ministerio de Desarrollo Sostenible Viceministerio de Recursos Naturales y Medio Ambiente. La Paz, Bolivia.
- Menton, M., Merry, F. D., Lawrence, A., Brown, N., 2009. Company-community logging contracts in Amazonian settlements: impacts of livelihoods and NTFP harvests. *Ecol. Soc.* 14 (1), 39 [en línea] URL:<<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art39/>>.
- Michon, G., De Foresta, H., Levang, P., Verdeaux, F., 2007. Domestic forests: a new paradigm for integrating local communities' forestry into tropical forest science. *Ecol. Soc.* 12(2), 1. [en línea] URL:<<http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art1>>.
- Mostacedo, B., Balcazar, J., Montero, J.C., 2006. Tipos de bosque, diversidad y composición florística en la Amazonia sudoeste de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41, 99-116.
- Myers, G., Newton, A. C., Melgarejo, O., 2000. The influence of canopy gap size on natural regeneration of Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) in Bolivia. *For. Ecol. Manag.* 127, 119-128.
- Pacheco, P., 1998. Pando: Barraqueros, madereros y conflictos por el uso de los recursos forestales. En: Pacheco, P., Kaimowitz, D. (Eds.), *Municipios y Gestión Forestal en el Trópico Boliviano, Bosques y Sociedades* 3. CIFOR/CEDLA/TIERRA/BOLFOR, CID/Plural Editores, La Paz, Bolivia.
- Pacheco, P., de Jong, W., Johnson, J., 2010. The evolution of the timber sector in lowland Bolivia: examining the influence of three disparate policy approaches. *For. Pol. Econ.* 12, 271-276.
- Paiva, P. M., Carneiro Guedes, M., Funi, C., 2010. Brazil nut conservation through shifting cultivation. *For. Ecol. Manag.* 261, 508-514.
- Panayotou, T., Ashton, P. S., 1992. *Not by Timber Alone: Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests*. Island Press, Washington D. C.
- Peres, C. A., Baider, C., 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilnut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. *J. Trop. Ecol.* 13, 595-616.
- Peres, C. A., Baider, C., Zuideman, P. A., Wadt, L. H. O., Kainer, K. A., Gomes-Silva, D. A. P., Salamão, R. P., Simões, L. L., Francisiosi, E. R. N., Valverde, F. C., Gribel, R., Shepard Jr, G. H., Kanashiro, M., Coventry, P., Yu, D. W., Watkinson, A. R., Freckleton, R. P., 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* 302, 2112-2114.

- Putz, F. E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *For. Ecol. Manag.* 256, 1427-1433.
- Richards, M., 1997. Common property resource institutions and forest management in Latin America. *Dev. Change.* 28, 95-117.
- Rockwell, C. A., Kainer, K. A., Staudhammer, C. L., Baraloto, C., 2007a. Future crop tree damage in a certified community forest in southwestern Amazonia. *For. Ecol. Manag.* 242, 108-118.
- Rockwell, C., Kainer, K. A., Marcondes, N., Baraloto, C., 2007b. Ecological limitations of reduced-impact logging at the smallholder scale. *For. Ecol. Manag.* 238, 365-374.
- Ruiz, S., 2005. Rentismo, conflicto y bosques en el norte amazónico boliviano CIFOR. Santa Cruz, Bolivia.
- Schmink, M., Wood, C. H., 1992. *Contested Frontiers in Amazonia.* Columbia University Press, Nueva York.
- Soriano, M., 2010. The growing dilemma of timber harvesting in Brazil nut rich community forests in Northern Bolivia: effects on natural regeneration and forest disturbance. Tesis de maestría, University of Florida. Gainesville, Florida.
- Stoian, D., 2000. Shifts in forest production extraction: the post-rubber era in the Bolivian Amazon. *Int. Tree Crops J.* 10, 277-297.
- Stoian, D., 2004. Cosechando lo que cae: La economía de la castaña (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) en la Amazonia boliviana. En: Alexiades, N., Shanley, P. (Eds.), *Productos forestales, medios de subsistencia y conservación*, vol. 3. América Latina, CIFOR, Bogor, Indonesia, pp. 89-116.
- Stoian, D., Henkemans, A., 2000. Between extractivism and peasant agriculture: differentiation of rural settlement in the Bolivian Amazon. *Int. Tree Crops J.* 10, 299-319.
- Taylor, P.L., 2010. Conservation, community and culture? New organizational challenges of community forest concessions in the Maya Biosphere Reserve of Guatemala. *J. Rural Stud.* 26, 173-184.
- Titus, B., Kerns, B., Cocksedge, W., Winder, R., Pilz, D., Kauffman, G., Smith, R., Cameron, S., Freed, J., Ballard, H., 2006. Compatible management: a comprehensive overview of inactive to active tools and examples from North America. En: Cocksledge, W. (Comp.), *Incorporating Non-timber Forest Products into Sustainable Forest Management: an Overview for Forest Managers.* Royal Roads University, Victoria, Canada, pp. 49-72.
- Wadt, L. H. O., Kainer, K. A., Staudhammer, C. L., Serrano, R. O. P., 2008. Sustainable forest use in Brazilian extractive reserves: natural regeneration of Brazil nut in exploited populations. *Biol. Cons.* 141, 332-346.
- Zhang, Y., 2005. Multiple-use forestry vs. forestland-use specialization revisited. *For. Pol. Econ.* 7, 143-156.
- Zuidema, P., Boot, R., 2002. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. *J. Trop. Ecol.* 18, 1-31.



Los efectos de la tala selectiva en los productos forestales no maderables de importancia para los medios de vida

Lucy Rist¹, Patricia Shanley^{2,3}, Terry Sunderland³, Douglas Sheil^{4,5}, Ousseynou Ndoye⁵, Nining Liswanti³, Julius Tieguhong⁶

Resumen

La posibilidad de combinar la extracción de productos forestales maderables y no maderables se ha examinado en el contexto del manejo forestal diversificado. Muchos bosques tropicales son explotados tanto comercialmente para la obtención de madera como por comunidades que dependen de los bosques para el aprovechamiento de productos forestales no maderables (PFNM). Las divergencias entre estos dos usos pueden tener implicaciones significativas para los medios de vida que dependen de los bosques. El presente artículo presenta ejemplos de conflictos y complementariedades entre la tala selectiva y los aprovechamientos no madereros de los bosques desde la perspectiva de los medios de vida. Asimismo, a partir de tres estudios de caso de Brasil, Camerún e Indonesia, se examina a través de qué mecanismos, y en qué medida, repercute la tala en los recursos forestales de importancia para los medios de vida, como también analiza de qué manera pueden mediar esta influencia algunos factores, como el régimen de tala y el sistema de manejo forestal. De este modo, se pretende arrojar luz sobre un tema relativamente poco tratado en el manejo y conservación de bosques tropicales.

1 Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University, 90187 Umeå, Suecia – lucy.rist@emg.umu.se.

2 Woods and Wayside International, Princeton, Nueva Jersey, Estados Unidos.

3 Centro para la Investigación Forestal Internacional, Bogor, Indonesia.

4 Institute of Tropical Forest Conservation, Kibale, Uganda.

5 Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Yaundé, Camerún.

6 Technical Training and Research Centre for Development, Yaundé, Camerún.

Se identificaron cuatro mecanismos específicos, de los cuales el conflicto de uso y los impactos indirectos de la tala son los que más inciden en los efectos negativos en los PFSM de importancia para los medios de vida. El 82% de los artículos examinados destacaron los efectos negativos en la disponibilidad de PFSM. Los ejemplos de los impactos positivos se restringieron a especies heliófilas que responden a la apertura de la estructura del bosque y suelen representar un pequeño subconjunto de las que tienen un valor relacionado con los medios de vida. A pesar de los considerables efectos en los medios de vida, en los tres estudios de caso, se encontraron pruebas que respaldan las posibilidades de mejorar la compatibilidad entre la extracción de madera y el uso de subsistencia de los PFSM. A partir de estos datos y de la revisión bibliográfica, se presentan recomendaciones específicas para las investigaciones, las políticas, el manejo y su implementación. Estos hallazgos tienen repercusiones significativas para conciliar los usos madereros y no madereros de los bosques tropicales.

1. Introducción

La tala selectiva es una actividad económica importante en una gran parte de los trópicos húmedos aunado a un aumento en el área de bosque asignado a concesiones madereras (Laporte *et al.* 2007; Guariguata *et al.* 2010; Wilson *et al.* 2010). Estos bosques, y los recursos que contienen, son utilizados también por las comunidades rurales, incluidos muchos pueblos indígenas (Byron y Arnold 1999). La tala tiene efectos importantes en la estructura y la función forestal, con consecuencias para muchas especies además de las que son objeto de la extracción (Veríssimo *et al.* 2002; Asner *et al.* 2006; Foley *et al.* 2007). En las especies del bosque se han destacado tanto efectos positivos como negativos, incluso para los productos forestales no maderables (PFSM) (van Dijk y Wiersum 2004; Guariguata *et al.* 2010). Asimismo, hay numerosas especies maderables que poseen valor como PFSM (Herrero-Jáuregui *et al.* 2009) y con frecuencia son de importancia considerable para los medios de vida de las comunidades forestales, no solo como fuente de alimento, medicina o ingresos en efectivo, sino también como recursos de valor cultural o espiritual (Posey 1999; Colfer 2008).

Los PFSM, definidos por Arnold y Ruiz-Pérez (2001: 438) como “todo producto distinto de la madera que dependa de un entorno forestal”, han sido el centro de las iniciativas de manejo forestal sostenible (MFS) desde principios de la década de los noventa (de Beer y McDermott 1989; Peters *et al.* 1989; Allegretti 1990; Nepstad y Schwartzman 1992; Peters 1994). Independientemente de la comercialización potencial, estos recursos son elementos vitales para los medios de vida de muchas comunidades que dependen de los bosques (Ambrose-Oji 2003; de Merode *et al.* 2004; Kaushal y Melkani 2005; Paumgarten y Shackleton 2009). Se han realizado varios estudios que proporcionan información importante acerca de los efectos sociales, económicos y ecológicos de la tala (por ejemplo, Uhl *et al.* 1991; Watson 1996). Si bien se han considerado los efectos en las especies de PFSM comerciales (Guariguata *et al.* 2008; Herrero-Jáuregui *et al.* 2009) y se ha destacado el efecto positivo en los PFSM heliófilos (Ashton *et al.* 2001; Guariguata *et al.* 2010), se ha prestado poca atención a las repercusiones en el conjunto completo de

PFNM de importancia para los medios de vida, incluidos los de valor no utilitario (excepto en Laird 1995; Salick y Mejia 1995; Shanley *et al.* 2002; Menton 2003).

Se pueden diferenciar cuatro categorías generales de los efectos de la tala en la disponibilidad de PFNM: conflicto de uso, competencia, facilitación por el aprovechamiento de madera y efectos indirectos. Mientras que las primeras tres se caracterizan por sus efectos negativos, la última categoría puede ser positiva o negativa.

1.1. Conflicto de uso

El término “conflicto de uso” (Laird 1999), o especies “en disputa” (Counsell *et al.* 2007; Herrero-Jáuregui *et al.* 2009), hace referencia a especies que tienen un valor elevado tanto desde el punto de vista comercial como de los medios de vida y que producen madera y PFNM. Comprenden especies de importancia social o cultural específica. En África las especies de moabi (*Baillonella toxisperma*) y sapele (*Entandrophragma cylindricum*), por ejemplo, poseen múltiples valores como PFNM. Muchas de ellas también son especies amenazadas; El árbol de moabi está incluido en la Lista Roja de especies vulnerables (IUCN 1996, 2010). Estas especies de alto valor como PFNM con frecuencia son particularmente vulnerables a la explotación maderera debido a sus bajas densidades y a menudo su bajo potencial de regeneración después de la tala (Schulze *et al.* 2008). En el caso del árbol de moabi, que posee baja densidad —menos de 1 árbol por cada 20 ha— y con frecuencia un elevado nivel de agrupación, se puede eliminar por completo una población local en una única tala (Debroux y Delvingt 1998; Angerand 2007). Más del 60% de las principales especies productoras de madera comercial exportadas de Camerún tienen valores no maderables importantes (Ndoye y Tieguhong 2004); estas cifras son similares en otras regiones de África y Asia (Limberg *et al.* 2007) y América Latina (Martini *et al.* 1994; CFI 2006; Herrero-Jáuregui *et al.* 2009; Guariguata *et al.* 2010).

1.2. Competencia

Cuando un recurso de PFNM es particularmente valioso, es posible que se incluyan operaciones de tala como parte de la explotación, lo que puede estar en competencia con los recolectores locales o excluirlos por completo de la actividad. En Gabón, la resina de okoumé (*Aucoumea klaineana*) se convirtió en un producto muy buscado después de la identificación de sus propiedades antiproteasa y antiinflamatoria (Praxede-Mapangou 2003). Las empresas madereras comenzaron a explotar la resina recolectándola de los árboles talados de forma ilegal. La exportación de cantidades significativas de resina a Europa realizada por los concesionarios madereros excluyó a las comunidades locales de los beneficios de una nueva fuente de ingresos potencialmente valiosa, además de eliminar un recurso de importancia para los medios de vida (Robinet 2003; McGown 2006). De manera similar, en la Amazonia oriental, los madereros extrajeron de manera oportunista el aceite de copaiba de los árboles talados (Plowden 2002). Actuando como forma de captura de elite, aprovechan el aumento del precio de los PFNM y retiran el recurso del dominio de los pequeños productores (Dove 1993).

1.3. Facilitación

Asimismo, las operaciones de tala pueden facilitar la explotación insostenible de PFTM. La venta de carne de monte constituye un ejemplo clásico (Wilkie *et al.* 2000; Robinson *et al.* 1999; Bennett y Gumal 2001). Los puentes, los caminos de extracción y los vehículos ofrecen a los cazadores un mejor acceso y permiten el transporte de la carne proveniente de bosques lejanos, antes inaccesibles, para la venta en mercados urbanos (Robinson *et al.* 1999; East *et al.* 2005). La corteza de yohimbe (*Pausinystalia johimbe*) es otro ejemplo. Un aumento reciente de la demanda internacional para su uso en suplementos nutricionales ha generado un aprovechamiento altamente insostenible facilitado por las operaciones de tala (Sunderland *et al.* 2004).

1.4. Efectos indirectos

Las actividades de tala selectiva generan cambios importantes en la estructura, la composición y la función de los bosques (Malcolm y Ray 2000; Hall *et al.* 2003; Foley *et al.* 2007). Estos cambios afectan la disponibilidad y el potencial de regeneración de numerosos PFTM, tanto de manera positiva como negativa. La tala selectiva puede tener efectos beneficiosos sobre la disponibilidad biofísica, en particular en el caso de algunas trepadoras, palmas y hierbas (Costa y Senna 2002). Se sabe que estas especies de PFTM se benefician con las mejores condiciones de iluminación resultantes del aumento del tamaño de los claros en el dosel que se producen después de la tala (Guariguata *et al.* 2010). Algunas especies de PFTM incluso alcanzan su máxima densidad en los bosques sobreexplotados (van Dijkand Wiersum 2004; Guariguata *et al.* 2010). Sin embargo, hay otras especies que pueden responder de manera negativa o verse afectadas por daños colaterales, por ejemplo, a causa de la caída de árboles y el paso de maquinaria (Iskandar *et al.* 2006). Las prácticas silviculturales como el corte de trepadoras o el desbroce de sotobosque para fomentar la regeneración de las especies de madera comercial pueden ocasionar más daños (Laird 1995; Parren 2003). El cambio de los microclimas locales y los regímenes de incendios puede tener consecuencias importantes (Uhl y Kaufmann 1990; Cochrane *et al.* 1999; Nepstad *et al.* 1999). El crecimiento secundario posterior a la tala puede producir un sotobosque impenetrable que restringe el movimiento por el bosque y, por lo tanto, limita el acceso a los recursos (Tieguhong y Ndoye 2007). Las operaciones de tala no controladas también ocasionan contaminación en los ríos y sedimentación a causa de la erosión del suelo (DFID 1999; Douglas *et al.* 1993) con efectos importantes para las poblaciones de peces (Lapuyade *et al.* 2000). La disponibilidad de PFTM también se puede ver afectada indirectamente por la pérdida de especies con las que los PFTM están relacionados ecológicamente, como es el caso en el que las especies de árboles que atraen animales de caza son objeto de la extracción maderera (Shanley y Rosa 2004; Uhl y Vieira 1989).

En el presente trabajo, se analizan estudios previos en los que se documentan las relaciones, tanto de divergencia como de complementariedad, entre los usos maderables (tala selectiva) y no maderables (PFTM) de los bosques. Se identifican formas de impacto comunes, se destaca la diversidad de PFTM afectados y se consolida el conocimiento

existente sobre el tema. Asimismo, se analizan tres estudios de caso en los que se evalúan los efectos de la tala selectiva en PFNM de importancia para los medios de vida. Se adopta una interpretación integral de los medios de vida (Wallman 1984; Bebbington 1999), por lo que se considera la importancia de estos en relación no solo con los recursos que se comercializan o se necesitan para la subsistencia, sino también con los que tienen un valor simbólico o ritual. Los tres lugares se encuentran en zonas boscosas con comunidades con diversos niveles de dependencia de los PFNM, pero siempre una dependencia importante, y en las que se han realizado operaciones mecanizadas de tala selectiva. Estos ejemplos específicos amplían el contexto que permite considerar oportunidades para incorporar en las prácticas y las políticas de manejo forestal la relación entre los PFNM y la madera enmarcada en la situación de los medios de vida.

2. Métodos

2.1. Análisis de bibliografía

Se analizó la bibliografía actual sobre conflictos y complementariedades entre los usos maderables y no maderables de los productos forestales. Se realizó una búsqueda en ISI Web of Knowledge y resúmenes de CABI con los términos “tala selectiva”, “tala” o “madera” junto con “PFNM” o “Producto forestal no maderable”. En estas búsquedas se obtuvo un total de 18 documentos relevantes, es decir, documentos que identificaban específicamente una divergencia o una complementariedad entre los valores forestales de los PFNM y los productos maderables. Se realizó una búsqueda similar en Google Scholar y se identificaron otros 11 artículos relevantes dentro de los primeros 50 registros. Asimismo, se incluyeron nueve artículos en los que se trataba específicamente este tema que habían sido identificados como parte de la lectura informativa, pero que no aparecieron en las búsquedas. Con esto, se obtuvo un total de 38 artículos. Para el análisis de estos trabajos se consideró la naturaleza (es decir, positiva o negativa) y el mecanismo del impacto, el tipo de tala (es decir, tala no planificada o depredadora, tala selectiva convencional o tala de impacto reducido o TIR), así como el sistema de manejo forestal utilizado (por ejemplo, concesiones comerciales, asociaciones entre comunidades y empresas o forestería comunitaria). También se tomó nota de toda cuantificación de los efectos identificados, así como la categoría de PFNM investigados y las referencias a especies amenazadas. Debido al método de búsqueda elegido, se reconocen que se excluyeron algunos estudios diseñados para investigar los impactos de la tala específicos para ciertas especies desde la perspectiva de la conservación, por ejemplo, la bibliografía sobre la carne de monte, que pueden ser de relevancia particular para los medios de vida.

2.2. Estudios

Se tomaron datos de tres estudios de caso para complementar el análisis de la bibliografía. Se utilizó material inédito de estudios realizados en Kalimantan Oriental en Indonesia, el sudeste de Camerún y el estado de Pará en Brasil en los que se investigaron los efectos de las actividades de tala comercial en las comunidades dependientes de los bosques como parte de actividades de investigación más amplias. El material nunca publicado de

estos estudios se emplea para presentar detalles específicos relacionados con los efectos cualitativos y cuantitativos de la tala en los medios de vida. Estos tres estudios de casos representan los modelos de manejo forestal comúnmente utilizados en los trópicos (concesiones comerciales y asociaciones entre empresas y comunidades) y fueron los únicos ejemplos encontrados que ofrecían datos cuantitativos en relación con este tema.

2.2.1. Ipixuna, Brasil

Ubicada en el estado de Pará en la región oriental de la Amazonia, esta área está habitada por las comunidades caboclo que participan en actividades comerciales fluviales. Estas comunidades poseen tenencia informal de la tierra y, en el pasado, funcionaban mayormente sobre la base de una economía de subsistencia. En la década de los ochenta, con la llegada de las empresas madereras, muchos hogares vendían grandes cantidades de árboles por dinero en efectivo. Con el comienzo de la tala, era común encontrar intensidades de 1-2 árboles de alto valor cosechados por hectárea. Con las talas repetidas, las empresas fueron eliminando una cantidad creciente de especies, además de árboles de menor diámetro. En concordancia con esto, las comunidades solicitaron la asistencia de los investigadores para comprender el impacto de estas ventas (Shanley *et al.* 2002). En un período de diez años (1993-2003), durante el cual se realizaron talas sucesivas, el consumo de PFNM, descrito como el de mayor valor local, fue registrado anualmente por 30 familias mediante una combinación de registros diarios, entrevistas y la observación y los recuerdos de los participantes. En este trabajo se utiliza un consumo medio por hogar de un subconjunto de dos de estas especies para medir el impacto de la tala en la disponibilidad de PFNM: “piquiá”, *Caryocar villosum*, que es una fruta nutritiva, y venado, *Mazama* sp. El piquiá es uno de los frutos más importantes para las comunidades forestales de la Amazonia brasileña, y el venado es una fuente principal de proteínas (Menton 2003) (en Shanley 2000 se proporcionan detalles metodológicos adicionales).

2.2.2. Zega, Camerún

El pueblo de Zega se encuentra en una unidad de manejo forestal activa (FMU 10-063) dentro de una concesión comercial del sudeste de Camerún. Esta área ha experimentado múltiples talas desde la década de los setenta. La zona está habitada por dos grupos étnicos predominantes: los bantú, que es una población principalmente agrícola, y los baka y ba’Kola, que son principalmente cazadores y recolectores. Entre 2005 y 2006, se llevó a cabo una Estimación Rural Rápida (ERR) para evaluar la percepción de las comunidades en cuanto al cambio de la disponibilidad de PFNM como consecuencia de una tala que se había realizado hacía un año. Los integrantes de la comunidad identificaron especies importantes en dos categorías, PFNM de origen vegetal y animal, e informaron las disponibilidades correspondientes antes y después de la tala. Los grupos también identificaron los factores subyacentes del cambio (en Tieguhong y Ndoye 2007 se proporciona información detallada adicional acerca de la metodología utilizada).

2.2.3. Malinau, Indonesia

Malinau es una región muy boscosa de Kalimantan, la porción indonesia de la isla de Borneo. La región ha sido dividida en concesiones de tala, pero en muchos casos, la

naturaleza extrema del terreno ha generado una explotación incompleta y hay muchas zonas de bosque remotas que siguen fuera del alcance de la extracción comercialmente viable (Barr *et al.* 2001). En 1999 y 2000, un equipo del CIFOR trabajó con siete comunidades indígenas (los punan y los merap) para examinar la importancia de las propiedades de diferentes especies, ubicaciones y paisajes para los medios de vida. Con este fin, se utilizaron una asignación participativa de recursos, deliberaciones con grupos focales, encuestas familiares y entrevistas. Como parte de estas actividades, el equipo registró información acerca de los usos de especies específicas y calificó el valor del bosque talado y el no talado. El equipo también registró la percepción de las comunidades en cuanto a los efectos de la tala para el acceso a los recursos forestales y su uso (en Sheil *et al.* 2003 se describen los métodos en detalle).

3. Resultados

3.1. Análisis de bibliografía: Divergencias y complementariedades entre usos maderables y no maderables de los bosques

En el análisis se incluyó un total de 38 artículos (Cuadro 1): dos presentaron casos con efectos positivos (5%), dos presentaron casos sin efectos (5%), tres presentaron casos con efectos positivos y negativos (8%) y se destacaron 31 casos con efectos negativos de la tala (82%). Los dos casos con efectos positivos destacados proporcionaron información cuantitativa de un aumento de la disponibilidad de PFNM. Ashton *et al.* (2001) determinaron que una especie de ratán (*Calamus zeylanicus*) aumentó su densidad de tallos de 2 a más de 10 tallos/ha después de la tala selectiva, mientras que Salick y Mejia (1995) documentaron aumentos porcentuales en especies de PFNM en 15 categorías de uso. Dos de los estudios proporcionaron información cualitativa sobre los efectos positivos o destacaron este tipo de hallazgos de otras fuentes de manera más general (Dickinson y Putz 1992; Guariguata *et al.* 2010). Además del estudio de Salick y Mejia (1995), todos los que documentaron efectos positivos se concentraron en las especies que responden bien al aumento de luz. Asimismo, estos ejemplos se concentraron en una única especie, o un subconjunto pequeño de especies, muchas de las cuales eran PFNM de valor comercial y no recursos de subsistencia (por ejemplo, Dickinson y Putz 1992; Ashton *et al.* 2001; Guariguata *et al.* 2010). Hubo dos estudios de impacto explícitos que no encontraron ningún efecto negativo de la tala en los PFNM. Romero (1999) consideró los efectos de la TIR en Costa Rica sobre las epífitas nueve años después de la tala. Menton *et al.* (2009), al considerar los efectos que los contratos de tala entre empresas y comunidades tenían en los medios de vida, indicaron que no se observaba una disminución importante en las capturas de animales de caza ni en la recolección anual de frutos del bosque. Sin embargo, este estudio fue de corta duración y las comunidades proyectaban una reducción futura en la captura de animales de caza.

De los 31 ejemplos “negativos”, 27 hacían referencia o presentaban ejemplos de efectos negativos en la disponibilidad de PFNM, o en el acceso a ellos, de importancia para los medios de vida de manera puramente cualitativa. No obstante, en varios de los artículos también se identificaban oportunidades para mejorar la compatibilidad y se

Cuadro 1. Estudios que documentan el impacto de la tala selectiva en los recursos de PFNM Los estudios se enumeran alfabéticamente por región

Referencias	Mecanismo de impacto (positivo o negativo)	Ubicación	Cuantificación del impacto	Forma de tala (intensidad)	Sistema de tenencia o manejo	Importancia comercial o para los medios de vida	Especies (PFNM/uso)
<i>América Latina</i>							
Guariguata et al. (2008)	Indirecto (-)	Guatemala, Bolivia	No	TIR, certificada (2–3 m ³ /ha en Guatemala, intensidad de tala no proporcionada para Bolivia)	Forestería comunitaria (Guatemala), comunidades de extracción en las que se impusieron derechos de aprovechamiento de la madera por encima de la propiedad tradicional existente (Bolivia)	Comercial, la extracción apoya los medios de vida	Xate (<i>Chamaedorea</i> spp.) (hojas), castaña (<i>Bertholletia excelsa</i>) (frutos) ^b
Guariguata et al. (2009)	Indirecto (-)	Bolivia	63 árboles dañados, pero no se evaluó el efecto sobre el rendimiento de los frutos, evaluación hecha 5 meses después de la tala	TIR, certificada (4–5 m ³ /ha)	Concesiones madereras privadas	Comercial, la extracción apoya los medios de vida locales	Castaña (<i>Bertholletia excelsa</i>) (frutos) ^b
Herrero-Jáuregui et al. (2009) ^a	Conflicto de uso (-), indirecto (-)	Brasil	No	Selectiva	Extracción comercial, estado de tenencia no especificado	Comercial y para los medios de vida	<i>Dipteryx odorata</i> , <i>Tabebuia serratifolia</i> , <i>Tabebuia impetiginosa</i> e <i>Hymenaea courbaril</i> (corteza, semillas) y posible conflicto de uso en 54 especies de madera

continúa en la página siguiente

Cuadro 1. Continuado

Referencias	Mecanismo de impacto (positivo o negativo)	Ubicación	Cuantificación del impacto	Forma de tala (intensidad)	Sistema de tenencia o manejo	Importancia comercial o para los medios de vida	Especies (PFNM/uso)
Menton (2003)	Conflicto de uso (-), competencia (-), indirecto (-)	Brasil	Reducción del 86% en el valor de frutas y frutos al salir del bosque, reducción del 62% de los índices de caza (estimación de la comunidad), evaluación hecha 6 años después de la tala	Convencional	Reserva extractiva (la tala se realizó antes de la delimitación de la reserva)	Medios de vida	Varias especies (11 frutos, 17 de animales de caza)
Menton <i>et al.</i> (2009)	Varios (sin efecto en los PFNM, la tala aumentó el ingreso anual por familia)	Brasil	Sí, no hubo diferencias importantes en la captura de animales de caza ni en la recolección de frutas	TIR (13–18 m ³ /ha)	Asociación entre empresa y comunidad	Medios de vida	Varias especies, incluidas piquiá (<i>C. villosum</i>), jutai (<i>Hymanaea intermedia</i>) y jatobá (<i>Hymanaea courbaril</i>) (frutas y caza)
Osborne y Kiker (2005)	Indirecto (-)	Guyana	No	No se especifica	Concesión comercial	Medios de vida	Nibbi (<i>Heteropsis flexuosa</i>) (liana)
Rockwell <i>et al.</i> (2007a)	Indirecto (-)	Brasil	No	TIR, certificada (7,9 m ³ /ha)	Forestería comunitaria	Medios de vida	Castaña ^h , caucho, copaiba (<i>Copaifera spp.</i>) y andiroba (<i>Carapa spp.</i>) (aceite comestible)
Rockwell <i>et al.</i> (2007b)	No se especifica (-)	Brasil	No	TIR, certificada	Forestería comunitaria	Medios de vida	No se especifica

continúa en la página siguiente

Cuadro 1. Continuado

Referencias	Mecanismo de impacto (positivo o negativo)	Ubicación	Cuantificación del impacto	Forma de tala (intensidad)	Sistema de tenencia o manejo	Importancia comercial o para los medios de vida	Especies (PFNM/uso)
Romero (1999)	Sin impacto	Costa Rica	Sin modificaciones en biomasa de epifitas entre las parcelas taladas y de control, evaluación hecha 9 años después de la tala	TIR	Concesiones comerciales (en asociación con organización de investigación)	Comercial	Musgos (<i>Pilotrichella fexilis</i> , <i>Phyllogonium viscosum</i> , <i>Zelometeorium</i> sp. y <i>Squamidium leucotrichum</i>), musgos hepáticos (<i>Frullania convoluta</i> , <i>Frullania</i> spp.) y líquenes (<i>Usnea</i> spp.) (biomasa de epifitas para los mercados ornamental y hortícola)
Salick y Mejia (1995)	Indirecto (+ y -)	Nicaragua	La densidad de plantas útiles aumentó de 37 (± 13) plantas/10 m ² a 85 (± 48) 1 año después de la tala y 50 (± 10) 9 años después de la tala.	Selectiva, con tratamiento silvícola de liberación de Hutchinsonson y sin él	Parcelas experimentales	Varias	Varias especies
Shanley <i>et al.</i> (2002)	Conflicto de uso (-), indirecto (-)	Brasil	No	Selectiva	Tala comercial en comunidades con tenencia informal de tierras	Medios de vida	Varias especies, incluidas copaiba (<i>Copaifera</i> spp.) (aceite), maçaranduba (<i>Manilkara</i> spp.) (látex)

continúa en la página siguiente

Cuadro 1. Continuado

Referencias	Mecanismo de impacto (positivo o negativo)	Ubicación	Cuantificación del impacto	Forma de tala (intensidad)	Sistema de tenencia o manejo	Importancia comercial o para los medios de vida	Especies (PFNM/uso)
Shanley (2000) ^a	Conflicto de uso (-), indirecto (-)	Brasil	Disminución del 75% en el consumo anual promedio por familia de animales de caza y frutas	Selectiva	Tala comercial en comunidades, extracción depredadora	Medios de vida	Varias especies (frutas, fibras, animales de caza, medicamentos)
<i>África</i>							
Agom y Ogar (1994)	Conflicto de uso (-)	Nigeria	No	Convencional	Concesiones comerciales	Medios de vida	Okun (<i>Brachystegia eurycoma</i>) (semillas)
Cardoso (2001) ^a	Conflicto de uso (-)	Cuenca del Congo	No	Convencional	Concesión comercial	Medios de vida	Moabi (<i>B. toxisperma</i>) ^b (aceite)
Karsenty y Gourilet-Fleury (2006)	Conflicto de uso (-)	Cuenca del Congo	No	Selectiva (hasta 14,7 m ³ /ha)	No se especifica	Medios de vida	Sapele (<i>E. cylindricum</i>) y ayous (<i>Triplochiton scleroxylon</i>), moabi (<i>B. toxisperma</i>) (alimentos)
Laird (1999) ^a	Conflicto de uso (-), indirecto (-)	África Central	No	Selectiva	Concesión comercial	Medios de vida	Varias especies
Laird (1995) ^a	Conflicto de uso (-)	África Central	No	Selectiva	Concesión comercial	Varias	Varias especies
Lewis (2001) ^a	Conflicto de uso (-)	Cuenca del Congo	No	No se indica	Concesión comercial	Medios de vida	Sapele (<i>E. cylindricum</i>) ^b (corteza y parte exterior del tronco, orugas Imbrasia)

continúa en la página siguiente

Cuadro 1. Continuado

Referencias	Mecanismo de impacto (positivo o negativo)	Ubicación	Cuantificación del impacto	Forma de tala (intensidad)	Sistema de tenencia o manejo	Importancia comercial o para los medios de vida	Especies (PFNM/uso)
Praxede-Mapangou (2003) ^a	Conflicto de uso (-), competencia (-)	Gabón	No	Selectiva	Concesión comercial	Medios de vida	Okoumé (<i>A. klaineana</i>) ^b (resina)
Russell y Sieber (2005)	Conflicto de uso (-)	África	No	No se especifica	No se especifica	Medios de vida	No se especifica
Schneemann (1995)	Conflicto de uso (-)	Camerún	Disminución del 86% en la extracción de aceite (percepción de cambio)	Convencional	Concesiones comerciales	Medios de vida	Moabi (<i>B. toxisperma</i>) (aceite) ^b
Sunderland et al. (2005)	Facilitación (-), indirecto (+)	África Occidental y Central	No	Selectiva	Concesión comercial, tala artesanal	Medios de vida	Ratán (<i>Laccosperma</i> spp., <i>Eremospatha</i> spp.) (fibra)
Sunderland et al. (2004) ^a	Facilitación (-)	África Central	No	Selectiva	Concesión comercial	Medios de vida	Yohimbe (<i>P. johimbe</i>) (corteza)
van Dijk (1999)	Indirecto (-)	Camerún	No	Selectiva	No se especifica	Medios de vida	<i>Garcinia lucida</i> (corteza y semillas)
Sudeste Asiático							
Ashton et al. (2001)	Indirecto (+)	Sri Lanka	Aumento de la densidad de tallos de ratán de 2 tallos/ha a más de 10 tallos/ha; no se proporcionan datos de las otras dos especies; evaluación hecha hasta 20 años después de la tala	Selectiva (30 m ² /ha)	Concesiones comerciales, administrado por el Gobierno	Comercial	Ratán (<i>Calamus zeylanicus</i>) (hojas), cardamomo (<i>Elettaria cardamomum</i> var. <i>major</i>) (semillas), palmera de cola de pescado (<i>Caryota urens</i>) (hojas)

continúa en la página siguiente

Cuadro 1. Continuado

Referencias	Mecanismo de impacto (positivo o negativo)	Ubicación	Cuantificación del impacto	Forma de tala (intensidad)	Sistema de tenencia o manejo	Importancia comercial o para los medios de vida	Especies (PFNM/uso)
CFI (2006) ^a	Conflicto de uso (-)	Camboya	No	No se especifica	No se especifica	Medios de vida	<i>Dipterocarpus alatus</i> ^b (resina)
D'Silva y Appanah (1993)	No se especifica (-)	Malasia	Reducción de 50 dólares en el valor de los PFNM del bosque/ha ⁻¹ /año en un ciclo de rotación de 70 años	No se especifica	No se especifica	No se especifica	No se especifica
Sist <i>et al.</i> (1998)	Indirecto (-)	Indonesia	No	TIR	Concesión comercial	No se especifica	No se especifica
Van Valkenburg (1997)	Indirecto (-)	Indonesia	No	Selectiva	Concesiones comerciales	Medios de vida	Varias
Van Valkenburg (1999a)	Conflicto de uso (-), indirecto (-)	Indonesia	No	No se especifica	No se especifica	Medios de vida	Varias
Van Valkenburg (1999b)	Conflicto de uso (-), indirecto (-)	Indonesia	No	Selectiva	No se especifica	No se especifica	Varias especies
Otros							
de Beery Zakharenkov (1999)	Indirecto (-)	Rusia	No	No se indica	No se indica	Medios de vida	Varias especies
Melick <i>et al.</i> (2007a)	Indirecto (-)	China	No	Convencional	Concesiones comerciales	Medios de vida	Bambú (<i>Tricholoma matsutake</i>) (construcción), hongos (<i>Cordyceps sinensis</i>) (productos comercializables)

continúa en la página siguiente

Cuadro 1. Continuado

Referencias	Mecanismo de impacto (positivo o negativo)	Ubicación	Cuantificación del impacto	Forma de tala (intensidad)	Sistema de tenencia o manejo	Importancia comercial o para los medios de vida	Especies (PFNM/uso)
Melick <i>et al.</i> (2007b)	Indirecto (-)	China	No	Convencional	Concesiones comerciales	Medios de vida	Varias especies
<i>Mundial</i>							
Dickinson y Putz (1992)	Indirecto (+)	Trópicos	No	No se especifica	No se especifica	Comercial	Ratón
Grainger (1999)	No se especifica (-)	Trópicos	No	No se especifica	No se especifica	No se especifica	No se especifica
Guariguata <i>et al.</i> (2010)	Conflicto de uso (-), indirecto (- y +)	Varias	No	Tala selectiva mecanizada	Varios	Comercial y para los medios de vida	Varias
Putz <i>et al.</i> (2001)	Indirecto (-)	Trópicos	No	No se especifica	No se especifica	No se especifica	Especies de animales de caza

a Estudios incluidos como lectura informativa que no aparecieron en las búsquedas de las bases de datos.

b Especies de madera identificadas como vulnerables o amenazadas (UICN 1996).

presentaron argumentos positivos en relación con la compatibilidad general entre los usos maderables y los no maderables (D’Silva y Appanah 1993; Karsenty y Gourlet-Fleury 2006; Guariguata *et al.* 2009, 2010). En cuanto a los mecanismos que provocan estos efectos negativos, se registraron 22 ejemplos (50%) de efectos indirectos de la tala, 17 casos (40%) de conflictos de uso, dos casos (5%) de competencia y dos casos (5%) de facilitación. En muchos de los estudios se observó más de una forma de impacto. Entre los efectos indirectos se incluyeron daño ocasionado por la tala (Menton 2003; Rockwell *et al.* 2007a; Guariguata *et al.* 2008; Menton *et al.* 2009), contaminación de los ríos (Van Valkenburg 1997; de Beer y Zakharenkov 1999) e incendios (Van Valkenburg 1997, 1999b; Shanley 2000; Shanley *et al.* 2002).

Los seis estudios restantes que presentan casos “negativos” proporcionaron una evaluación cuantitativa de los impactos, ya sea en términos del alcance del cambio en la disponibilidad de PFNM o su efecto en la reducción de seguridad alimentaria, pérdida de ingresos u otros activos para los medios de vida. Shanley (2000) informó una disminución de aproximadamente el 75% en el consumo promedio anual por familia de animales de caza y frutos seis años después de la tala y los incendios relacionados con esta en Brasil. Menton (2003) informó una disminución en la recolección de frutas y frutos después de la tala, con una reducción del 86% del valor al salir del bosque, y disminuciones del 62% en los índices de caza. Schneemann (1995) informó una disminución del 86% en la recolección de aceite después de la explotación de moabi (*B. toxisperma*) en el este de Camerún. D’Silva y Appanah (1993) pronosticaron una disminución del 50% del valor de los PFNM después de simular un ciclo de rotación de 70 años en Indonesia. Guariguata *et al.* (2009) registraron la cantidad de árboles de castaña dañados, pero no presentaron información relacionada con la importancia del daño para el rendimiento de las castañas.

Los estudios analizados abarcaron tanto concesiones de tala comercial como modelos de aprovechamiento forestal comunitario (tala comunitaria independiente y asociaciones con empresas), pero muchas de las investigaciones no proporcionaron detalles suficientes que permitan evaluar la relación entre el modelo de recolección o la forma de manejo forestal y la existencia de un impacto en los medios de vida o el grado de dicho efecto. Doce de los estudios se refirieron a América Latina, otros 12 trataron del sudeste de Asia, tres se concentraron en otras regiones y cuatro fueron de alcance mundial.

En cuanto a los factores que influyen en el grado de impacto o el alcance de la compatibilidad, Guariguata *et al.* (2008) determinaron que la incompatibilidad y la presencia de efectos graves se podían evitar con la separación temporal, espacial y social de las actividades de extracción de PFNM y de productos maderables, la presencia de sistemas de tenencia de tierras bien definidos y, específicamente en el caso de conflicto de uso, mediante la legislación. En el análisis también se identificaron la habilidad y el conocimiento de los equipos de tala como un factor adicional; Romero (1999) citó las operaciones de tala estrictamente controladas y realizadas por trabajadores muy capacitados como el motivo del impacto mínimo de la tala en Costa Rica. La intensidad de las actividades de tala fue identificada como factor clave por varios autores (Romero 1999; Rockwell *et al.* 2007b;

Guariguata *et al.* 2008, 2009), aunque no se encontró ninguna investigación cuantitativa de esta influencia en los ejemplos estudiados.

Varios de los estudios informaron complementariedades específicas entre los usos maderables y los no maderables; por ejemplo, el aumento de los niveles de ingreso locales (Menton *et al.* 2009), pero en general no se consideraron los aspectos no ecológicos de la compatibilidad en los estudios analizados. Sin embargo, estas influencias fueron claras en los estudios que proporcionaron variaciones en las características de gobernanza o manejo en una misma ubicación geográfica. Por ejemplo, Menton (2003, 2009) observó los efectos en dos reservas extractivas de Pará, Brasil. El primer caso documentó el conflicto de uso, la competencia y los efectos indirectos producidos por la tala realizada antes de la designación como reserva. El segundo fue un ejemplo de proyecto progresista basado en contratos de tala entre empresas y comunidades. En el primer estudio, los efectos sobre los PFM fueron graves, mientras que en el segundo los recursos no se vieron afectados. De manera similar, Guariguata *et al.* (2008) estudiaron un caso en que la gobernanza favorable a la comunidad estaba relacionada con un mayor grado de compatibilidad y proporcionaron información adicional que contrastan con el estudio realizado por Menton en 2003.

3.2. Estudios de caso

3.2.1. Ipixuna, Brasil

Hasta fines de la década de los setenta, la extracción en esta región estaba en manos de pequeños madereros que extraían solamente madera selecta de valor elevado (de 2 a 10 especies). Durante fines de la década de los ochenta y la década de los noventa, con la disminución de las cantidades de las principales especies de madera disponibles, las empresas madereras comenzaron a explotar una mayor variedad de especies que llegaron a ser aproximadamente 50. Sin información del mercado, las familias que necesitaban dinero en efectivo vendieron con rapidez a las empresas madereras y, a partir de fines de la década de los ochenta y durante la década de los noventa, la extracción maderera pasó a ser depredadora y las interacciones entre las empresas y la comunidad, paternalistas. La tala tuvo efectos directos e indirectos importantes en el consumo de frutos por parte de la comunidad (Cuadro 2); los árboles frutales se vieron afectados de manera negativa no solo por las talas selectivas sino también por los incendios relacionados con ellas. A medida que la cantidad de especies extraídas aumentó, también se elevó el impacto en el consumo de PFM. Durante el período previo a 1993, los integrantes de la comunidad comentaban que la captura de animales de caza era relativamente alta y el consumo de frutas era relativamente estable. Sin embargo, a medida que las operaciones de tala se intensificaron y aumentaron en frecuencia, la comunidad sufrió el impacto en diversos PFM. Entre 1993 y 2004, de una muestra de aproximadamente 150 árboles de piquiá, más del 60% fueron extraídos por las empresas madereras de las comunidades en estudio. En 1993, después de cinco talas selectivas, los pobladores consumían un promedio de 93 frutas de piquiá por familia. En 2003, después de ocho talas de diversas intensidades y duración, además de un incendio relacionado con las talas que se produjo

Cuadro 2. Cambio porcentual en la disponibilidad de especies de plantas de PFTM de valor después de 10 años de tala en tres comunidades de la Amazonia oriental, Brasil. Los usos son alimentos, construcción, tecnología, productos medicinales, comercio, alimento de la fauna silvestre (es decir, atracción para los animales de caza) y uso espiritual u otros. El cambio porcentual se calculó a partir de mapas e inventarios de especies claves para la economía y datos de encuestas a familias en relación con el consumo de PFTM.

Mecanismo de impacto	Especie (nombre local)	Principal uso local (entre paréntesis se indica la cantidad total de usos relacionados con los medios de vida)	% de cambio
Conflicto de uso	<i>Endopleura uchi</i> (uxi)	Alimento, alimento de la fauna silvestre (5)	-83
	<i>Platonia insignis</i> (bacuri)	Alimento, construcción de viviendas (5)	-81
	<i>Caryocar villosum</i> (piquiá)	Alimento, construcción de canoas (4)	-63
	<i>Lecythis pisonis</i> (sapucaia)	Alimento, alimento de la fauna silvestre, uso medicinal (5)	-75
	<i>Virola micheli</i> (ucuúba)	Uso medicinal, construcción (3)	-65
	<i>Dipteryx odorata</i> (cumarú)	Uso medicinal, construcción (3)	-70
	<i>Copaifera</i> spp. (copaíba)	Uso medicinal (4)	-75
	<i>Carapa guianensis</i> (andiroba)	Uso medicinal (4)	-80
Indirecto	<i>Heteropsis</i> spp. (cipó titica)	Construcción y tecnología (4)	-75
	<i>Hymenaea parvifolia</i> (jutaí)	Alimento para de la fauna silvestre, construcción (4)	-70
Competencia	<i>Manilkara huberi</i> (maçaranduba)	Construcción (5)	-75
	<i>Eschweilera coriaceae</i> (maturi)	Construcción (5)	-60

en 1997, esta cifra había caído a 15 frutos por familia. En 1993 las familias consumían 14,3 kg de venado capturado en la región de la comunidad. En 2003 si bien la cantidad total era similar, los animales de caza se capturaban a distancias de 3 a 5 km fuera del área de la comunidad, en los bosques de las fincas vecinas.

3.2.2. Zega, Camerún

Los grupos focales identificaron 38 PFTM de importancia para los medios de vida, incluidas 16 especies de animales de caza. Se registró un aumento en la disponibilidad de dos de estas especies, las especies heliófilas del género *Aframomum* y de ratán, como consecuencia de los cambios en el microhábitat relacionados con la tala. Las comunidades identificaron que los caminos y los senderos creados por el paso de los vehículos de las empresas madereras generaron un aumento de la luminosidad, lo que a su vez favoreció el desarrollo de estas especies. Los 36 PFTM restantes (incluidos las especies

con conflicto de uso) se vieron afectados negativamente por la tala, en muchos casos de manera sustancial (Cuadro 3). Con frecuencia se mencionan como factores causantes de esta situación los daños asociados con el paso de maquinaria pesada y la reducción de la accesibilidad a causa del posterior crecimiento de matorrales espinosos densos de Marantaceae (*Haumania danckelmanniana*). En el caso de varias especies, la disminución de la abundancia quedó encubierta por el aumento de los esfuerzos de recolección, con frecuencia en respuesta al aumento de la demanda local vinculada a los campamentos de tala. Por ejemplo, si bien el daño ocasionado por la tala redujo la disponibilidad de *Gnetum* spp. e *Irvingia* spp., la recolección mensual aumentó drásticamente en 2005 (Cuadro 3). Los insectos recolectados, en particular las orugas del género *Imbrasia*, se vieron afectados de manera negativa como resultado de la eliminación de los árboles huésped de sapele (*Entandrophragma* spp.). Se consideró que 17 de 18 especies de animales de caza tuvieron una disminución drástica; algunas especies que antes se explotaban comúnmente no se encontraron después de las actividades de tala del año 2005 (Cuadro 3). Los lugareños consideraron que la disminución en la disponibilidad de animales de caza fue consecuencia del aumento de la presión de caza más que un efecto del cambio ecológico ocasionado por las operaciones madereras. A pesar de los efectos perjudiciales en la caza, los pobladores indicaron que el efecto más dañino de la tala en sus medios de vida fue ocasionado por la explotación de las especies maderables valoradas también por sus productos no maderables.

Cuadro 3. Cambio porcentual en la disponibilidad de especies de plantas de PFNM de valor después de las actividades de tala en Zega, Camerún. Los usos son alimentos, construcción, tecnología, productos medicinales, comercio, alimento para animales silvestres (es decir, atracción de animales de caza) y uso espiritual u otros. El cambio porcentual se calculó a partir de los datos de las cantidades promedio recolectadas, consumidas o vendidas antes de la tala de 2005 y después de ella.

Mecanismo de impacto	Especie o producto (nombre local/comercial)	Principal uso local	% de cambio
Conflicto de uso	<i>Entandrophragma</i> sp. (sapele) ^a	Medicinal	-
	<i>Triplochiton scleroxylon</i> (ayous) ^b	Alimento, comercio	-
	<i>Milicia excelsa</i> (bangui, iroko)	Medicinal	-
	<i>Khaya</i> spp. (deke, acajou) ^a	Medicinal	-
Indirecto	<i>Aframomum</i> spp. (tondo)	Comercio	+100
	<i>Calamus deërratus</i> (ratán)	Tecnología	+40
	<i>Dioscorea</i> spp. (ñame silvestre)	Alimento	-80
	<i>Annonidium manni</i> (guanábano silvestre)	Alimento, comercio	-50
	<i>Pogo oleosa</i> (Kana)	Alimento, comercio	-50
	<i>Xanthosoma sagittifolium</i> (tubérculos silvestres)	Alimento	-75

continúa en la página siguiente

Cuadro 3. Continuado

Mecanismo de impacto	Especie o producto (nombre local/comercial)	Principal uso local	% de cambio
	<i>Termitomyces</i> spp. (hongos)	Alimento, comercio	-50
	<i>Imbrasia</i> spp. (orugas)	(Consumo, venta)	-93
	<i>Achatina</i> spp. (caracoles)	(Consumo, venta)	-80
	<i>Irvingia</i> spp. (payo, pekie)	Alimento, comercio	+55 ^c
	<i>Ricinodendron heudelottii</i> (njansang)	Alimento, comercio	+275 ^c
	<i>Raphia hookeri</i> (rafia)	Tecnología, alimento	+50 ^c
	<i>Maranthochloa</i> spp. (marantacées)	Tecnología	+60 ^c
Facilitación	<i>Gnetum</i> spp. (koko)	Alimento, comercio	+100
Facilitación y competencia	<i>Cephalophus</i> spp. (duiker)	Alimento, comercio	-95
	<i>Atherurus africanus</i> (puercoespín)	Alimento, comercio	-95
	<i>Manis tricuspis</i> (pangolín)	Alimento, comercio	-94
	<i>Tragelaphus euryceros</i> (bongo)	Alimento, comercio	-92
	<i>Viverra civetta</i> (civeta)	Alimento, comercio	-94
	<i>Cercopithecus</i> spp. (mono)	Alimento, comercio	-93
	<i>Python sebae</i> (boa)	Alimento, comercio	-100
	<i>Gorilla gorilla</i> (gorila)	Alimento, comercio	-100
	<i>Trionyx</i> sp. (tortuga)	Alimento, uso medicinal	-90
	<i>Manis gigantea</i> (pangolín gigante)	Alimento, comercio, uso medicinal	-100
	<i>Loxodonta africana cyclotis</i> (elefante de bosque)	Alimento, comercio, uso medicinal	-100
	<i>Potamochoerus porcus</i> (jabalí salvaje)	Alimento, comercio	-100
	<i>Varanus niloticus</i> (varano del Nilo)	Alimento, comercio, uso medicinal	-92
	<i>Crocodylus niloticus</i> (cocodrilo)	Alimento, comercio	-92
	<i>Bitis gabonica</i> (víbora del Gabón)	Alimento, comercio	-100
	<i>Piper guineensis</i> (pimienta de Guinea)	Alimento, comercio	Ninguno
	Miel	Alimento, comercio	Ninguno

a Especies maderables identificadas como vulnerables.

b Especies maderables identificadas como de menor riesgo (UICN 1996).

c Especies afectadas de manera negativa aunque con impacto encubierto por aumento de los esfuerzos de recolección.

3.2.3. Malinau, Indonesia

En actividades de calificación, los habitantes locales consideraron que el bosque no talado es el tipo de tierra más importante, mientras que el bosque talado recibió una preferencia baja en casi todas las categorías de uso (Cuadro 4). Se indicó que muchas de las categorías de uso se habían visto afectadas por la limpieza del sotobosque, incluidas las plantas medicinales, los animales de caza y los materiales necesarios para la confección de cestos y cuerdas. Después de la tala, las personas indicaron que la accesibilidad física se había visto perjudicada debido a las ramas caídas y la regeneración densa y, con frecuencia, espinosa. Los PFNM comercializados representaban una contribución importante para los ingresos de Malinau. Por ejemplo, la madera de agar o “gaharu” (*Aquilaria* spp.), valiosa por su resina, proporciona un ingreso importante de efectivo (Wollenberg 2001). En las concesiones, estos árboles quedaron expuestos a la recolección destructiva por parte de terceros, entre ellos, los trabajadores de las concesiones forestales y los equipos de inventario, quienes destruyeron muchos árboles en su búsqueda de gaharu. La disponibilidad de este recurso fue virtualmente eliminada después de la tala. Se comentó que la abundancia de “jabalí barbudo” (*Sus barbatus*), considerado como la fuente más importante de proteínas de origen animal, se redujo de forma significativa en las áreas taladas. Se produjo una disminución en las cantidades de muchas especies de peces muy valoradas, entre las que se destacan dos carpas de río (*Tor tambra* y *T. tambroides*) (Sheil *et al.* 2006). También se vieron afectados importantes alimentos de emergencia del bosque, por ejemplo, sagú (*Eugeissona utilis* y *Arenga undulatifolia*). La variedad más importante de sagú, *Eugeissona*, crece a lo largo de las mismas elevaciones naturales que normalmente se utilizan para la extracción de madera, por lo que la maquinaria daña mucho este recurso (Meijaard *et al.* 2005; Sheil *et al.* 2006). Se realizaron actividades de calificación que indicaron que las comunidades valoraban muchas especies que tenían poco o ningún valor directo para el comercio o la subsistencia (Sheil *et al.* 2006). Algunas de estas especies, como la pantera nebulosa y diversas especies de bucerótidos, están relacionadas con valores simbólicos tradicionales y también pueden verse muy afectadas por la tala (Meijaard *et al.* 2005; Cleary *et al.* 2007).

De las conversaciones mantenidas con los habitantes locales se infiere que el valor del bosque como “red de seguridad” se redujo como resultado de la tala y de la caza excesiva relacionada. Uno de los autores del presente estudio (Douglas Sheil) trabajó con la comunidad punan rian durante un período de escasez de alimentos cuando se agotaron las reservas de arroz y presenció de manera directa este valor del bosque. Resultó evidente la medida en que este valor de “red de seguridad” se transfería a las consideraciones cotidianas y al valor del bosque y los recursos específicos. Un estudio más reciente realizado en cinco comunidades que se vieron muy afectadas por una inundación de gravedad en 2006 indicó que la mayoría de las personas (>80%) recurría al bosque más de lo que lo hacía anteriormente. El bosque tuvo una función importante para la subsistencia de los habitantes durante la crisis inicial y el año subsiguiente (N. Liswanti datos no publicados).

Cuadro 4. Importancia local de cinco tipos de bosques en 14 clases de uso en función de las calificaciones de la comunidad en Kalimantan, Indonesia (puntuación total 100; medias por tipo de tierra, por clase de uso para las siete comunidades, los valores máximos asignados se indican en negrita).

Categoría de uso	TODO	Alimento	Medicina	Construcción ligera	Construcción pesada
Bosque no talado	31,43	38,75	36,29	35,61	50,71
Bosque talado	10,14	8,75	8,18	8,61	5,89
Bosque secundario	15,82	11,18	15,07	23,04	3,96
Bosque pantanoso	18,86	11,32	12,71	12,11	10
Bosque de montaña	23,75	30	27,75	20,64	29,43
Total	100	100	100	100	100

Categoría de uso	Botes	Herramientas	Leña	Confección de cestos y cuerdas	Ornamental/ritual
Bosque no talado	50,71	44,68	29,07	39,04	30,32
Bosque talado	5,89	5,11	15,89	5,86	9,96
Bosque secundario	3,96	4,75	35,57	15,64	26,82
Bosque pantanoso	10	14,57	10,14	14,68	12,14
Bosque de montaña	29,43	30,89	9,32	24,79	20,75
Total	100	100	100	100	100

Categoría de uso	Artículos comercializables	Materiales de caza	Lugares de caza	Recreación	Futuro
Bosque no talado	35,79	43,5	36,46	34,26	30,68
Bosque talado	8,43	4,93	7,25	8,41	12,71
Bosque secundario	7,07	9,14	11,75	15,34	23,61
Bosque pantanoso	12,36	13,71	15,57	18,19	13,68
Bosque de montaña	36,36	28,71	28,96	23,81	19,32
Total	100	100	100	100	100

4. Análisis

4.1. El impacto de la tala en los PFNM de importancia para los medios de vida

Laird (1999) presentó la cuestión del conflicto de uso a fines de la década de 1990 y evaluó el manejo integrado de los PFNM y la madera como forma de promover la compatibilidad. En épocas recientes se comenzó a reevaluar la cuestión de la compatibilidad (por ejemplo, Guariguata *et al.* 2009, 2010) y comenzó a ser tratada de manera limitada por ciertos Gobiernos y organizaciones de capacitación forestal (Laird *et al.* 2010). Sin embargo, considerando la importancia de los PFNM para los medios de vida en todo el mundo y las grandes cantidades de comunidades rurales que enfrentan la pérdida de especies de árboles clave a causa de la extracción maderera, sigue habiendo una falta de atención generalizada en cuanto a estas cuestiones. Esto probablemente se deba a una serie de factores: la suposición de larga data respecto de que la madera es el producto forestal más valioso, la investigación con sesgo hacia los productos que se comercializan a nivel internacional (Shackleton *et al.* 2007), la invisibilidad de los productos del bosque que se utilizan y comercializan de manera local (Campbell y Luckert 2002; Shackleton y Shackleton 2004), la marginación política de las comunidades que dependen de los bosques (Dove 1994) y una amplia subestimación de la importancia socioeconómica y cultural de los PFNM para los hogares rurales y urbanos (por ejemplo, Cocks 2006; Cocks y Dold 2006).

Debido al conflicto de uso, la competencia y la facilitación del aprovechamiento insostenible, así como diversos efectos indirectos, la tala selectiva tiene repercusiones importantes en los medios de vida que dependen del bosque a causa de su efecto en la disponibilidad de los PFNM. Los estudios de caso de Brasil, Camerún e Indonesia ilustran la variedad y la magnitud de estos impactos, que inciden en los alimentos de primera necesidad, los animales de caza, los medicamentos, los recursos culturales y determinados productos de valor elevado que proporcionan fuentes importantes de ingresos en efectivo. Los efectos positivos se limitan a las especies heliófilas, que responden a la apertura de la estructura del bosque. Si bien estas especies pueden ser importantes a nivel local, normalmente representan un subconjunto pequeño de todas aquellas de valor para los medios de vida. A partir de los estudios de casos y nuestro análisis de la bibliografía, se argumenta que estos ejemplos positivos se representan de manera desproporcionada en la actualidad. Se han emprendido pocos estudios cuantitativos para verificar si las prácticas de tala selectiva en zonas con poca población humana socavan la capacidad de los habitantes locales de satisfacer sus necesidades de PFNM. No se sabe bien de qué manera las comunidades se enfrentan o se adaptan a los cambios en la disponibilidad de recursos. Si las comunidades se adaptaron con facilidad (por ejemplo, mediante el uso de sustitutos), entonces algunas de las disminuciones pueden no ser de importancia crucial para los medios de vida, pero si no lo hicieron, ¿de qué manera las modificaciones en la disponibilidad de recursos se traducen en resultados de los medios de vida? El caso de la inundación en Malinau constituye un ejemplo en este contexto, pero se necesitan más datos. Es necesario continuar con el análisis y la investigación para comprender la forma

en la que los cambios en la disponibilidad de recursos generan pérdidas de ingresos, reducen la seguridad de los alimentos y tienen repercusiones negativas en la salud y el bienestar. Es importante continuar con investigación a fin de poder comprender de manera cabal los cambios en la vulnerabilidad de las comunidades forestales después de la tala y las adaptaciones de los medios de vida y las estrategias de adaptación asociadas.

4.2. Repercusiones en la práctica y la política de manejo forestal

Si bien nuestros resultados destacan los mecanismos por medio de los cuales la tala reduce los valores de los bosques locales, también destacan varias oportunidades para mitigar o evitar algunos de estos efectos con una mejora en las prácticas de manejo. La cantidad y la intensidad de la tala parecen ser factores críticos para determinar el impacto en los usos para los medios de vida, lo que se concluye tanto a partir de nuestro análisis como de los resultados del estudio del caso de Brasil en particular. Esto también es congruente con lo observado en estudios previos (por ejemplo, Foley *et al.* 2007). En varios de los estudios analizados, se considera la intensidad de la extracción como variable clave (Rockwell *et al.* 2007b; Guariguata *et al.* 2009, 2010). Las intensidades de tala en Indonesia fueron particularmente elevadas, lo que explica el gran impacto en comparación con los casos de Camerún y Brasil, donde se percibió que los efectos fueron similares después de extracciones sucesivas. Si bien las comunidades ejercen cierto grado de influencia en el proceso de toma de decisiones relativas al uso de los recursos forestales, es necesario contar con más información acerca de este factor importante. El trabajo de seguimiento a largo plazo en Brasil reveló que la distribución de datos ecológicos y socioeconómicos relevantes puede ayudar a las comunidades a tomar mejores decisiones en relación con las especies que se ofrecen para la venta y la intensidad de extracción que se permite (Shanley 2006; Shanley *et al.* 2010). Sin embargo, el nivel de organización social de las comunidades y su capacidad de negociación son fundamentales para la utilidad de dicha información, además de ser un componente necesario para aumentar la transparencia de las negociaciones madereras. Un movimiento social comunitario fuerte y la participación de las mujeres han sido vitales para los esfuerzos de conservación de la Amazonia, incluida la divulgación de dicha información (Hecht 2007; Hall 1997). La reducción de la intensidad de extracción de las especies maderables con valor de PFMN en otros lugares dependerá del reconocimiento de la tenencia y los derechos de propiedad, una reforma de la legislación forestal que considere la información disponible sobre la ecología y una mejor implementación.

Los beneficios forestales de la limpieza del sotobosque (dirigida a controlar malezas invasoras que podrían impedir la regeneración de las especies maderables) siguen siendo cuestionables. Nuestros hallazgos coinciden con los de trabajos anteriores que indican que dicha limpieza, o el corte selectivo de trepadoras en el contexto africano (Parren 2003), es uno de los principales factores que contribuyen al agotamiento de los valores del bosque desde una perspectiva local (por ejemplo, Sheil *et al.* 2003, 2006; Sist *et al.* 2003). Esta práctica tuvo un impacto negativo en los valores de los PFMN tanto en Indonesia como en Camerún y fue un factor común de los efectos indirectos en el análisis de la bibliografía. Hay un potencial considerable de mayores reformas en las prácticas

forestales y de mejora de la implementación para mitigar este impacto. Estas cuestiones también tienen relevancia en la forma en la que los PFMN pueden verse afectados en las medidas de adaptación forestal implementadas en respuesta al cambio climático (Seppälä *et al.* 2009).

El contexto espacial y temporal del uso de recursos por parte de las comunidades (incluida la relación con la ecología y la distribución de las especies) se debe tener más en cuenta en la revisión de las prácticas forestales y de tala. En algunos casos, el manejo de las especies de PFMN con nichos ecológicos específicos, por ejemplo, ambientes de llanuras aluviales, se puede lograr mejor mediante la separación espacial (Binkley 1997). Las comunidades de Zega mencionaron que las actividades de uso forestal están bien definidas en términos de tiempo y espacio y que el mapeo de la comunidad en relación con el uso forestal ha logrado con éxito salvaguardar los recursos de medios de vida en las áreas de tala (S. Counsell comunicación personal). Después de la reciente promulgación de la legislación forestal nacional en Camerún y la República Democrática del Congo, las empresas forestales y las comunidades locales están colaborando para conservar las especies de valor local (Tieguhong y Ndoye 2007). En Bolivia los pobladores han mapeado sus árboles de castaña como medio para proteger este recurso (Cronkleton *et al.* 2010), y existe una ley nacional que salvaguarda estos árboles contra la tala. Sin embargo, a pesar de que estas medidas pueden ser valiosas, suelen ser específicas para ciertas especies y regiones, de manera que no se resuelven los problemas subyacentes de desigualdad en el uso de los recursos forestales. Asimismo, si bien estos enfoques se centran a escala del rodal, que es el aspecto en el que más se evidencian las ventajas y desventajas, no son adecuados para considerar las interacciones y los mecanismos a mayor escala. Por ejemplo, muchas especies de animales de caza exhiben relaciones de “fuente-sumidero” (*source-sink*) en respuesta a la presión de la caza (Poulsen *et al.* 2009); los datos de Brasil que aquí se presentan dan un indicio de estos efectos.

Se sugiere que el conflicto de uso representa el mecanismo de impacto más problemático, conclusión ya mencionada por Laird (1999) y respaldada tanto por el análisis como por los resultados de Camerún en particular. Si bien algunas especies están legalmente protegidas contra la tala, queda claro que esto no evita que se produzca un “conflicto de uso”, como es el caso de la castaña (Guariguata *et al.* 2009). En estos casos, no se sabe con certeza la utilidad que puede tener la prohibición de la tala o la autorización de ciertas cuotas de tala específicas, y estas medidas podrían requerir el establecimiento de algún mecanismo para compensar las pérdidas de ingresos de las empresas forestales. Además de minimizar los daños directos y colaterales, también se necesitan mejoras para garantizar la regeneración de las especies de valor tanto comercial como para los medios de vida (Schulze *et al.* 2008). Por ejemplo, en África Central el actual manejo forestal para la producción de madera, en el peor de los casos, aún se basa en la explotación y, en el mejor de los casos, se concentra en el mantenimiento de la estructura del bosque y la protección de sus funciones ecológicas, pero en muy raras ocasiones garantiza la regeneración necesaria para la producción sostenida a largo plazo (Doucet y Kouadio 2009).

4.3. Conciliación de la extracción maderera con el uso de los bosques para los medios de vida

Si bien los enfoques como la certificación y la TIR han promovido y logrado beneficios ambientales importantes en la extracción maderera, siguen siendo insuficientes para dar cuenta cabal de los factores sociales y culturales críticos (Shanley y Stockdale 2008) y para aplicarlos a la gama completa de modelos de extracción maderera. Por ejemplo, las pautas para la TIR dirigen el grueso de la atención a la función ecológica de los bosques, pero no a su valor para los medios de vida, y son poco adecuadas para la explotación forestal de pequeña escala (Rockwell *et al.* 2007b). Conforme aumenta la exigencia para que los bosques tropicales satisfagan demandas múltiples (y en algunos casos en conflicto) de productos forestales maderables y no maderables, así como servicios ecosistémicos comercializados y no comercializados (Kant 2004; TEEB 2010), será necesario llevar a cabo más trabajos para ampliar el alcance y la comprensión de regímenes de uso alternativos y sopesar todos los costos y beneficios para las comunidades que dependen de los bosques.

Los esfuerzos de certificación maderera incorporan, en diversas medidas, inquietudes sociales y valores de PFNM, además de alentar el manejo forestal de uso múltiple. Sin embargo, los equipos de auditoría de las certificaciones, los investigadores y los responsables de las políticas con frecuencia desestiman las especies no comerciales. Además, por lo general es más difícil abordar las cuestiones sociales que surgen durante la certificación de PFNM que los temas ecológicos, ya de por sí problemáticos (Pierce y Laird 2003). Existen factores técnicos y legislativos que limitan la aplicación de la certificación a los PFNM, ya que la mayoría de las personas que recolectan este tipo de productos no tienen un título sobre la tierra, que es un requisito previo en muchos sistemas de certificación (Pierce *et al.* 2008). Sumado a esto, por lo general, los equipos de auditoría no tienen suficiente experiencia ni capacitación como para comprender la complejidad de repercusiones de la tala en los medios de vida ni la diversidad y el valor de las especies de PFNM que se ven afectadas por la extracción maderera (Pierce *et al.* 2008).

Si bien la comprensión científica de la ecología y el uso de muchos PFNM consumidos localmente sigue siendo superficial, puede haber disponible —y se debería consultar con más frecuencia— una gran cantidad de conocimientos locales acerca de la autoecología de determinadas especies, el contexto espacial y temporal de su uso y las diferentes formas de impacto de la tala (Donovan y Puri 2004; Rist *et al.* 2010).

La mejora del manejo puede reducir los efectos en algunos valores de PFNM, pero la resolución del conflicto de uso en el caso de las especies madereras de valor elevado requerirá mayores compensaciones. En los lugares en los que especies de árboles como moabi o piquiá sigan teniendo un objetivo comercial, la tala y los usos para los medios de vida serán compatibles solo con índices bajos de recolección de PFNM. La preservación de una cantidad determinada de árboles que sea suficiente para satisfacer la demanda del consumo familiar, pero no suficiente para la venta y la comercialización como ingreso de efectivo, es uno de los resultados posibles. En estos casos, la cuestión se reduce a

lo siguiente: de quién son los costos y beneficios que se tienen en cuenta al tomar las decisiones relacionadas con el aprovechamiento de los bosques y quién tiene poder para tomar dichas decisiones. En muchos lugares en los que se realizan actividades de tala, los beneficios y los costos por lo general no corresponden a los mismos individuos. Si bien la TIR puede proporcionar beneficios, entre ellos una fuente sostenida de madera, y por lo tanto ingresos, es incierto en qué medida puede verse contrarrestada por la reducción de los valores de los PFMN, tanto debido al desconocimiento del impacto ecológico (Barreto *et al.* 1998; Pearce *et al.* 2003; Guariguata *et al.* 2010) como a las características institucionales o socioeconómicas típicas de algunas de estas ubicaciones. Para rectificar estas incongruencias con respecto a las especies de valor elevado, será necesario mejorar la comunicación y la colaboración entre los organismos responsables de las políticas nacionales e internacionales y luego aplicar dichas políticas en el ámbito local. En algunos casos, los Gobiernos estatales locales, que tal vez comprendan mejor la relevancia local de los PFMN, pueden tomar la iniciativa, como en Brasil, en donde el estado de Amazonas promulgó normas que prohíben la extracción de especies de árboles que producen aceites medicinales (Kluppel *et al.* 2010).

4.4. Gobernanza forestal

Después de la investigación realizada en Malinau, el equipo de trabajo midió las opiniones y las prioridades locales en relación con los valores y la conservación del bosque, pero concluyó que esto no se reflejaba en los cambios que se estaban produciendo en el uso de la tierra. Los habitantes locales estaban al tanto de las empresas madereras y sentían preocupación por este tema, y el Gobierno local estaba al tanto de estas preocupaciones. El desarrollo y la aplicación de normas fueron la principal barrera para la acción (Padmanaba y Sheil 2006). En estas regiones tan lejanas, la presencia de autoridades policiales locales es escasa, y no se sabe con claridad cómo se puede mejorar esta situación. Se necesita una planificación más consultiva y sensible del uso de la tierra, una implementación más eficaz de las normas y una mejor gobernanza que sea independiente de los esfuerzos de certificación. En última instancia, lo que se necesita es un mayor interés del país por la vigilancia y el monitoreo del manejo forestal. En particular, la regulación de las concesiones comerciales actualmente se concentra en los aportes, principalmente los documentos de planificación, y se pone poco énfasis en los resultados reales, ya sean ecológicos o sociales. La mayoría de las normas prescriben ciertas prácticas forestales que no son el resultado sostenible que se debe lograr; en este sentido, se necesitan normas forestales más objetivas y transparentes (Bennett 1998).

A la fecha, las políticas y las prácticas de manejo han prestado poca atención a conciliar los diversos usos del bosque y a minimizar el impacto sobre los medios de vida que dependen de este (excepto en Guariguata *et al.* 2009; Laird *et al.* 2010; Guariguata *et al.* 2010). Uno de los desafíos para la legislación de los PFMN es que hay varios sectores (agropecuario, financiero, ambiental, educativo y cultural) que inciden en el acceso a los productos forestales no maderables y su uso. La poca comunicación existente entre los sectores gubernamentales plantea desafíos permanentes para una legislación eficaz en relación con los PFMN. Los estudios de caso que abarcan varias regiones indican que, dada la gran complejidad social y ecológica de los recursos forestales, en general

lo mejor para la población rural y los PFNM es contar con una legislación mínima que complemente o tome como base las normas consuetudinarias (Laird *et al.* 2010).

5. Conclusiones

Hay poca bibliografía específica sobre los conflictos entre los usos forestales madereros y los no madereros basados en los medios de vida. Se han analizado estudios previos sobre el tema y, a partir de los hallazgos de tres estudios de caso, se analizaron, desde la perspectiva de los medios de vida, las relaciones entre estos dos usos del bosque. Nuestros resultados demuestran los efectos principalmente negativos de la tala para los PFNM de importancia para los medios de vida. Sin embargo, aún no queda claro hasta qué punto estos tres casos estudiados son típicos de su respectiva región o país y hay muchos vacíos en el conocimiento que deben considerarse. La mayoría de la bibliografía se concentra en los productos de valor comercial y comercializados más que en los que son de importancia para los medios de vida; nuestros hallazgos demuestran claramente la necesidad de considerar este desequilibrio. Es fundamental que los investigadores y las personas responsables de generar políticas se esfuercen por comprender mejor y respetar la diversidad de especies que dan origen a los bosques, en particular los que están habitados por seres humanos. Este nivel de comprensión requerirá proyectos de investigación que estén dirigidos, al menos en parte, por cuestiones y necesidades planteadas por la comunidad. La documentación y la ampliación de las prácticas de manejo de uso de tierras, con frecuencia imponderables, de los habitantes locales puede proporcionar una base eficaz para una planificación más amplia del manejo forestal.

La tala responsable y ecológicamente adecuada puede ser una fuente de beneficios para los medios de vida de las comunidades forestales. Sin embargo, la tala también puede degradar no solo los recursos de importancia para los medios de vida, sino también los servicios ecosistémicos clave, por ejemplo, el almacenamiento de carbón en la biomasa y los suelos, la regulación del balance hídrico y el caudal de los ríos, la modulación del clima regional y la disminución de enfermedades infecciosas. El impacto de estos cambios ambientales en las comunidades que dependen de los bosques o que viven junto a ellos, así como en los valores forestales culturales y espirituales, también se debe tener en cuenta a la hora de tomar decisiones acerca de la función de la explotación maderera en las estrategias de desarrollo rural. En el transcurso de las dos últimas décadas, la tendencia hacia una evaluación predominantemente económica de la participación de los PFNM en los medios de vida rurales no ha tenido en cuenta el papel cultural de los PFNM ni su función central en el comercio local y los medios de vida. Si no se consideran los recursos forestales no maderables que satisfacen las necesidades diarias de nutrición, vivienda y salud de millones y millones de habitantes rurales de todo el mundo, pueden ser erróneas las políticas, el financiamiento y las recomendaciones de los estudios de investigación. La conciliación de las necesidades de los pueblos que dependen del bosque y la extracción maderera se menciona como una de las cuestiones más urgentes que enfrenta el sector forestal de la cuenca del Congo (Ndoye y Tieguhong 2004). Este tema es también urgente en el Sudeste Asiático (Meijaard *et al.* 2005; de Beer y Guerrero 2008) y la Amazonia (Guariguata *et al.* 2009; Cronkleton *et al.* 2010).

Agradecimientos

Lucy Rist recibió apoyo parcial para este trabajo a través de una beca de ESRC/NERC mientras se encontraba en Imperial College, Londres, y de Future Forests, un programa de investigación multidisciplinario financiado por la Fundación para la Investigación Ambiental Estratégica (MISTRA), la industria forestal sueca, la Universidad de Ciencias Agrícolas de Suecia (SLU), la Universidad de Umeå y el Instituto de Investigación Forestal de Suecia. Agradecemos a los integrantes de la comunidad de la región de Capim en Brasil y los investigadores colaboradores Murilo Serra, Margaret Cymerys, Jurandir Galvão y Leda Luz, a los integrantes y colaboradores del equipo multidisciplinario de evaluación del paisaje (Multidisciplinary Landscape Assessment, MLA) de CIFOR, entre ellos Imam Basuki, Miriam van Heist, Rukmiyati, Ismayadi Samsuodin, Kade Sidiyasa, Michael Padmanaba, Meilinda (Kim) Wan, Kuswata Kartawinata, Ismael Rachman y Johor Afriastini, y a Victor Amougou y Joseph Angounou de CEFAID, Evariste Nnanga de ALPICAM-Kika, Gervais Bongo, Jefe de la aldea Nguengueli, y Robert Melo, Jefe del pueblo de Zega. También agradecemos a Titin Suhartini y a tres revisores anónimos por sus comentarios y sugerencias para mejorar el original.

Referencias

- Agom, D., Ogar, D., 1994. Report of study on timber extraction in the Ikobi concession area in Afi river forest reserve. Cross River State Forestry Project, Working Paper No. 3, 15.
- Allegretti, A. H., 1990. Alternatives to Deforestation: Steps Towards Sustainable Use of the Amazon Rain Forest, En: Extractive Reserves: An Alternative for Reconciling Development and Environmental Conservation in Amazonia, Columbia University Press, Nueva York, pp. 65–85.
- Ambrose-Oji, B., 2003. The contribution of NTFPs to the livelihoods of the forest poor: evidence from the tropical forest zone of south-west Cameroon. *International Forestry Review* 5, 106–117.
- Angerand, S., 2007. The exploitation of Moabi: conflict surrounding a tree of high social value, En: Counsell, S., Long, C., Wilson, S. (Eds.), *Concessions to poverty; the environmental, social and economic impacts of industrial logging concessions in Africa's rainforests*. Rainforest Foundation and Forests Monitor, 71–74.
- Arnold, J. E. M., Ruiz-Pérez, M., 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics* 39, 437–447.
- Ashton, M. S., Mendelsohn, R., Singhakumara, B. M. P., Gunatilleke, C. V. S., Gunatilleke, I. A. U. N., Alexander Evans, A., 2001. A financial analysis of rain forest silviculture in southwestern Sri Lanka. *Forest Ecology and Management* 154, 431–441.
- Asner, G. P., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., Knapp, D. E., Silva, J. N. M., 2006. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103, 12947–12950.

- Barr, C., Wollenberg, E., Limberg, G., Anau, N., Iwan, R., Sudana, I. M., Moeliono, M., Djogo, T., 2001. The impacts of decentralization on forests and forest dependent communities in Malinau District, East Kalimantan: case study 3. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E., Uhl, C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108, 9–26.
- Bebbington, A., 1999. 'Capitals and capabilities: A framework for analysing peasant viability, rural livelihoods and poverty. *World Development* 27, 2021–2044.
- Bennett, C., 1998. Outcome-based policies for sustainable logging in community forests: reducing forest bureaucracy. En: Wollenberg, E., Ingles, A. (Eds.), *Incomes from the Forest Methods for the Development and Conservation of Forest Products for Local Communities*. CIFOR, Indonesia, pp. 203–220.
- Bennett, E. L., Gumal, M. T., 2001. The Inter-relationships of Commercial Logging, Hunting and Wildlife in Sarawak, Recommendations for Forest Management. En: Fimbel, R., Grajal, A., Robinson, J. G. (Eds.), *The Cutting Edge. Conserving Wildlife in Logged Tropical Forests*, Columbia University, Nueva York, pp. 359–374.
- Binkley, C. S., 1997. Preserving nature through intensive plantation forestry: the case of forestland allocation with illustrations from British Columbia. *Forestry Chronicle* 73, 553–559.
- Byron, N., Arnold, M., 1999. What Futures for the People of the Tropical Forests? *World Development* 27, 789–805.
- Campbell, B., Luckert, M. K., 2002. *Uncovering the Hidden Harvest: Valuation Methods for Woodland and Forest Resources*. Earthscan, Londres, Reino Unido.
- Cardoso, C., 2001. The Moabi issue. In *Forests Monitor, Sold Down the River. The Need to Control Transnational Forestry Corporations: A European Case Study*, *Forests Monitor*, Reino Unido, p. 6.
- CFI, 2006. *Community Forestry International Proceedings of the Non-timber forest product (NTFP) workshop and seminar. Del 7 al 8 de diciembre Nom Pen*.
- Cleary, D. F. R., Boyle, T. J. B., Setyawati, T., Anggraeni, C. D., Van Loon, E.E., Menken, S.B.J., 2007. Bird species and traits associated with logged and unlogged forest in Borneo. *Ecological Applications* 17, 1184–1197.
- Cochrane, M. A., Alencar, A., Schulze, M. D., Souza, C. M., Nepstad, D. C., Lefebvre, P., Davidson, E. A., 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284, 1832–1835.
- Cocks, M. L., 2006. Bio-cultural diversity: moving beyond the realm of 'indigenous' and 'local' people. *Human Ecology* 34, 185–200.
- Cocks, M. L., Dold, P., 2006. Cultural significance of biodiversity: the role of medicinal plants in urban African cultural practices in the eastern cape, South Africa. *Journal of Ethnobiology* 26, 60–81.

- Colfer, C. J. P., 2008. *Human Health and Forests: A Global Interdisciplinary Overview of Issues, Practice and Policy*. Earthscan/CIFOR, Londres.
- Costa, F. R. C., Senna, C., Nakkazono, E. M., 2002. Effects of selective logging on populations of two tropical understory herbs in an Amazonian forest. *Biotropica* 34, 289–296.
- Counsell, S., Long, C., Wilson, S., 2007. *Concessions to poverty: the environmental, social and economic impacts of industrial logging concessions in Africa's rainforests*. Rainforest Foundation and Forests Monitor.
- Cronkleton, P., Albornoz, M. A., Barnes, G., Evans, K., de Jong, W., 2010. Social geomatics: participatory forest mapping to mediate resource conflict in the Bolivian Amazon. *Human Ecology* 38, 65–76.
- Debroux, L., Delvingt, W., 1998. Le Moabi: éléments de maîtrise de la dynamique de population. *Canopée* No. 11.
- de Beer, J. H., McDermott, M. J., 1989. *The Economic Value of Non-Timber Forest Products in Southeast Asia with an Emphasis on Indonesia, Malaysia and Thailand*. Países Bajos UICN y WWF, Amsterdam.
- de Beer, J., Guerrero, M. C., 2008. Lessons Learned from Experience in Yasmin Arquiza (ed.) *From Seeds to Beads; Tales, Tips and Tools for Building a community-based Enterprise*. NTFP-EP, Ciudad Quezón.
- de Beer, J., Zakharenkov, A. 1999. Tigers, mushrooms and bonanzas in the Russian Far East: the Udege's campaign for economic survival and conservation. En: Wolvekamp, P. (Ed.), *Forests for the future: local strategies for forest protection, economic welfare and social justice*. pp. 244–250.
- de Merode, E., Homewood, K., Cowlishaw, G., 2004. The value of bushmeat and other wild foods to rural households living in extreme poverty in the Democratic Republic of Congo. *Biological Conservation* 118, 573–581.
- DFID, 1999. *Indonesia towards sustainable forest management. Final report of the senior management advisory team and the provincial level forest management project. Vol. 2*. DFID y Ministerio de Bosques de Indonesia, Yakarta, Indonesia.
- Dickinson, J. C., Putz, F. E. 1992. The Tropical Forest: Competing Demands for Preservation, Exploitation, and Conversion. *Conference of Latin Americanist Geographers*, 261–276.
- Donovan, D., Puri, R., 2004. Learning from traditional knowledge of non-timber forest products: PenanBenalui and the autecology of *Aquilaria* in Indonesian Borneo. *Ecology and Society* 9, 3. [en línea] URL:<<http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art3/>>.
- Doucet, J. L., Kouadio, Y. L., Monticelli, D., Lejeune, P., 2009. Enrichment of logging gaps with moabi (*Baillonella toxisperma* Pierre) in a Central African rain forest. *Forest Ecology and Management* 258, 2407–2415.
- Douglas, I., Greer, T., Bidin, K., Spilisbury, M., 1993. Impacts of rainforest logging on river systems and communities in Malaysia and Kalimantan. *Global Ecology and Biogeography Letters* 3, 245–252.

- Dove, M. R., 1993. A revisionist view of tropical deforestation and development. *Environmental Conservation* 20, 17–24.
- Dove, M. R., 1994. Marketing the Rainforest: ‘Green’ panacea or red herring? Asia-Pacific Issues No. 13 East–West Center, Hawai.
- D’Silva, E. H. Appanah, S. 1993. Forestry management for sustainable development. Institute Penyelidikan Perhutanan Malaysia. EDI Policy seminar report No. 32. Banco Mundial, Washington D. C.
- East, T., Kumpel, N. F., Milner-Gulland, E. J., Rowcliffe, J. M., 2005. Determinants of urban bushmeat consumption in Rio Muni, Equatorial Guinea. *Biological Conservation* 126, 206–215.
- Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., Defries, R., Gibbs, H. K., Howard, E. A., Olson, S., Patz, J., Ramankutty, N., Snyder, P., 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and Environment* 5, 25–32.
- Grainger, A., 1999. Constraints on modelling the deforestation and degradation of tropical open woodlands. *Global Ecology and Biogeography* 8, 179–190.
- Guariguata, M. R., Cronkleton, P., Shanley, P., Taylor, P. L., 2008. The compatibility of timber and non-timber forest product extraction and management. *Forest Ecology and Management* 256, 1477–1481.
- Guariguata, M. R., Licona, J.C., Mostacedo, B., Cronkleton, P., 2009. Damage to Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) during selective timber harvesting in Northern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258, 788–793.
- Guariguata, M. R., Garcia-Fernandez, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges, and opportunities. *Forest Ecology and Management* 259, 237–245.
- Hall, A., 1997. *Sustaining Amazonia: Grassroots Action for Productive Conservation*. Manchester Univ. Press, Reino Unido.
- Hall, J. S., Harris, D. J., Medjibe, V., Ashton, P. M. S., 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecology and Management* 183, 249–264.
- Hecht, S., 2007. Factories, forests, fields and family: gender and neoliberalism in extractive reserves. *Journal of Agrarian Change* 7, 316–347.
- Herrero-Jáuregui, C., García-Fernández, C., Sist, P. L. J., Casado, M. A., 2009. Conflict of use for multi-purpose tree species in the state of Para’, eastern Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 18, 1019–1044.
- Iskandar, H., Snook, L. K., Toma, T., MacDicken, K., Kanninen, M., 2006. A comparison of damage due to logging under different forms of resource access in East Kalimantan. *Forest Ecology and Management* 237, 83–93.
- Kant, S. S., 2004. Economics of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6, 197–203.

- Karsenty, A., Gourlet-Fleury, S., 2006. Assessing sustainability of logging practices in the Congo Basin's managed forests: the issue of commercial species recovery. *Ecology and Society* 11, 26.
- Kaushal, K. K., Melkani, V. K., 2005. India: achieving the millennium development goals through non-timber forest products. *International Forestry Review* 7, 128–134.
- Kluppel, M. P., Ferreira, J. C. P., Chaves, J. H., Hummel, A. C., 2010. Case Study A: In Search of Regulations to Promote the Sustainable Use of NTFPs in Brazil 43. En: Laird, S. A., McLain, R. J., Wynberg, R. P. (Eds.), *Wild Governance—Finding Policies that Work for Non-timber Forest Products*. Earthscan, Londres, pp. 43–52.
- Laird, S. A., 1995. The natural management of tropical forests for timber and non-timber products. Occasional paper No. 49. Oxford Forestry Institute, Oxford, Reino Unido.
- Laird, S., 1999. The management of forests for timber and non-timber forest products in central Africa. En: Sunderland, T. C. H., Clark, L. E., Vantomme, P. (Eds.), *The Non-Wood Forest Products of Central Africa: Current Research Issues and Prospects for Conservation and Development*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Roma, pp. 51–60.
- Laird, S. A., McLain, R. J., Wynberg, R. P., 2010. *Wild Product Governance. Finding Policies that Work for Non-Timber Forest Products*. Earthscan, Londres.
- Laporte, N. T., Stabach, J. A., Grosch, R., Lin, T. S., Goetz, S. J., 2007. Expansion of industrial logging in Central Africa. *Science* 316, 1451.
- Lapuyade, S., Djomo, L., Nkotto, H., Ndjodo, T., TitiNwel, P., 2000. Etude d' Impact Social et Environnemental de l' Exploitation Forestière dans la Concession de la CFC.
- Lewis, J., 2001. Indigenous Uses for the Sapelli Tree in Northern Congo In *Sold Down the River. The Need to control Transnational Forestry Corporations: a European Case Study*. Forests Monitor: Cambridge, p. 7.
- Limberg, G. R., Iwan, M., Moeliono, M., Sudana, Wollenberg, E., 2007. Community-based forestry and management planning. En: Gunarso, P., Setyawati, T., Sunderland, T., Shackleton, C. (Eds.), *Managing Forest Resources in a Decentralized Environment: Lessons Learnt from the Malinau Research Forest, East Kalimantan, Indonesia*. Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), Bogor.
- Malcolm, J. R., Ray, J. C., 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14, 1574–1579.
- Martini, A. M. Z., Rosa, N. A., Uhl, C., 1994. An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Environmental Conservation* 21, 152–162.
- McGown, J., 2006. *Out of Africa: mysteries of access and benefit sharing*. Edmonds Institute. Washington D. C. y Africa Centre for Biosafety, Richmond, Sudáfrica, p. 54.
- Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R., Augeri, D., Rosenbaum, B., Iskandar, D., Setyawati, T., Lammertink, A., Rachmatika, I., Wong, A., Soehartono, T., Stanley, S., O'Brien, T., 2005. Life after logging: reconciling wildlife conservation and production forestry

- in Indonesian Borneo. CIFOR, Bogor (con UNESCO). (<<http://www.cifor.cgiar.org/scripts/newscriptions/publications/detail.asp?pid=1663>>).
- Melick, D., Yang, X., Xu, J., 2007a. Seeing the wood for the trees: how conservation policies can place greater pressure on village forests in southwest China. *Biodiversity and Conservation* 16, 1959–1971.
- Melick, D., Yang, X., Xu, J., 2007b. Simplification of pine forests due to utilization by Tibetan villages in Southwest China. *Environmental Management* 40, 866–879.
- Menton, M. C., 2003. Effects of logging on non-timber forest product extraction in the Brazilian Amazon: community perceptions of change. *International Forestry Review* 5, 97–105.
- Menton, M., Merry, F. D., Lawrence, A., Brown, N., 2009. Company-community logging contracts in Amazonian settlements: impacts of livelihoods and NTFP harvests. *Ecology and Society* 14, 39 [en línea] URL: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art39/>>.
- Ndoye, O., Tieguhong, J. C., 2004. Forest resources and rural livelihoods: the conflict between timber and non-timber forest products in the Congo Basin Scandinavian. *Journal Forest Resources* 19, 1–9.
- Nepstad, D. C., Schwartzman, S. (Eds.), 1992. Non-timber products from tropical forests: evaluation of a conservation and development strategy. *Advances in Economic Botany*, 9.
- Nepstad, D. C., Verissimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398, 505–508.
- Osborne, T., Kiker, C., 2005. Carbon offsets as an economic alternative to large-scale logging: a case study in Guyana. *Ecological Economics* 52, 481–496.
- Padmanaba, M., Sheil, D., 2006. Finding and promoting a local conservation consensus in a globally important tropical forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 16, 1137–1151.
- Parren, M. P. E., 2003. Lianas and logging in West Africa, Tropenbos-Cameroon Series 6, Wageningen.
- Paumgarten, F., Shackleton, C., 2009. Wealth differentiation in household use and trade in non-timber forest products in South Africa. *Ecological Economics* 68, 2950–2959.
- Pearce, D., Putz, F. E., Vanclay, J. K., 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *Forest Ecology and Management* 172, 229–247.
- Peters, C. M., 1994. Sustainable harvest of non-timber plant resources in tropical moist forests: an ecological primer. Biodiversity Support Program, Washington D. C.
- Peters, C. M., Gentry, A., Mendelsohn, R. O., 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature* 339, 655–656.
- Pierce, A. R., Laird, S. A., 2003. In search of comprehensive standards for non-timber forest products in the botanicals trade. *International Forestry Review* 5, 138–

147. Pierce, A., Shanley, P., Laird, S. A., 2008. Non-timber forest products and certification: strange bedfellows. *Forests, Trees and Livelihoods* 18, 23–35.
- Plowden, C., 2002. Copaiba (*Copaifera*). En: Shanley, P., Laird, L., Guillen, A. (Eds.), *Tapping the Green Market: Certification and Management of Non-Timber Forest Products*. Earthscan, Londres, pp. 126–135.
- Posey, D. A. (Ed.), 1999. *Cultural and Spiritual Values of Biodiversity*. UNEP, Intermediate Technology Publications, Londres, Reino Unido.
- Poulsen, J. R., Clark, C. J., Mavah, Elkan, P. W., 2009. Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in Northern Congo. *Conservation Biology* 23, 1597–1608.
- Praxede-Mapangou, M., 2003. Illegal exploitation of Gaboon resin in Gabon, En: The Center for Environment and Development, Camerún, The Rainforest Foundation and Forest Monitor (Eds.), *Forest management transparency, governance and the law*. Report prepared for the Ministerial Conference on Africa Forest Law Enforcement and Governance (AFLEG). Yaundé, del 13 al 16 de octubre de 2003, pp. 62–66.
- Putz, F. E., Blate, G. M., Redford, K. H., Fimbel, R., Robinson, J., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15, 7–20.
- Rist, L., Uma Shaanker, R., Milner-Gulland, E. J., Ghazoul, J., 2010. Traditional ecological knowledge in Forest management, an example from India. *Ecology and Society* 15, 3.
- Robinet, M., 2003. Présentation du projet Biodivalor. Actas del seminario “Valorisation économique de la biodiversité” organizado por el Fondo Mundial para la Naturaleza, Francia, abril, p. 5.
- Robinson, J. G., Redford, K. H., Bennett, E. L., 1999. Wildlife harvests in logged tropical forests. *Science* 284, 595–596.
- Rockwell, C. A., Kainer, K. A., Staudhammer, C. L., Baraloto, C., 2007a. Future crop tree damage in a certified community forest in southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 242, 108–118.
- Rockwell, C. A., Kainer, K. A., Marcondes, N., Baraloto, C., 2007b. Ecological limitations of reduced-impact logging at the smallholder scale. *Forest Ecology and Management* 238, 365–374.
- Romero, C., 1999. Reduced-impact logging effects on commercial non-vascular pendant epiphyte biomass in a tropical montane forest in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 118, 117–125.
- Russell, D., Sieber, S., 2005. *Preliminary Biodiversity and Tropical Forest Conservation Assessment for USAID/Liberia*. USDA/Forest Service.
- Salick, J., Mejia, A., Anderson, T., 1995. Non-timber forest products integrated with natural forest management, Río San Juan, Nicaragua. *Ecological Applications* 5, 878–895.
- Schneemann, J., 1995. Exploitation of Moabi in the humid dense forests of Cameroon. Harmonization and improvement of two conflicting ways of exploitation of the same forest resource. *BOS Newsletter* 14, 20–32.

- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R. M., Vidal, E., 2008. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 256, 1443–1457.
- Seppälä, R., Buck, A., Katila, P. (Eds.), 2009. Adaptation of forests and people to climate change. A Global Assessment Report. IUFRO World Series Volume 22, Helsinki. p. 224.
- Shackleton, C. M., Shackleton, S. E., 2004. The importance of non-timber forest products in rural livelihood security and as safety nets: a review of evidence from South African. *South African Journal of Science* 100, 658–664.
- Shackleton, S., Shanley, P., Ndoye, O., 2007. Invisible but viable: recognizing local markets in non-timber forest products. *International Forestry Review* 9, 697–712.
- Shanley, P., 2000. *As the Forest Falls: The Changing Use, Ecology and Value of Non-Timber Forest Resources for Caboclo Communities in Eastern Amazonia*. Tesis doctoral, The University of Kent, Canterbury, Reino Unido.
- Shanley, P., 2006. Science for the Poor: How One Woman Challenged Researchers, Ranchers, and Loggers in Amazonia. *Ecology and Society* 11, 28. [en línea] URL: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art28/>>.
- Shanley, P., Luz, L., Cymerys, M., 2002. Subsistence issues: The interface of timber and non-timber resources: declining resources for subsistence livelihoods (Brazil). En: Shanley, P., Pierce, A. R., Laird, S. A., Guillén, A. (Eds.), *Tapping the Green Market: Certification and Management of Non-Timber Forest Products*. Earthscan, Londres, Reino Unido, pp. 313–321.
- Shanley, P., Rosa, N. A., 2004. Eroding knowledge: An ethnobotanical inventory in Eastern Amazonia's logging frontier. *Economic Botany* 58, 135–160.
- Shanley, P., Stockdale, M., 2008. Traditional knowledge, forest management and certification: a reality check. *Forest, Trees and Livelihoods* 18, 55–67.
- Shanley, P., Serra, M., Medina, G., 2010. *Frutíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica* Ministerio de Medio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Sheil, D., Liswanti, N., van Heist, M., Basuki, I., Syaefuddin, Samsuodin, I., Rukmiyati, Agung, M., 2003. Local priorities and biodiversity in tropical forest landscapes: asking people what matters. *Tropical Forest Update* 13:1. <<http://www.itto.or.jp/live/PageDisplayHandler?pageId=245>>.
- Sheil, D., Puri, R., Wan, M., Basuki, I., van Heist, M., Liswanti, N., Rukmiyati, Rachmatika, I., Samsuodin, I., 2006. Local people's priorities for biodiversity: examples from the forests of Indonesian Borneo. *Ambio: A Journal of the Human Environment* 35, 17–24.
- Sist, P., Fimbel, R., Sheil, D., Nasi, R., Chevallier, M.-H., 2003. Towards sustainable management of mixed dipterocarp forests of Southeast Asia: moving beyond minimum diameter cutting limits. *Environmental Conservation* 30, 364–374.
- Sist, P., Dykstra, D., Fimbel, R. 1998. *Reduced-Impact Logging Guidelines for Lowland and Hill Dipterocarp Forests in Indonesia*. CIFOR Occasional Paper No. 15.

- Sunderland, T. C. H., Cunningham, A. B., Tchoundjeu, Z., Ngo-Mpeck, M.L., Laird, S.A., 2004. Yohimbe. (*Pausinystalia johimbe*), En: Clark, L. E., Sunderland, T. C. H. (Eds.), *The Key Non-Timber Forest Products of Central Africa: State of the Knowledge*. Technical Paper No. 122, USAID, pp. 121–140.
- Sunderland, T. C. H., Beligné, V., Bonnehin, L., Ebanyenle, E., Oteng-Amoako, A., Zouzou, E. J., 2005. Taxonomy, population dynamics and utilisation of the rattan palms of Upper Guinea. En: Bongers, F., Parren, M. P. E., Traoré, D. (Eds.), *Forest climbers of West Africa: Diversity, Ecology and management*. CABI Publishing, pp. 147–167.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.
- Tieguhong, J. C., Ndoye, O., 2007. The impact of timber harvesting on the availability of non-wood forest products in the Congo Basin. *Forest Harvest case study 23*. FAO, Roma.
- Uhl, C., Vieira, I.C.G., 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica* 21, 98–106.
- Uhl, C., Kaufmann, J.B., 1990. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fires in the rainforest of the eastern Amazon. *Ecology* 71, 437–449.
- Uhl, C., Veríssimo, A., Mattos, M. M., Brandinho, Z., Viera, I.C.G., 1991. Social, economic and ecological consequences of selective logging in an Amazonian frontier: the case of Tailandia. *Forest Ecology and Management* 46, 243–273.
- UICN, 1996. African Regional Workshop, Conservation and Sustainable Management of Trees, taller de proyecto realizado en Harare, Zimbabue, julio de 1996.
- UICN, 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultado el 27 de junio de 2010.
- Van Valkenburg, L. C. H., 1999a. Non-timber forest products in a changing environment. En: Hillegers, P. J. M., Iongh, H. H. (Eds.), *actas del taller The balance between biodiversity conservation and sustainable use of tropical rainforests*, pp. 117–129.
- Van Valkenburg, L. C. H., 1999b. The potential for commercial NTFP extraction in East Kalimantan. En: Ros-Tonen, M. A. F. (Ed.), *actas del seminario TFP research in the Tropenbos Programme: results and perspectives*, Wageningen, Países Bajos, 28 de enero de 1999, pp. 131–143.
- Van Valkenburg, J. L. C. H., 1997. Non-timber forest products of East Kalimantan: potentials for sustainable forest use. *Tropenbos Series 16*. The Tropenbos Foundation, Wageningen, Países Bajos.
- van Dijk, J. F. W., 1999. Non-timber Forest Products in the Bipindi-Akom II Region, Cameroon: A Socio-Economic and Ecological Assessment. *Tropenbos-Cameroon Programme*, Kribi.

- van Dijk, H., Wiersum, F. 2004. NTFP resource management as an option for multiple use forest management in South Cameroon. NTFP research in the Tropenbos programme: Results and perspectives. 115–122.
- Veríssimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R., Uhl, C., 2002. Impactos da Atividade Madeireira e Perspectivas para o Manejo Sustentável numa Velha Fronteira da Amazônia: o caso de Paragominas. En: Barros, A. C., Veríssimo, A. (Eds.), A Expansão da Atividade Madeireira na Amazônia: Impactos e perspectivas para o desenvolvimentos do setor florestal no Pará. Imazon, Belém.
- Wallman, S., 1984. Eight London households. Routledge, Londres.
- Watson, F., 1996. A view from the forest floor: the impact of logging on indigenous peoples in Brazil. *Botanical Journal of the Linnean Society* 122, 75–82.
- Wilkie, D., Shaw, E., Rotberg, F., Morelli, G., Auzel, P., 2000. Roads, development, and conservation in the Congo basin. *Conservation Biology* 14, 1614–1622.
- Wilson, K. A., Meijaard, E., Drummond, S., Grantham, H. S., Boitani, L., Catullo, G., Christie, L., Dennis, R., Dutton, I., Falcucci, A., Mairano, L., Possingham, H., Rondinini, C., Turner, W. R., Venter, O., Watts, M., 2010. Conserving biodiversity in production landscapes. *Ecological Applications* 20, 1721–1732.
- Wollenberg, E., 2001. Incentives for collecting gaharu: (fungal-infested wood of *Aquilaria* spp.; Thymelaeaceae) in East Kalimantan. *Economic Botany* 55, 444–456.



Del conflicto de uso al uso múltiple

Innovaciones en el manejo forestal realizadas por pequeños productores en las fronteras amazónicas de aprovechamiento forestal

Patricia Shanley¹, Murilo da Serra Silva², Tadeu Melo³, Rachel Carmenta⁴, Robert Nasi⁵

Resumen

La Amazonía brasileña es una fuente importante de madera, además de una abundante fuente de productos forestales no maderables (PFNM) como cortezas, aceites y frutos medicinales. La falta de cantidad, calidad, uniformidad y precio, así como la incomprensión de los valores y las funciones socioeconómicas, culturales o espirituales de los PFNM en las sociedades, los relega a un estatus económico marginal eclipsado por la madera. La ausencia de datos sobre la mayoría de los PFNM contrasta con la gran cantidad de datos existentes sobre la madera de muchas especies aprovechadas. Dichas fuentes de datos pueden aportar nuevas perspectivas sobre el nivel y los lugares de extracción de un subconjunto de especies valiosas para madera y PFNM. Estas son conocidas como especies de “conflicto de uso”. En este artículo se estudian tres de dichas especies, enfocándose en el estado amazónico de Pará, el cual se encuentra en el “arco

1 Center for International Forestry Research, Woods & Wayside International, 19½ Blackwell Ave. Hopewell, NJ 08525, EE. UU – P.Shanley@cgiar.org.

2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, Campus Rural de Marabá, Rua Vitória Régia, 117-Bairro Amapá, 68502-120 Marabá, Pará, Brasil – mserrasilva@yahoo.com.br.

3 Universidade Federal do Acre, Campus Universitário BR 364 Km 4, 69915-900 Rio Branco, Brasil – Tadeu.melo12@gmail.com.

4 Lancaster Environment Center (LEC), Lancaster University, Lancaster LA1 4YQ, Reino Unido – rcarmenta@hotmail.com.

5 Center for International Forestry Research, Indonesia – R.Nasi@cgiar.org.

de deforestación” brasileño y del cual sale el 47% de toda la madera producida en el territorio de la Amazonía Legal. Describimos tres PFNM amazónicos muy utilizados que en la actualidad se aprovechan comercialmente: (1) cumarú, *Dipteryx odorata*, cuyas semillas producen un aceite esencial empleado en la industria perfumera y proporciona ingresos y medicina a las familias rurales; (2) amapá amargo, *Parahancornia fasciculata*, que produce un potente exudado utilizado como tratamiento para enfermedades respiratorias; y (3) uxi, *Endopleura uchi*, que produce un nutritivo fruto consumido por seres humanos y fauna silvestre. Se analizan datos del sector maderero que indican la tasa de extracción de estas especies, así como datos referentes a su uso y valor como PFNM. Los resultados muestran que la extracción de estas especies en las fronteras madereras contribuye a que se reduzca el acceso. No obstante, en comunidades vinculadas a los mercados, los sistemas de manejo no documentados surten la creciente demanda de PFNM en áreas urbanas. Aunque no existen planes formales de manejo de estas especies y se han producido pocos intentos con base científica para manejarlas, los pequeños productores han desarrollado el conocimiento local y las técnicas innovadoras para aumentar la productividad, incrementar la densidad y crear sistemas de uso múltiple en vista de las crecientes presiones de uso de la tierra.

1. Introducción

Se estima que en todo el mundo entre 400 y 500 millones de personas dependen directamente de los recursos forestales (WRI, 2005) y se calcula que los productos forestales no maderables (PFNM) representan hasta un 25% de los ingresos de casi mil millones de personas (Molnar *et al.*, 2004). Las personas que dependen de los bosques utilizan una amplia gama de los recursos forestales (Ballée, 1994; Bennett y Bradley, 2002). Por ejemplo, en la gran diversidad de los bosques amazónicos, se estima que la población utiliza 3000 de las aproximadamente 14 000 especies de plantas vasculares (Lleras Pérez y Mariante, 2009). Estas especies son bien conocidas localmente y pueden ser esenciales para los medios de vida, sirviendo en particular como protección en tiempos de privaciones. Esta seguridad se pierde y la vulnerabilidad de los hogares aumenta cuando el paisaje se degrada o las especies útiles son sobreexplotadas (Pattanayak y Sills, 2001). Fuera del ámbito local se conoce poco sobre la ecología, el comercio o el manejo de la mayor parte de estos PFNM, incluidos aquellos importantes para la salud, la subsistencia y la generación de ingresos (Campbell y Luckert, 2002; Pinédo-Vasquez *et al.*, 2002). De las miles de especies vegetales nativas de la Amazonía, se estima que menos del 1% han sido domesticadas (Clement, 2007). No obstante, se aprovechan casi una veintena de especies con una demanda comercial lo suficientemente alta como para que se conviertan en candidatas a ser domesticadas (Homma, 2004).

Muchas especies de árboles para madera también son muy valoradas por sus frutos, su corteza y sus exudados (Guariguata *et al.*, 2010; Laird, 1999; Shanley y Luz, 2003). En Camerún, los investigadores descubrieron que el 61% de las 23 especies principales de madera para exportación eran consideradas especies de PFNM importantes (Ndoye y Tieguhong, 2004). Cinco de las 12 especies más valiosas por su fruta y como planta medicinal comercializadas en la Amazonía Oriental son taladas por su

madera (Serra, 2010; Shanley y Luz, 2003). Las largas distancias al mercado, los bajos rendimientos y la variabilidad en calidad y uniformidad, unidas a los bajos precios, son factores cruciales que inhiben el crecimiento del mercado de PFM (Clement, 2007; Shanley *et al.*, 2002a). Además, la falta de comprensión de los valores y las funciones socioeconómicas, culturales o espirituales de los PFM en las sociedades, los relega a un estatus económico muchas veces eclipsado por la madera. Por ello, un término que surge en la bibliografía de especies arbóreas con valor maderable y no maderable es especies con “conflicto de uso” (Counsell *et al.*, 2007; Herrero-Jáuregui *et al.*, 2009; Laird, 1999).

En la Amazonía Oriental, la reducción en la abundancia de las especies preferidas por su madera y el incremento de la demanda ha acarreado su explotación no sostenible (Veríssimo *et al.*, 1992; Uhl y Viera, 1989). Aproximadamente 100 especies de árboles de las 200 - 300 especies que se estima que se cosechan para madera tienen valores no maderables (Herrero-Jáuregui *et al.*, 2009; Martini *et al.*, 1994). La extendida degradación forestal causada por la extracción de madera y los incendios asociados (Hall *et al.*, 2003), junto con la expansión de la agricultura (Fearnside, 2008) contribuye a la creciente pérdida de especies de PFM y el acceso a estas (Menton, 2003). La deforestación está ocasionando un descenso en el acceso a determinadas especies medicinales amazónicas utilizadas en el tratamiento de dolencias comunes y crónicas (Cunningham *et al.*, 2008), algunas de las cuales son de eficacia científicamente comprobada (Viega *et al.*, 2001; Younes *et al.*, 2007). Esta tendencia es inquietante, porque las plantas son la principal fuente de alimento y salud para decenas de miles de habitantes de la Amazonía que dependen del bosque, y proporcionan ingresos a alrededor de un millón de personas que viven en el territorio de la Amazonía Legal (Pastore y Borges, 1999). Además, el acceso reducido a los recursos naturales puede provocar mayor vulnerabilidad al catalizar la migración, empeorar la nutrición, generar la pérdida de medios de vida independientes y el empobrecimiento cultural (Dounias y Froment, 2006). A pesar de las consecuencias sociales, económicas y ambientales de la degradación forestal, el tema del conflicto de uso ha recibido escasa atención por parte de los sectores de conservación, desarrollo o políticas.

Este documento presenta un análisis de tres especies particulares cada una en tres sitios diferentes para analizar la pregunta de si en estos lugares ocurren conflictos de uso, cómo sucede, y en qué condiciones de manejo, estas especies (valoradas por sus productos maderables y no maderables) pasan a ser de uso múltiple. Se da inicio a un breve resumen de los métodos, seguido por una somera descripción de la ecología y uso de las tres especies y un resumen de las prácticas de manejo locales encontradas en cada uno de los sitios. A continuación, se emplean las especies seleccionadas como lente para examinar el conflicto de uso en la Amazonía oriental. Presentamos un estudio de caso de *Endopleura uchi* como ejemplo de la influencia de la extracción de madera a nivel local y se emplean los datos estatales que documentan la extracción de madera para analizar las implicaciones del aprovechamiento para las tres especies seleccionadas. Como conclusión, se evalúan brevemente las nuevas políticas que afectan los PFM y se destaca el rol potencial del conocimiento local sobre ecología en el manejo de uso múltiple.

2. Materiales y métodos

2.1. Sitio del estudio y selección de las especies

El estado de Pará se encuentra en la región oriental de la Amazonía brasileña y está situado en el “arco de deforestación”. El estado cuenta con una cobertura vegetal del 73%, de la cual el 60% es susceptible de aprovechamiento (Veríssimo *et al.*, 2002a). En 2009, en Pará se extrajo el 47% de toda la madera aprovechada en la Amazonía Legal, produciendo 6,6 millones de metros cúbicos (m³) de madera y generando unos ingresos de 1100 millones de dólares estadounidenses (Pereira *et al.*, 2010). El estado de Pará produjo el 62% (2,6 millones de m³) de la madera exportada desde la Amazonía en 2009, obteniendo el equivalente a 346 millones de dólares estadounidenses (Pereira *et al.*, 2010). Aunque la extracción predatoria y no autorizada de madera está muy extendida (Monteiro *et al.*, 2010), ha habido un descenso del aprovechamiento ilegal de madera en las unidades de conservación y un aumento de las áreas forestales con manejo legal (Pereira *et al.*, 2010; Veríssimo *et al.*, 2002a, b).

Las tres especies en las que se centra este estudio fueron seleccionadas basándose en los siguientes criterios:

1. Distribución relativamente extensa en toda la Amazonía.
2. Amplia utilización del PFNM para subsistencia y comercio.
3. Valor nutricional o para la salud intrínseco en la región.
4. Explotación creciente, tanto para madera como usos no maderables.
5. Son consideradas dignas de estudio por parte de los agricultores locales.

Con base en estos criterios, se seleccionaron y analizaron:

- Cumarú, *Dipteryx odorata* (Aubl.) Wild. – Produce una semilla aromática comercializada por su aceite esencial.
- Amapá amargo, *Parahancornia fasciculata* (Poir.) Benoist – Produce un látex medicinal.
- Uxi, *Endopleura uchi* Cuatrec. – Es la fuente de un nutritivo fruto muy apreciado en la región.

2.1.1. Métodos

En el estado de Pará se recogieron datos ecológicos referentes a la densidad, la producción de PFNM y las estrategias de manejo de los pequeños productores de las tres especies. Los sitios de estudio representan las principales zonas de origen de las especies estudiadas. Los datos del cumarú se obtuvieron en Monte Alegre (Melo *et al.*, 2010; Melo, 2008); Ponta de Pedras sirvió como lugar de trabajo de campo para la recolección de datos del amapá (Serra *et al.*, 2010); y los datos del uxi se consiguieron mediante una investigación de larga duración en la región del río Capím y en el sitio periurbano de Boa Vista, a las afueras de Belém (Shanley y Gaia, 2004) (Figura 1).

Los datos de mercado se recogieron en la ciudad de Belém y en los mercados de cada una de las ciudades más cercanas a donde se llevaron a cabo los estudios. Durante cuatro

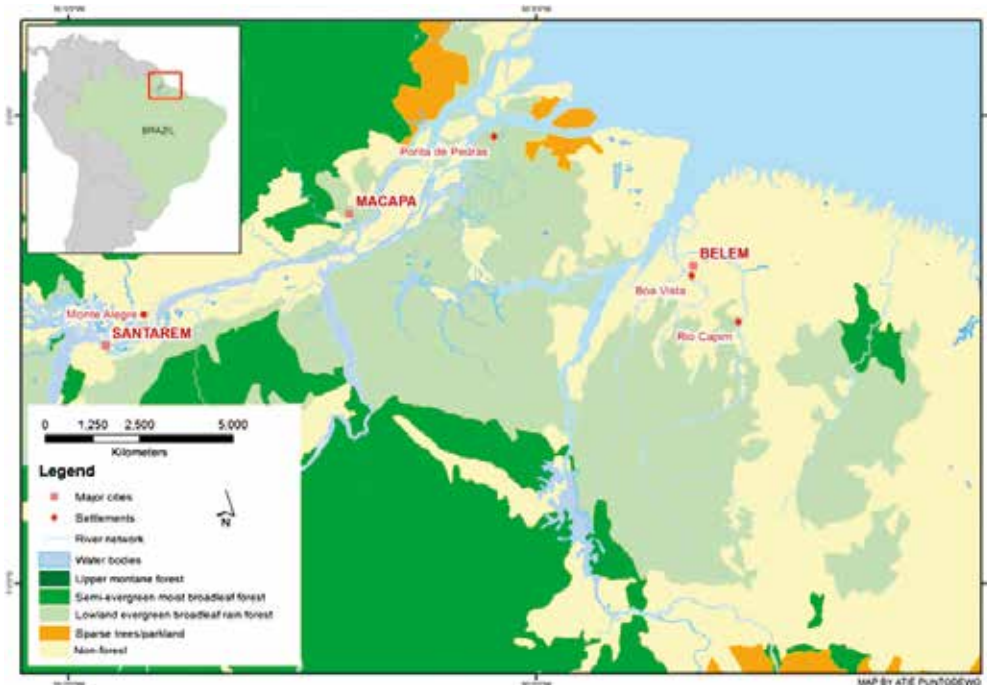


Figura 1. Mapa de los sitios de estudio, Pará, Brasil

años (2006–2009), la observación de los participantes, entrevistas semiestructuradas, inventarios de las especies y estudios de densidad, producción y manejo, sirvieron para describir la ecología específica del sitio y la comercialización de las tres especies. Las principales fuentes de productos y sus precios a lo largo de la cadena de mercado fueron identificados remontándose desde los mayoristas urbanos hasta sus zonas de suministro.

Solo se pudo disponer de estadísticas regionales de PFM del *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística* (IBGE) sobre una de las especies del estudio, el cumarú. Los datos de volúmenes de determinadas especies extraídas para madera en el estado de Pará se obtuvieron de los datos publicados por el Sistema Sisflora/SEC TAM (2007, 2008) para: *Dipteryx* spp.; *P. fasciculata* (incluido *Brosimum parinarioides*, también llamado amapá, y otras especies madereras que producen látex utilizado con fines medicinales similares) y *E. uxi*.

3. Resultados

3.1. Ecología

La especie de árbol emergente *Dipteryx odorata* es un miembro de la familia Papilionácea. Los individuos maduros pueden vivir una media de 323 años (Laurance *et al.*, 2003) y alcanzar una altura de 30 m en hábitats de bosque primario, con diámetros de hasta 1,15 m (Silva *et al.*, 2002). El cumarú sigue un patrón típico de los árboles de bosques

neotropicales, mostrando una alta diversidad interanual en la producción de fruta (Corlett, 1990; Newstrom *et al.*, 1994; Haugaasen y Peres, 2005).

Las entrevistas mantenidas con familias extractivistas de Monte Alegre sugieren que el cumarú tiende a fructificar cada 4 años. Las densidades del cumarú son variables, por ejemplo, en el sitio de estudio, la densidad del cumarú es de 5,4 individuos/ha, pero se han documentado densidades mucho más bajas de 0,26–0,45 individuos/ha (Projeto Radam Roraima Brasil, 1976) (Cuadro 1).

La especie *Parahancornia fasciculata* (Poir.) Benoist, familia Apocinácea, es conocida localmente como amapá *amargoso*. Otras especies de esta familia también reciben el nombre coloquial de *amapá amargoso*. Las apocináceas son consideradas una familia importante debido a su gran diversidad y a la existencia frecuente de plantas ricas en compuestos bioactivos (Cunningham *et al.*, 2008). Los árboles adultos pueden alcanzar una altura de 35 m (Le Cointe, 1947). En el sitio del estudio se encuentran densidades muy altas, con una media de 75 individuos/ha; aunque se han documentado estimaciones mucho más bajas de 4 individuos/ha (Salomão, comunicación personal), 2 individuos/ha (Milliken, 1998) y 0,91 individuos/ha (Projeto Radam Roraima Brasil, 1976). Los resultados demuestran que los recolectores utilizan varios indicadores para determinar cuándo los árboles están listos para el sangrado, siendo el más fiable si el látex fluye con rapidez al hacer una pequeña incisión en el árbol. La producción de látex guarda una correlación positiva con el DAP, pero varía dependiendo de la herramienta empleada y de la técnica de corte. Los árboles no son sangrados hasta que alcanza por lo menos 25 cm DAP (Serra *et al.*, 2010) (Cuadro 1).

La especie *Endopleura uchi* Cuatrec ocupa el dosel con un tronco recto de color gris que alcanza alturas de 25 – 30 m, con diámetros de 60 cm en ejemplares maduros (llegando ocasionalmente hasta 1 m). Densidades de menos de un individuo por hectárea en el sitio sin manejo, contrastan con las altas densidades encontradas en los bosques manejados (19 individuos/ha) de la zona periurbana que circunda Belém. Las densidades registradas en la bibliografía van desde 0,04 individuos/ha (Projeto Radam Roraima Brasil, 1976), a 1–7 individuos en dos parcelas de 20 hectáreas de bosque aprovechado (Wadsworth y Zweede, 2006), hasta 6 individuos/ha en Platô Monte Branco (Salomão, comunicación personal). Los datos del estudio de producción de uxi a largo plazo en el estudio de caso demuestran que esta especie fructifica con relativa regularidad; en cinco años, el 80% de los árboles produjeron fruta cada año (Shanley y Carvalho, 2010) (Cuadro 1).

Las densidades medias de cumarú (1,63 individuos/ha) y, en particular, de amapá (75 individuos/ha) (Cuadro 4) son altas si se las compara con la mayoría de especies de árboles de los bosques tropicales, que con frecuencia aparecen con baja densidad — menos de un árbol adulto por hectárea (Schulze *et al.*, 2008b). En los casos del amapá y el cumarú, las elevadas densidades pueden ser producto de la influencia histórica antropogénica y del manejo cuidadoso que, con el tiempo, ha aumentado la densidad natural (Miller y Nair, 2006). En el caso del uxi en el sitio de la periferia de Belém, las prácticas de manejo actuales son de alta intensidad (19 individuos/ha) mientras que

Cuadro 1. Ecología, dispersores y temporada de aprovechamiento de los PFNM *E. uchi*, *D. odorata*, y *P. fasciculata* en cada sitio de estudio

Especie	Sitio de estudio	Densidad (individuos por ha)	DAP (cm)	Tipo de bosque	Requisitos de regeneración	Dispersores	Producción PFNM por individuo (media estimada)	Temporada de cosecha
<i>Endopleura uchi</i>	Río Capím	0,8	20-90	Terra firme	Dosel cerrado, áreas semiabiertas	<i>Artibeus lituratus</i> (Murciélago frugívoro), ardilla, ciervo, mono, armadillo, guacamayo	1530 frutos n = 24	Febrero–Abril
	Boa Vista (cerca de Belém)	32	15-60				500 frutos n = 18	Febrero–Abril segunda cosecha ocasional en julio
<i>Dipteryx odorata</i>	Monte Alegre	5,4	15-89	Terra firme	Abierto, semiabierto; post-incendio	<i>Rodentia</i> spp. <i>Chiroptera</i> spp. (Roedores y murciélagos)	40 kg de semillas n = 53	Agosto– Noviembre
	Ponte de Pedras	75	20-50	Dosel cerrado, terra firme y varzea	Áreas abiertas y semiabiertas	<i>Alouatta</i> spp. (Monos aulladores)	500 ml látex por año ^a n = 57	Todo el año ^b

a Parece ser una cantidad no sostenible; la investigación en el lugar de campo del amapá realizada por Serra *et al.* (2010) sugiere que la cantidad óptima por árbol es menor, unos 136 ml. Existe correlación positiva significativa entre el DAP y la producción de látex.

b Algunos recolectores creen que el látex está contaminado y es de calidad inferior durante el mes de junio, por lo que no lo extraen. No hay ningún estudio científico que confirme o rebata esta afirmación.

la densidad promedio en el sitio más remoto de Capím (0,8 individuos/ha) reflejan condiciones de manejo de baja intensidad (Shanley y Gaia, 2004).

3.2. Uso

Las tres especies de árbol seleccionadas han sido usadas durante siglos para madera y productos no maderables. La madera de cumarú es la más valiosa de las tres especies y cuenta con un mercado internacional relativamente fuerte para sus semillas aromáticas, que son vendidas a Europa para su uso en la industria del perfume. El amapá y el uxi se consideran de menor valor como especies madereras y son apreciadas sobre todo por la población de la Amazonía por su látex y sus frutos.

3.2.1. Madera y precios comerciales

Por su atractiva madera roja, el cumarú es una de las especies de mayor precio y más explotadas en el estuario del Amazonas. Sin procesar, el precio medio de un metro cúbico de un tronco de cumarú en Pará es de 132 dólares estadounidenses; procesado, el costo de un metro cúbico de madera aserrada se multiplica casi por cuatro, 504 dólares estadounidenses (Pereira *et al.*, 2010). Considerada una especie de valor comercial relativamente bajo, el duramen blanquecino del amapá y su madera de baja densidad se trabajan fácilmente y tienen un acabado fino, por lo que se utilizan como enchapado. Un metro cúbico no procesado de amapá cuesta 84 dólares estadounidenses; tras añadirle valor, el precio de la madera aserrada se multiplica casi por cuatro, alcanzando los 338 dólares estadounidenses (Pereira *et al.*, 2010). El uxi es una madera menos apreciada comercialmente y de menor costo y tiene aplicaciones prácticas debido a que es pesada y duradera (0,93 g/cm³). Estas cualidades conocidas localmente también han atraído la atención de los mercados comerciales, y en la actualidad el uxi se utiliza en la construcción para la fabricación de postes, vigas, carpintería y armarios.

Cuando los pequeños productores venden árboles en pie directamente a los madereros, los precios de los árboles son mucho más reducidos. En los bosques comunitarios de la región del Capím y la isla Marajó, el precio recibido por los pequeños propietarios por un árbol de amapá, cumarú o uxi con unos 1,3–3 m³ de madera es de aproximadamente 1–10 dólares estadounidenses. En áreas donde se han extraído las especies más valiosas, a menudo los madereros prefieren comprar árboles en base al área, extrayendo cualquier especie, incluidas las de diámetro relativamente pequeño. En estos acuerdos, los precios por árbol pueden caer a menos de 1 dólar estadounidense. En la región del río Capím, con frecuencia los madereros evitan compensar a los miembros de la comunidad. El pago puede ser solo la cuota inicial, o una parte del precio acordado por adelantado, cuando se recibe algo. Rara vez existen negociaciones. Sin recursos económicos, los líderes masculinos de las comunidades generalmente aceptan el primer precio ofrecido por el maderero, sin recabar información de precios comparativos de las comunidades vecinas, ni las opiniones de los ancianos y las mujeres, algunos de los cuales se han opuesto a las ventas.

Cuadro 2. Las tres especies de PFSM y sus usos; cada especie también es extraída para madera

Especie	Parte de la planta de uso no maderable	Uso alimenticio	Uso medicinal	Mercado
<i>Endopleura uchi</i>	Frutos, semillas, corteza, endocarpio	Fruta; atraer caza; aceite; uso medicinal; joyería; espiritual, mercado	Artritis, colesterol, diabetes, sinusitis, gases ^a	Local, regional
<i>Dipteryx odorata</i>	Semillas	Medicinal, atraer caza, mercado	Dilatador bronquial, combatir el cáncer, dolores intestinales, calambres menstruales, antibiótico, antimicótico, anticoagulante, analgésico ^b	Local, regional, nacional, internacional
<i>Parahancornia fasciculata</i>	Látex	Medicinal, atraer caza, mercado	Enfermedades respiratorias graves, tuberculosis, asma, sífilis, tónico reconstituyente, anemia, estimulante del apetito ^c	Local, regional, nacional

a Fuente: Shanley y Gaia (2004).

b Fuente: Rodrigues *et al.* (2006).

c Fuentes: Ribeiro *et al.* (1999), Velloso *et al.* (1998), Alves (2003), Berg y Silva (1988), y Schultes y Raffauf (1990).

3.2.2. Productos forestales no maderables

Las tres especies seleccionadas cubren un amplio espectro de usos: nutrición, salud e ingresos (Cuadro 2).

La semilla aromática del cumarú proporciona importantes ingresos a las familias rurales a través de su venta en mercados nacionales e internacionales. Además, también se usa localmente con fines medicinales y atrae a animales de caza. La '*leite*' (leche/látex) de amapá contribuye al cuidado de la salud local, usada eficazmente en el tratamiento de diversas dolencias, en particular enfermedades respiratorias que incluyen la tuberculosis (Schultes y Raffauf, 1990; Serra, 2010). En vista de la crisis actual del tratamiento de la tuberculosis resistente a múltiples medicamentos (Dorman y Chaisson, 2007) tanto la ecología del árbol como las propiedades químicas del látex merecen investigaciones adicionales.

A nivel de subsistencia, el uxi proporciona una fruta que contiene gran variedad de nutrientes (potasio, magnesio y fósforo) y vitaminas. La pulpa de uxi contiene 6 veces más vitamina C que las naranjas, concentraciones más altas de vitamina B que la mayoría de las frutas, y tiene propiedades contra el colesterol (IBGE, 1999). Esta misma importancia nutricional atrae animales, lo que hace del uxi la fruta favorita de los cazadores, que colocan trampas debajo de ella o esperan a sus presas en los alrededores. Igual de popular entre la población humana, la venta y el consumo de la fruta están muy extendidos en la región y su pulpa se utiliza para hacer helados y jugos de fruta. Basándose en su demanda en el mercado, que excede la oferta, el uxi ha sido considerado un buen candidato para la domesticación (Homma, 2004), y una especie clave de uso múltiple que podría beneficiarse de las restricciones en las tasas de cosecha para conservar fruta para consumo de la comunidad y de la fauna silvestre (Menton, 2003).

Junto a los ingresos monetarios directos generados por la comercialización de PFNM, también existen importantes ingresos indirectos para aquellos sin acceso al mercado. Un ejemplo es la caza atraída por los árboles de amapá y uxi, que constituye un aporte considerable a la ingesta de proteínas en la dieta familiar de los pequeños productores. De una muestra de 24 árboles de uxi, un promedio del 69% de la fruta caída de cada ejemplar de uxi es consumida por la fauna del bosque (Shanley y Gaia, 2004). Los cazadores locales prefieren esos lugares y, en una comunidad, los árboles de uxi proporcionaron a las familias una media de 38 kg de carne de monte en el curso de una temporada de caza (Shanley y Carvalho, 2010). En Ponta de Pedras, la fruta del amapá también sirve para atraer animales de caza y es consumida ocasionalmente por los pequeños productores. Para reemplazar la fruta y la carne de monte que consumen gratis del bosque, las familias necesitarían considerables sumas de dinero a las que es poco probable que tengan acceso.

3.2.3. Ingresos y productos forestales no maderables

Al habitar en zonas aisladas, sin asistencia técnica, los pequeños productores de cada una de las áreas de estudio han elaborado sus propias estrategias y mecanismos para desarrollar, manejar y comercializar sus recursos. En Monte Alegre, los árboles de cumarú producen gran cantidad de semillas cada cuatro años. Esta variación del volumen de la cosecha tiene una dinámica de género notable. En los años de baja producción de semillas, los ingresos del hogar son controlados por las mujeres. Durante esas temporadas, las mujeres invierten las ganancias generadas en alimentos y recursos básicos como prendas de vestir y útiles escolares necesarios para la familia. Cuando tiene lugar un año de gran producción, los hombres controlan los ingresos y generalmente invierten en la compra de bienes más costosos, como motocicletas y motosierras.

De las tres especies, solo las semillas de cumarú tienen un mercado no maderable para la exportación. El mercado internacional genera ingresos significativos, con ventas consolidadas en los Estados Unidos, Europa, India, China y Hong Kong. En 2009, el estado de Pará produjo 97 toneladas de semillas de cumarú, generando el equivalente a 397 millones de dólares estadounidenses. De 2008 a 2010, el precio medio de las semillas de cumarú aumentó en más del doble, de 2 dólares estadounidenses/kg (IBGE, 2008) a 4,30 dólares estadounidenses/kg (IBGE, 2010). En la zona estudiada, cada

familia recolectó un promedio de 40 kg de semillas, percibiendo anualmente unos 3 reales brasileños o 1,5 dólares estadounidenses/kg; al compararlo con los precios de venta al por menor el precio alcanza seis veces esa cantidad (Melo *et al.*, 2010). Basándose en la producción, aproximadamente 2700 familias de la región están involucradas en la extracción de semillas de cumarú. En Monte Alegre el precio de las semillas de cumarú fluctúa, y los productores reciben una parte muy pequeña del costo del producto tal como lo venden los mayoristas y exportadores. Los recolectores señalan dos problemas principales en la comercialización de las semillas de cumarú: los precios generalmente bajos pagados a los productores y la falta de una garantía de compra.

En Ponta de Pedras, algunas familias están especializadas en la recolección de látex de amapá (n = 12), obteniendo el 47% de los ingresos del hogar con el amapá que consiguen de forma libre en el bosque. Otros lo usan como ingreso suplementario, recolectando y vendiendo una amplia variedad de otros PFSM. La mayor parte del látex recolectado se vende en Belém, y pequeñas cantidades se utilizan y se venden localmente. Los volúmenes de amapá cosechados y vendidos dependen en parte de si los recolectores son titulares o no de derechos sobre la tierra (Serra *et al.*, 2010).

En la zona periurbana del área de estudio en Boa Vista, el uxi proporcionó a los hogares un promedio del 20% de sus ingresos totales (n = 15) y un puñado de otros frutos y bienes de origen forestal representó prácticamente la mayor parte del resto de ingresos (Shanley y Gaia, 2004). La temporada anual de fructificación es una gran ayuda para las familias, ya que les permite comprar bienes básicos, además de cubrir gastos anuales adicionales como transporte, costos escolares, herramientas agrícolas y materiales de construcción para edificar y reparar la casa. En el sitio del Capím, la distancia al mercado dificultó la venta del fruto del uxi y otros PFSM, pero favoreció la venta de madera, porque los madereros visitan periódicamente las comunidades con bosques ofreciendo efectivo a los líderes y familias de la comunidad.

3.3. Innovaciones en el manejo

En cada uno de los sitios de los estudios de caso, los pequeños productores manejan los bosques para satisfacer sus necesidades de madera y PFSM. Los árboles que producen PFSM pueden ser extraídos como madera, pero generalmente sucede en su fase de senescencia, cuando ya no son productivos para fruta, látex o semillas. Que los hogares se concentren en el manejo de PFSM se debe en parte a la accesibilidad del recurso y a la constante demanda del mercado de los tres productos, con la excepción del sitio del río Capím, que se encuentra alejado de los mercados. Además, las familias que aprovechan los recursos de cumarú y amapá disponen de terrenos relativamente pequeños cuya madera no provee un medio de vida sostenible. Para agravar la situación, los precios de la madera pagados a los pequeños productores en los sitios del estudio o sus cercanías es mínimo. Debido a la deforestación en las proximidades de los sitios, los PFSM se han concentrado, marginando a los recolectores a fragmentos de bosque y creando una zonificación no oficial que separa el manejo de uso múltiple por parte de los pequeños productores del aprovechamiento sin restricciones.

Cuadro 3. Técnicas de manejo a nivel de rodal encontradas en los sitios de estudio

Especie	Sitio de estudio	Control de plagas	Selección de germoplasma	Aumentar la densidad	Siembra de plántulas
<i>E. uxi</i>	Río Capím				
	Boa Vista	✓	✓	✓	✓
<i>D. odorata</i>	Monte Alegre		✓	✓	✓
<i>P. fasciculata</i>	Ponte de Pedras		✓	✓	✓

Especie	Sitio de estudio	Limpieza bajo los árboles	Entresaca de la vegetación competidora	Eliminación de árboles no productivos
<i>E. uxi</i>	Río Capím		✓	
	Boa Vista	✓	✓	✓
<i>D. odorata</i>	Monte Alegre	✓		
<i>P. fasciculata</i>	Ponte de Pedras			

En todos los sitios se encontraron pruebas de que se produce el manejo local de las especies del estudio (Cuadro 3). En todos los casos, la titulación de la tierra es una variable crucial para determinar los patrones de uso y manejo de la tierra (Vosti *et al.*, 2003). Durante la temporada de producción de cumarú, de septiembre a noviembre en Monte Alegre, los residentes se desplazan cada día a sus parcelas de bosque y tierra agrícola de unas 25–100 hectáreas donde crece el cumarú, y dedican el tiempo específicamente a su recolección y manejo. Los residentes limpian bajo los árboles y ayudan en la recolección de semillas, seleccionan germoplasma, liberan las plántulas de cumarú de la vegetación competidora y plantan semillas para fomentar la regeneración. Los frutos se cosechan al pie de los árboles, a continuación se abren para liberar la semilla, y se transportan a las viviendas de los recolectores, donde se dejan secar. A lo largo de todo el año, los recolectores también cosechan otros recursos del bosque, como *Uncaria tomentosa*, conocida comúnmente como uña de gato, y varias palmas para consumo humano y alimentación animal.

En Ponta de Pedras, los recolectores cosechan látex de amapá en tierras de acceso abierto y de propiedad privada. Las zonas de acceso abierto muestran un manejo más sencillo y una incidencia más alta de troncos dañados que los árboles sangrados en terrenos privados (Serra *et al.*, 2010). Aunque la intensidad del manejo del amapá en términos de plantación, desbroce y selección de germoplasma es relativamente baja, las altas densidades de árboles en zonas cosechadas indican que el manejo ha sido sostenido en el tiempo. Algunos recolectores se han convertido en especialistas en sangrar el amapá y ofrecen capacitación a otros recolectores antes de la temporada de sangrado. Como han aumentado los conocimientos sobre el árbol y hay disponibles nuevas herramientas, los recolectores han desarrollado técnicas de cosecha mejoradas. Históricamente, los recolectores cortaban los árboles de manera no sostenible con un hacha; a continuación, comenzaron a usar un cuchillo largo tipo machete, que también causaba daños considerables a los troncos. Más adelante, en la década de los setenta cuando dispusieron de herramientas propias de los recolectores de caucho (siringueros), adoptaron esta tecnología para sangrar el amapá. La *faca da seringueira* o cuchillo de los recolectores de caucho, inflige

menos daño al árbol, reduce la pérdida de látex e incrementa el volumen de látex por cosecha y, aunque requiere más tiempo, es el método preferido de cosecha para los extractores por sus ventajas de sostenibilidad (Serra *et al.*, 2010) (Figura 2). El amapá es cosechado en función de la demanda de los mercados locales y comercios de Belém.



Figura 2. Extracción de látex con un cuchillo de sangrado de caucho (izquierda) y con machete (derecha)

Foto: Murilo da Serra Silva

El uxi es la especie más sometida a manejo, pero solo en el sitio periurbano donde los residentes poseen títulos de las tierras, el acceso al mercado es relativamente sencillo y la demanda

de fruta de la floreciente población de Belém está creciendo. A principios de los años setenta, el renombrado botánico brasileño Paolo Cavalcante se anticipó al describir el manejo del uxi como una tarea difícil y afirmó que, a menos que aumentara el precio de la fruta, su domesticación no era viable desde el punto de vista económico (Cavalcante, 1972). Los recolectores confirman esto afirmando que: “el uxi es complicado y debe ser trasplantado cuidadosamente”. En las cuatro décadas siguientes, la creciente demanda y la subida vertiginosa de los precios del fruto del uxi han estimulado a los recolectores de la región periurbana alrededor de Belém para desarrollar sofisticados sistemas de manejo, lo que ha generado un paisaje compuesto por una veintena de especies de palmas y árboles frutales con rendimiento económico, incluido el uxi. Anteriormente llamada “la fruta del pobre” por su precio bajo y accesibilidad a los pobres, este nombre ha desaparecido de la memoria ya que el uxi se ha ganado una posición respetable en el mercado y su precio se ha duplicado. La creciente demanda de bienes forestales en la ciudad de Belém ha incentivado a algunos pequeños productores que viven cerca de la ciudad a invertir en el manejo de sus propiedades, principalmente en PFNM (Homma, 2004). El sistema de manejo resultante es muy diverso en la composición de sus especies, está diseñado independientemente y evoluciona en respuesta a los mercados cambiantes.

A través de generaciones dedicadas a la experimentación y el manejo, los pequeños productores han aumentado las densidades de las especies de palmas y árboles de sus frutas favoritas, látex y fibras. Los residentes practican diversas técnicas de manejo, como limpiar dos veces al año el sotobosque para ayudar en la recolección de fruta, extender compost orgánico al pie de los frutales y controlar las hormigas y las plagas mediante el uso de fuego. Las frutas dañadas se dejan sobre el terreno para asegurarse una buena cantidad de semillas para la regeneración. Como el uxi es de germinación lenta, los recolectores prefieren seleccionar semillas de los árboles que producen los frutos más sabrosos y que brotan espontáneamente y las trasplantan con cuidado a los claros. Los productores también sopesan el potencial de producción de fruta de árboles como *E. uchi*, *Platonia insignis* (bacuri), *Caryocar villosum* (piquiá) y *Theobroma grandiflorum* (copoazú o cacao blanco) para decidir qué frutales conservar y cuáles talar. Cuando un

árbol de uxi se vuelve improductivo, se extrae para utilizar su madera y dejar espacio a otra especie frutal. Del mismo modo, es posible que los productores corten los árboles de una especie, como el copoazú, para favorecer especies frutales más productivas, como el uxi. Por el contrario, en la región del Capím, donde los madereros visitan periódicamente las comunidades para comprar árboles y donde los comercios de venta de fruta u otros PFMN están distantes, el manejo de los bosques es menos activo. Aquí, donde la presión del aprovechamiento forestal es alta, los miembros de la comunidad protegen los brotes de especies valiosas como el uxi y especies valiosas por sus aceites medicinales y su madera como parte de sus prácticas agrícolas.

Las áreas adyacentes a los sitios de estudio Capím, Monte Alegre y Ponta de Pedras están siendo deforestadas debido a la presión de otras formas de uso de la tierra como el aprovechamiento forestal y la ganadería extensiva. No obstante, teniendo en cuenta la eficacia de los puntos de venta, el transporte accesible y la retabilidad de los PFMN, los residentes de Monte Alegre y Ponta de Pedras han preferido manejar sus áreas de bosque sobre todo para semillas de cumarú y látex de amapá respectivamente.

3.4. Conflicto de uso

3.4.1. Niveles local y estatal de extracción de madera

Se cuenta con una gran cantidad de datos de ciertas especies madereras, y el análisis de estos datos centrándose en las especies de PFMN puede ofrecer perspectivas sobre los impactos del aprovechamiento en los medios de vida. Por ejemplo, los datos sobre la cantidad de árboles talados legalmente para madera en Pará (Sistema Sisflora/SECTAM, 2008) se pueden utilizar para estimar la superficie forestal necesaria para lograr estos volúmenes (Cuadro 4) y dónde es posible que haya sido afectada la extracción de recursos no maderables. Las estimaciones están basadas en la información suministrada por el Instituto de Forestería Tropical (IFT) sobre el volumen medio (en m³) de madera por árbol y especie. Los datos estatales de 2008 sugieren que 16 945 ejemplares de cumarú, 4153 de amapá y 2098 de uxi fueron talados legalmente para madera. No obstante, existe poco o ningún análisis referente a las repercusiones de la extracción de madera sobre los cambios en los medios de vida que provocan en las comunidades extractivistas locales (Menton, 2003).

Entre enero de 2007 y abril de 2008, se extrajeron legalmente por su madera 7953 m³ de uxi; 19 933 m³ de amapá, incluidas *P. fasciculata* y *Brosmonium parinarioides* (que producen un látex medicinal) y 78 795 m³ de cumarú, que generaron alrededor de 315 000, 874 000 y 3 912 930 dólares estadounidenses respectivamente (Sistema Sisflora/SECTAM, 2007). Entre diciembre de 2006 y julio de 2007, el cumarú se situó en el 5º lugar de las 7 especies de madera más comercializadas en el estado (Sistema Sisflora/SECTAM, 2007). Estas estimaciones son demasiado bajas teniendo en cuenta que no incluyen los grandes volúmenes de madera extraída ilegalmente en la región. Usando las fuentes de datos disponibles sobre la extracción legal de madera de las tres especies seleccionadas podemos comparar las zonas de origen de la madera legal de uxi,

cumarú y amapá en las 23 principales municipalidades productoras de madera en Pará, tal como se identifican en el análisis agregado de Lentini *et al.* (2005) (Figura 3).

La figura 3 muestra dónde es posible que se hayan agotado esas especies en las antiguas fronteras, además de identificar las potenciales nuevas fronteras. Por ejemplo, Redenção, Marabá, Itupiranga, Cametá y Capitão Poço son antiguas fronteras donde cabría esperar que esas especies estuvieran localmente agotadas.

Alenquer, Óbidos, Oriximiná y Monte Alegre son lugares donde actualmente se extrae cumarú, pero aún no están reflejados en los datos presentados en el Cuadro 4. Es posible que el volumen de madera extraída en esas localidades esté contabilizado en la gran ciudad portuaria de Santarém, donde se acumula la producción regional de madera. En las zonas donde se ha producido un aprovechamiento maderero significativo de cumarú, las comunidades sufren una pérdida de ingresos actuales y potenciales ingresos futuros. Las comunidades informan de que los ingresos por la madera no les compensan las pérdidas de las semillas de cumarú. En los sitios de Capím, Monte Alegre y Ponta de

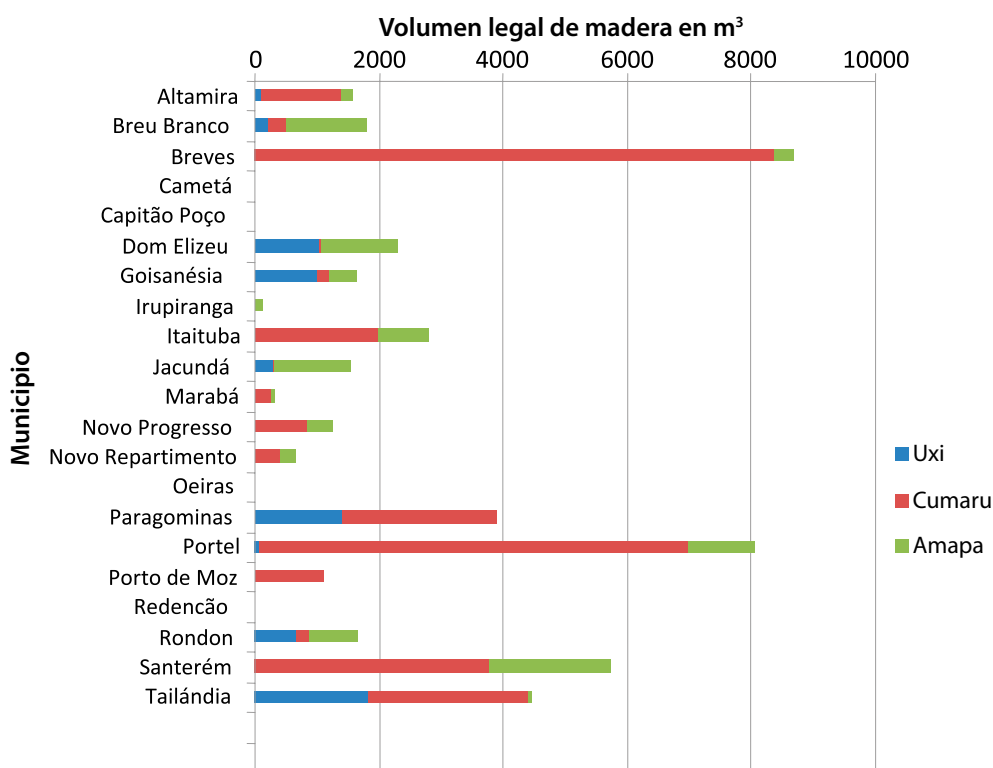


Figura 3. Volúmenes de madera de *E. uchi*, *P. fasciculata* y *D. odorata* (Sistema Sisflora/SECTAM, 2008) originarios de las 23 principales municipalidades productoras de madera de Pará (Lentini *et al.*, 2005) en el periodo enero 2007 a abril 2008

Cuadro 4. Superficie estimada de tierra explotada para alcanzar los volúmenes registrados de madera legal según la documentación del Sistema Sisflora/SECTAM (2008)

Nombre común	Madera extraída legalmente 01/07–04/08 (m ³)	Número estimado de individuos	Densidad media de especies por ha	Superficie explotada estimada (ha)
Uxi	7953	2898	0,82 ^a	3534
Cumarú	78 495	58 565	1,63 ^b	35 929
Amapá	44 391	6414	4,49 ^c	1429

a Fuentes: Salamão (2008), Wadsworth y Zweede (2006), Shanley (2000), y Projeto Radam Roraima Brasil (1976).

b Fuentes: Melo (2008) y Projeto Radam Roraima Brasil (1976).

c Fuentes: Serra *et al.* (2010), Salamão (2008), Shanley (2000), Milliken (1998), Projeto Radam Roraima Brasil (1976), y Wadsworth y Zweede (2006).

Pedras, las repercusiones de la extracción de madera incluyen incendios más frecuentes, disminución de las capturas de caza y menor disponibilidad de fibras y otros recursos no maderables.

Estos datos resaltan la necesidad de realizar investigaciones específicas de más sitios y más especies. Tucuruí y Mojú son ciudades de Pará que nuestro análisis destaca como principales regiones de suministro de madera de cada una de las tres especies presentadas aquí, aunque todavía no aparecen como tales en los datos colectivos. Esto se debe probablemente a que las cifras de madera talada de especies madereras menos valiosas es comparativamente menor que la de especies madereras de primera calidad. Los mayores volúmenes de madera de alto precio explican su mayor extracción y de esta forma enmascaran las cantidades inferiores de lo que podrían ser especies no maderables vulnerables y de valor local. Los análisis de este tipo pueden identificar un punto de partida para comprender la vulnerabilidad comparada.

La intensidad y diversidad de los conflictos de uso varía en el espacio y en el tiempo, dependiendo de muchos factores tales como si el PFSM es utilizado para subsistencia o para el mercado, la estacionalidad, las preferencias y oportunidades locales y su valor comercial. En cuanto al valor relativo de la madera en las cuatro áreas de estudio, el cumarú es el que más presión sufre por parte de la industria de la madera, aunque también es la especie con un mercado más consolidado. Este hallazgo complementa los resultados de un estudio que identifica el cumarú como una de las cuatro especies de Pará que presentan mayor potencial de conflicto de uso (Herrero-Jauregui *et al.*, 2009).

El estudio de Capím proporciona pruebas del impacto que la extracción de la especie puede tener en las comunidades a nivel local, provocando finalmente un conflicto de uso. La extracción durante las primeras operaciones de aprovechamiento se limitó a un puñado selecto de especies madereras de gran valor (excluyendo el uxi, otros frutales de valor local y árboles productores de aceites medicinales), lo que supuso un impacto limitado en la disponibilidad de PFSM valiosos en la localidad (Shanley *et al.*, 2002b). A mediados de la década de los noventa, cuando las reservas de estas especies de gran valor maderero descendieron en la región, la industria de la madera amplió el número de

especies extraídas de media docena a más de 300, incluyendo especies de árboles muy valoradas localmente por sus frutos o sus propiedades medicinales (Martini *et al.*, 1994).

A finales de los noventa y comienzo de la primera década del 2000, los contratos de madera involucraban la venta de todos los árboles por superficie de terreno en lugar de unas cuantas especies seleccionadas. A pesar de las repercusiones negativas en la disponibilidad de PFTM, los pequeños productores continuaron vendiendo madera. La decisión de continuar las ventas de madera que tomaron varios líderes de la comunidad se debió a varios factores, como: procesos de toma de decisiones exclusivos; relaciones paternalistas con los madereros; poca habilidad para llevar a cabo negociaciones; fuentes de ingresos limitadas; aumento de las necesidades y de las demandas del mercado; y malas cosechas, lo que provocó menores ingresos de la agricultura (Medina y Shanley, 2004).

Tras sucesivas talas a lo largo de una década, se extrajeron 16 árboles (63%), de una muestra de 24 árboles de uxi (Shanley y Carvalho, 2010). Después del aprovechamiento, los hogares mostraron un marcado descenso en el consumo de PFTM, incluyendo el uxi, y otros frutos, fibras y animales de caza (Shanley *et al.*, 2002b). Los efectos sinérgicos del aprovechamiento, los incendios y el viento contribuyeron a elevar el riesgo de mortalidad de los árboles remanentes y, para muchas especies, las condiciones ecológicas y los ciclos adversos que siguen a los periodos de aprovechamiento (Barlow y Peres, 2007; Cochrane *et al.*, 1999; Laird, 1995) impidieron el retorno a la composición florística original (Hall *et al.*, 2003).

4. Análisis

4.1. Implicaciones a múltiples escalas

Aunque el aprovechamiento de determinadas especies valiosas para las comunidades locales en apariencia no tiene consecuencias, si se considera la escala de la deforestación amazónica, existen numerosas implicaciones a tener en cuenta. En primer lugar, a nivel local, las implicaciones para las comunidades rurales pueden ser graves, amenazando los medios de subsistencia y disminuyendo su calidad de vida. El descenso en la disponibilidad de animales de caza, fruta y plantas medicinales puede acarrear deficiencias nutricionales, enfermedades y la pérdida de ingresos provenientes de los productos forestales. En segundo lugar, los datos anteriores representan solo el aprovechamiento legal. Entre 2008 y 2009, el 73% del aprovechamiento en el estado de Pará fue informal, incluyendo la explotación de madera en unidades de conservación (Monteiro *et al.*, 2010). Así que es probable que sigan sin documentarse la extracción de gran cantidad de especies con conflicto de uso en toda la región. Esto es cierto en zonas tanto dentro como fuera de áreas protegidas, en las típicas circunstancias en las que las comunidades locales cuentan con escaso equipamiento o tienen pocos derechos para tomar decisiones respecto a la extracción de madera. Las recién designadas Unidades de Conservación de la Amazonía, incluidas las Reservas Extractivas y las Reservas de Desarrollo Sostenible, ofrecen excelentes oportunidades a los pequeños productores para disponer de cierto grado de control sobre el manejo forestal, pero solo si se aplican las regulaciones contra el aprovechamiento ilegal y las comunidades están mejor informadas (Kluppel *et al.*, 2010).

Además, a mayor escala, la fragmentación y la pérdida de especies animales y vegetales supone enormes consecuencias para la biodiversidad amazónica, el valor y la función del ecosistema. Predicciones recientes indican que la pérdida de bosques unida al cambio climático y los incendios pueden desestabilizar el sistema hidrogeológico amazónico, y conducir a la Amazonía a un umbral en el que podría reducirse a un tercio de su extensión actual en 65 años (Vergera *et al.*, 2010). Resolver los problemas de las especies con conflicto de uso podría ser una salvaguarda para el bienestar local, especialmente en áreas en las que el aprovechamiento se relaciona directamente con el uso y manejo comunitario de los bosques. Como las especies con conflicto de uso variarán según la región y el tiempo, el manejo con visión de futuro tendría que abarcar la protección no solo de los bosques que suministran un producto específico a los mercados actuales, sino los bosques que pueden contener especies interesantes para satisfacer necesidades futuras.

4.2. Obstáculos para la creación de políticas públicas: Lagunas de conocimiento

Los PFNM poseen un estatus marginal en las políticas públicas de todo el mundo; tanto los productos como las personas que los utilizan son “invisibles” para los que toman las decisiones (Laird *et al.*, 2010). Esto es debido a muchos factores, que incluyen la vasta naturaleza de este grupo de productos, la dificultad de valorar los PFNM, sus bajas abundancias, el alto costo de la mano de obra para su extracción y el hecho de que los miembros menos poderosos y con frecuencia más vulnerables de la sociedad son los que usan los PFNM y se benefician de ellos (Laird *et al.*, 2010; Clement, 2007; Shackleton y Shackleton, 2004; Homma, 1992). Del amapá, el uxi y el cumarú, solo el cumarú aparece registrado en los datos del IBGE (IBGE, 2009). Según el IBGE, los productos madereros generaron aproximadamente 1700 millones de dólares estadounidenses con la producción en 2009, mientras que el valor registrado de los PFNM parece escaso en comparación, totalizando alrededor de 293 millones de dólares estadounidenses. Cerca del 90% de esta producción de PFNM corresponde solo a seis especies: acaí (*Euterpe oleracea*); babasú (*Attalea speciosa*); piasava (*Attalea funifera*); yerba mate (*Ilex paraguariensis*); carnauba (*Copernicia prunifera*); y castaña amazónica (*Bertholletia excelsa*) (IBGE, 2010). El número de especies de PFNM en todo Brasil registrado por el IBGE en 2005 fue 19, aumentando a 25 en 2009; no obstante, incluso esta cifra ligeramente más alta representa una pequeña porción solo de las especies medicinales (200–300) vendidas diariamente en un mercado al aire libre de la Amazonía (van den Berg, 1984; Shanley y Luz, 2003) o de las miles de especies que se cita que son utilizadas por la población de la zona (Lleras Pérez y Mariante, 2009). La falta de documentación sobre el comercio, las ganancias y el empleo reales generados por los PFNM en todo el mundo ha contribuido a su estatus marginal en comparación con la madera (Shackleton *et al.*, 2007).

Para subsanar el vacío de conocimiento sobre los PFNM y el uso múltiple se requerirá de los esfuerzos concertados de numerosos actores, incluidos recolectores, investigadores, creadores de políticas e instituciones de capacitación (Guariguata y Evans, 2010; Vedeld *et al.*, 2004). A nivel estatal y nacional, hay mucho margen de mejora para una mejor supervisión del comercio de PFNM. Por ejemplo, en Pará, el organismo responsable de recoger los datos de los recursos forestales comercializados, el IBGE, solo incluye unas

cuantas especies con unos volúmenes registrados de más de 100 toneladas al año. Todas las especies restantes están agrupadas en una categoría común denominada “otras”, lo que imposibilita el análisis específico. Del amapá, el uxi y el cumarú, solo el cumarú aparece registrado en los datos del IBGE (IBGE, 2009). Otra rama del IBGE —la Secretaría Municipal de Economía del Municipio de Belém (SECON)— recopila datos de precios y demanda del mercado a nivel estatal, pero solo para un subconjunto de cuatro especies de PFMN en el estado de Pará, y solo para los productos que llegan en barco. Como no existe un organismo oficial responsable de la recolección de datos sobre productos forestales, la vasta red de pequeños productores que se dedican a este sector y sus múltiples productos siguen sin ser percibidos por las agencias gubernamentales y quienes formulan las políticas. Una manera sencilla de complementar las mediciones ya en curso podría constituir un medio para captar valiosos datos, por ejemplo, hacer referencia a los PFMN en los censos agrícolas nacionales. Las estadísticas sobre madera, como las sintetizadas por el Instituto del Hombre y del Medio Ambiente de la Amazonía (IMAZON) (Lentini *et al.*, 2005; Pereira *et al.*, 2010), pueden arrojar luz sobre el estado y la vulnerabilidad de especies forestales maderables y no maderables. Los organismos estatales y nacionales podrían ampliar el ámbito de su toma de datos para incluir el comercio nacional y de exportación de PFMN, y el comercio y el empleo generados por una gama más extensa de recursos forestales. De esta manera, organismos internacionales como la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), pueden informar con más precisión sobre el valor y el comercio de los PFMN en el mundo.

Hacer visibles las contribuciones menos conocidas de los recursos forestales a la sociedad puede mejorar los análisis de rentabilidad y la toma de decisiones sobre el uso de la tierra. Estas ideas pueden ayudar a desarrollar políticas con objetivos precisos (por ejemplo, a quiénes se dirigen, cuántas especies y cuáles) y evitar errores de políticas como las que añaden más cargas a los hogares que dependen de los bosques (por ejemplo, impuestos a los recolectores, limitaciones de acceso, regulaciones gravosas). Los estudios de caso en varias regiones demuestran que se aconseja la prudencia en la formulación de políticas, ya que las políticas estatales y federales con frecuencia en lugar de mejorarlas, han contribuido a las dificultades que encuentran los extractivistas rurales (Laird *et al.*, 2010). Por ejemplo, en un intento de proteger las raíces aéreas de *Heteropsis* spp. de la sobreexplotación, el estado de Amapá, en Brasil, redactó regulaciones que requerían planes de manejo y licencias para la extracción. Las bienintencionadas normas impusieron una carga injusta sobre los pequeños productores, quienes carecían de capacidad para elaborar planes de manejo, mientras que favorecieron sin darse cuenta a empresas más grandes (Wallace *et al.*, 2010). En cambio, las políticas que aprueban la tenencia segura de la tierra y la recolección y el comercio accesibles de PFMN para los pequeños productores, pueden ayudar a apoyar las condiciones necesarias para el manejo forestal de uso múltiple. En el estado de Pará, por ejemplo, los organismos estatales como el Instituto de Desarrollo Forestal de Pará (Ideflor), utilizó estadísticas de los volúmenes de PFMN comercializados y del número de recolectores como apoyo para elaborar una política estatal para los extractivistas. Esto ha traído como resultado la prestación de servicios sociales anteriormente inaccesibles a los recolectores de PFMN (Ideflor, 2008). A nivel federal, el Gobierno aligeró las restricciones a la autorización de viaje de los PFMN, facilitando su transporte y comercialización por parte de los pequeños productores (Kluppel *et al.*, 2010).

4.2.1. Recomendaciones para las políticas y fomento de la capacidad para pasar del conflicto de uso al uso múltiple

Armonizar los sistemas de extracción sostenible de madera y de extracción de PFMN es considerado un paso importante por la comunidad de investigadores (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2001). Además, se ha reconocido que las relaciones entre la cosecha de PFMN y madera deben incluirse en el manejo y la planificación forestal (Guariguata *et al.*, 2010, 2008; Mollinedo *et al.*, 2001; Laird, 1999, 1995). No obstante, con frecuencia la política agraria es pasada por alto como un factor de influencia clave en las prácticas de uso de la tierra y de manejo forestal. Dentro del sector agrícola, se está prestando más atención al uso de sistemas agroforestales para restaurar millones de hectáreas de terrenos degradados con especies de árboles que reporten beneficios económicos. Dada la creciente tasa de urbanización de la Amazonía, un enfoque en la restauración de zonas periféricas a las ciudades con especies de valor y uso local puede, además de beneficiar a la biodiversidad, generar empleo e ingresos (Homma, 2004).

Las políticas normativas dirigidas específicamente a los PFMN de la Amazonía brasileña crean muchas incertidumbres por el alto número de especies y los requisitos particulares de cada una de ellas (Kluppel *et al.*, 2010). A pesar de esta complejidad, Brasil está a la vanguardia a nivel mundial sobre las políticas de PFMN, debido en parte al gran aprecio nacional del patrimonio y las culturas tradicionales y su postura a favor de los pobres en la elaboración de estas. El compromiso brasileño de dedicar 50 millones de hectáreas de bosques públicos (Veríssimo *et al.*, 2002a, b), que probablemente incluya vastas extensiones de concesiones madereras (Merry *et al.*, 2003), proporciona un momento oportuno para gestionar mejor las relaciones entre los recursos forestales maderables y no maderables. En las Reservas Extractivas y las Reservas de Desarrollo Sostenible es posible organizar un manejo de uso múltiple, porque las comunidades locales se encuentran en posición de determinar el valor relativo de cada especie y de crear sus propios planes de manejo. En los Bosques Nacionales que pueden ser cedidos a concesiones madereras, es poco probable que la forestería de uso sostenible o la de uso múltiple se conviertan en realidad a menos que algunas zonas del Bosque Nacional se designen para manejo de las comunidades locales en su propio beneficio.

Algunas especies están protegidas explícitamente contra la extracción maderera a nivel nacional para conservar sus recursos no maderables; sirvan como ejemplo la castaña amazónica (*Bertholettia excelsa*); el árbol del caucho (*Hevea* sp.) y el pino Paraná o araucaria (*Araucaria angustifolia*). Los estados amazónicos de Amapá, Acre, Pará y Amazonas han implementado normativas para apoyar a los bosques y las familias que dependen de ellos. Se puede decir que Acre es el estado más destacado y proporciona subsidios a los recolectores de caucho, para garantizar sus medios de vida y disminuir las crecientes tasas de migración urbana. El estado de Amazonas también ha redactado una nueva ley estatal que prohíbe la extracción maderera de dos importantes especies productoras de aceite medicinal: *Carapa guianensis*, *C. paraense* (andiroba) y *Copaiifera trapiezifolia*, *C. reticulata* y *C. multijuga* (copaiba) (Kluppel *et al.*, 2010). El compromiso estatal, unido a la solicitud de las comunidades y los sindicatos de un manejo forestal equitativo, creó

la oportunidad para apoyar y expandir los esfuerzos de los pequeños productores que les permite el manejo de los bosques con múltiples usos.

La certificación también podría ser una herramienta que ayude a limitar los conflictos de uso mediante la conservación de especies con una importante función sociocultural. Brasil ha realizado avances pioneros como la aplicación del aprovechamiento de impacto reducido, procedimientos para mejorar el acceso a la iniciativa de bosques pequeños manejados a baja intensidad (SLIME, por sus siglas en inglés) y ha certificado más PFNM según el sistema del FSC que ningún otro país del mundo (Pinto *et al.*, 2008; Shanley *et al.*, 2008). A pesar de estos avances, las normas del manejo forestal son muy subjetivas (Schulze *et al.*, 2008a) y todavía difíciles de aplicar a la realidad de las comunidades que aprovechan múltiples productos (Pinto *et al.*, 2008). Además, sigue existiendo una desconexión constante entre el manejo de bosques para lograr objetivos ya sea ecológicos o sociales. Por ejemplo, aunque los ecólogos han calificado a *Tabebuia impetiginosa* (ipé roxo o pau d'arco) como una especie amenazada, la cual ha entrado en la clasificación de la CITES, la preciada madera de esta especie de PFNM de alto valor medicinal sigue siendo comercializada abiertamente en los EE. UU. como certificada y sostenible (Guariguata *et al.*, 2010; Pinto *et al.*, 2008; Schulze *et al.*, 2008a, b).

Otro desafío enorme es que muchos organismos forestales tienen limitados conocimientos y capacidad para promover el uso múltiple del bosque (Guariguata *et al.*, 2008; Guariguata y Evans, 2010). En un futuro es importante contar con personal forestal bien capacitado para poder administrar el manejo de uso múltiple a gran escala. El Instituto de Forestería Tropical (IFT) considera la falta de personal capacitado un desafío crucial para la expansión del manejo forestal sostenible en Brasil. Aunque el IFT ha capacitado a 4000 trabajadores y profesionales, estima que serían necesarios 30 000 profesionales capacitados para gestionar las necesidades de Brasil a largo plazo (IFT, 2010). Entender cómo integrar el manejo de la madera y los PFNM y lograr un manejo de uso múltiple requerirá aún más capacitación y experiencia, y apoyo del Gobierno a los organismos estatales y federales pertinentes. Para satisfacer estas necesidades puede ser un enfoque eficaz el dirigir esfuerzos hacia una capacitación forestal y agrícola que incluya estudios de campo con pequeños productores practicando el manejo de uso múltiple. Si se basa en observaciones y experimentación a largo plazo, los conocimientos y el manejo de los pequeños propietarios pueden reflejar una profunda comprensión de los procesos ecológicos (Sears *et al.*, 2007). Las técnicas locales de manejo prometedoras pueden ser transferidas a otras áreas a través de redes de productores, sindicatos de trabajadores rurales, agencias de extensión y materiales de capacitación (Shanley *et al.*, 2010).

4.2.2. Especies prioritarias, conocimiento local y prácticas de manejo

Un cambio en la valoración del bosque y la implementación del uso múltiple debe empezar por incluir los PFNM en los inventarios para comprender mejor todo el conjunto de especies apreciadas en la región. En las regiones donde el conflicto de uso representa un problema, los forestales deben buscar en las comunidades rurales cuáles son las especies que estas consideran valiosas, incluidos los animales de caza y las especies de árboles que

los atraen. Por ejemplo, los árboles frutales garantizan una población viable de fauna silvestre, de la cual algunos animales actúan como agentes diseminadores de semillas, o son parte integrante de la dieta y cultura local. Los mapas de distribución utilizados por el sector maderero podrían servir de punto de inicio para inventarios conjuntos, además de herramienta para crear modelos del impacto provocado por el cambio de uso de la tierra, los incendios y la extracción de especies maderables o no maderables importantes a nivel local. Estos mapas podrían servir de orientación sociocultural y en iniciativas de zonificación para manejar las especies maderables y no maderables de manera sostenible para uso o comercio de la comunidad (Cronkleton *et al.*, 2010; Guariguata *et al.*, 2010).

Una vez que la comunidad haya identificado los PFSM locales de valor, se pueden implementar las recomendaciones técnicas para el uso múltiple que favorezcan la extracción compatible y reduzcan los daños a esos PFSM valiosos (Guariguata *et al.*, 2010). Las prácticas de manejo empleadas por los pequeños productores deben ser tenidas en cuenta, ya que constituyen herramientas poco utilizadas que pueden ofrecer valiosa información para el manejo integrado de especies maderables y no maderables (Padoch y Pinedo-Vasquez, 1996). Las recomendaciones pueden incluir imponer restricciones en la intensidad de cosecha de las especies calificadas como prioritarias y planificar la extracción de madera para limitar los daños estructurales y el número y el tamaño de los claros de tala (Menton, 2003). Estas prácticas pueden conservar las especies frutales, medicinales y que atraen a la caza que son valiosas en la localidad, además de ayudar a asegurar un acceso razonable al recurso después del aprovechamiento de la madera. Para fomentar las futuras cosechas y la regeneración después del aprovechamiento, pueden ser necesarios tratamientos silvícolas, en particular promover la regeneración y el crecimiento de plántulas valoradas por las comunidades. El enriquecimiento después de la tala será especialmente importante en el caso de árboles que muestren poca regeneración, ya que algunas especies valiosas pueden extinguirse localmente (Schulze, 2008; Schulze *et al.*, 2008a). Aunque la aplicación generalizada de este tipo de recomendaciones es costosa y resulta poco realista en grandes concesiones forestales, este planteamiento puede corresponderse con los objetivos de los bosques comunitarios y las Reservas Extractivas (Allegretti, 1990; Menton, 2003).

5. Conclusiones

Los resultados indican que para que disminuya el conflicto de uso y aumente el uso múltiple, será necesario prestar más atención a las políticas agrícolas, la zonificación y la tenencia de la tierra, ya que los derechos de propiedad seguros representan una base fundamental para incentivar el manejo forestal sostenible y la restauración de las áreas degradadas. Las políticas para designar reservas extractivas y reservas de desarrollo sostenible en Brasil son pasos importantes para sentar las bases del manejo forestal de uso múltiple a una escala geográfica significativa. Harán falta salvaguardas eficaces para garantizar que los residentes locales tengan y conserven derechos de acceso a los recursos y los medios para manejar las unidades de conservación. En las extensas áreas geográficas

que quedan fuera de las reservas bajo manejo comunitario, los pequeños productores necesitan acceder al mercado e información normativa para tomar decisiones respecto a las opciones de uso de la tierra y la venta de madera y otros productos forestales. Además, las regulaciones que afectan a las industrias madereras y las agroindustrias, incluyendo las medidas de prevención de incendios, deben ser aplicadas en las regiones fronterizas, especialmente en aquellas relacionadas con comunidades forestales.

El análisis del uxi, el cumarú y el amapá muestra tres ejemplos de innovaciones de pequeños productores en el manejo forestal de uso múltiple. Estos tres árboles representan un subconjunto de las muchísimas especies de PFMN que actualmente busca la industria maderera independientemente de su valor no maderable. A pesar del valor económico y de uso directo que numerosas especies de árboles tienen para las comunidades rurales, el aprovechamiento forestal puede suponer una amenaza para la viabilidad de la población de especies con conflicto de uso (Guariguata *et al.*, 2010; Schulze *et al.*, 2008b). No obstante, el látex, las semillas y los frutos producidos por las tres especies examinadas aquí, poseen suficiente valor comercial para influir en los pequeños productores para que desarrollen sofisticados regímenes de manejo cuando hay seguridad en la tenencia de la tierra. Las innovaciones en el manejo aportadas por los pequeños productores son especialmente importantes teniendo en cuenta que se han realizado pocos estudios científicos sobre la germinación, producción de PFMN, manejo y cosecha de estas y muchas otras especies de PFMN de valor local y regional. Por lo tanto, de manera casi inadvertida, grupos de pequeños propietarios están desempeñando múltiples funciones cruciales con repercusión más allá del ámbito local: como aumentar el saber científico al experimentar con especies menos conocidas y generar conocimientos; suministrar alimentos de alto valor para la nutrición y la salud; proteger servicios ambientales esenciales; y conservar el germoplasma de un conjunto de especies que aportan muchos valores a la sociedad (por ejemplo, mediante sus propiedades medicinales y culturales y por el rol que juegan en la ecología forestal). Se puede lograr un mejor entendimiento del manejo de uso múltiple mediante la evaluación de los sistemas de manejo de los pequeños productores, en particular en las áreas periurbanas, donde la demanda del mercado intensifica el manejo de los PFMN. Para que esto ocurra, las instituciones de capacitación agrícola y forestal deben brindar a los estudiantes oportunidades de pasar un tiempo considerable en comunidades rurales, donde el uso múltiple no es un concepto académico sino una realidad.

Agradecimientos

Agradecemos a las Fundaciones Tinker y Overbrook su generoso apoyo para llevar a cabo la investigación. También damos las gracias a los numerosos miembros de la comunidad de cada uno de los sitios de campo, quienes amablemente compartieron con nosotros sus conocimientos y su tiempo. Además, estamos agradecidos con los dos revisores anónimos por tomarse el tiempo necesario para hacer sugerencias constructivas que mejorasen el artículo.

Referencias

- Allegretti, M. H., 1990. Extractive reserves: an alternative for reconciling development and environmental conservation in Amazonia. En: Anderson, A. B. (Ed.), *Alternatives to deforestation: steps towards sustainable use of the Amazon rainforest*. Columbia University Press, Nueva York.
- Alves, C. C. F., 2003. Isolamento e identificação de Metabólitos especiais de *Luxemburgia octandra*, *Lasegue erecta*, do látex de *Parahancornia amapá* e *Solanum crinitum*. Tesis doctoral en Química Orgánica, Universidad Federal Rural de Río de Janeiro.
- Ballée, W., 1994. *Footprints of the forest: Ka'apor ethnobotany—the historical ecology of plant utilization by an Amazonian people*. Columbia University Press, Nueva York.
- Barlow, J., Peres, C.A., 2007. Fire-Mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Phil. Trans. R. Soc. B.* doi:10.1098/rstb.2007.0013.
- Bennett, Bradley, C., 2002. Forest products and traditional peoples: economic, biological, and cultural considerations. *Natural Resources Forum* 26 (4), 293–301.
- Berg, M., da Silva, M., 1988. Contribuição ao conhecimento da flora medicinal de Roraima. *Acta Amaz.* 18 (2), 23–35. Campbell, B., Luckert, M., 2002. Uncovering the hidden harvest: valuation methods for woodland and forest resources. Earthscan, Reino Unido. Cavalcante, P., 1972. *Frutas Comestíveis da Amazônia*, 5ª ed. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Brasil.
- Clement, C. R., 2007. Um Pote De Ouro No Fim Do Arco-Íris? O Valor Da Biodiversidade e do Conhecimento Tradicional Associado, e As Mazelas Da Lei De Acesso: Uma Visão E Proposta A Partir Da Amazônia. *Amazônia: Ci. &Desenv.*, Belém, v. 3, nº. 5, Julio/Diciembre.
- Cochrane, M. A., Alencar, A., Schulze, M. D., Souza Jr., C. M., Nepstad, D. C., Lefebvre, P., Davidson, E.A., 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284, 1832–1835.
- Corlett, R. T., 1990. Flora and reproductive phenology of the rain forest at Bukit Timah, Singapore. *J. Trop. Ecol.* 6, 55–63.
- Counsell, S., Long, C., Wilson, S., 2007 *Concessions to poverty; the environmental, social and economic impacts of industrial logging concessions in Africa's rainforests*. Rainforest Foundation and Forests Monitor.
- Cronkleton, P., Albornoz, M. A., Barnes, G., Evans, K., de Jong, W., 2010. Social geomatics: participatory forest mapping to mediate resource conflict in the Bolivian Amazon. *Hum. Ecol.* 38, 65–76.
- Cunningham, A. B., Shanley, P., Laird, S., 2008. Health, Habitats and Medicinal Plant Use. In: Colfer, C. J. P. (Ed.), *Human health and forests: a global overview of issues, practices and policy*. Earthscan, Londres, Reino Unido.
- Dorman, S. E., Chaisson, R. E., 2007. From magic bullets back to the Magic Mountain: the rise of extensively drug-resistant tuberculosis. *Nat. Med.* 13 (3), 295–298.
- Dounias, E., Froment, A., 2006. When Forest-based hunter gatherers become sedentary: consequences for diet and health. *Unasylva* 57 (224), 26–32.

- Fearnside, P. M., 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology & Society* 13 (1), 23, < <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art23/>.
- Guariguata, M. R., Evans, K., 2010. Advancing tropical forestry curricula through non-timber forest products. *Inter. Forestry Rev.* 12 (4), 418–426.
- Guariguata, M. R., Cronkleton, P., Shanley, P., Taylor, P. T., 2008. The compatibility of timber and non-timber forest product extraction and management. *For. Ecol. Manage.* doi:10.1016/j.foreco.2008.03.038.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges, and opportunities. *For. Ecol. Manag.* 259, 237–245.
- Hall, J. S., Harris, D. J., Medjibe, V., Ashton, P. M. S., 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African Forest: implications for management of conservation areas. *For. Ecol. Manag.* 183 (1), 249–264.
- Haugaasen, T., Peres, C. A., 2005. Tree phenology in adjacent amazonian flooded and unflooded forests. *Biotropica* 37 (4), 620–630.
- Herrero-Jáuregui, C., García-Fernández, C., Sist, P. L. J., Casado, M. A., 2009. Conflict of use for multi-purpose tree species in the state of Pará, Eastern Amazonia, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 18, 1019–1044.
- Homma, A. K. O., 1992. The dynamics of extraction in Amazonia: a historical perspective. Non-timber forest products from tropical forests: evaluation of a conservation and development strategy. En: Nepstad, D., Schwartzman, S. (Eds.), *Advances in Economic Botany*, vol. 9. NYBG, Bronx, NY, págs. 23–31.
- Homma, A. K. O., 2004. Extractavismo ou plantio: recuperar o tempo perdido. *Forum Sobre Floresta, Gestão e Desenvolvimento: Opções para a Amazônia*. CIFOR, págs. 24–41.
- IDEFLOR, 2008. Pará. Decreto No. 1.001, de 29 de maio de 2008 Instituto a política estadual de desenvolvimento do extrativismo no Pará. Disponible en: < <http://www.ideflor.pa.gov.br> >. Consultado el 16 de septiembre de 2009.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 1999. *Estudo Nacional de Despesa Familiar (Endef), Tabelas de Composicao de Alimentos*, 5ª ed. Río de Janeiro, Brasil, pág. 137.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2008. *Produção da extração vegetal e silvicultura*. Brasília, Brasil. (< <http://www.ibge.org.br> >).
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2010. *Produção da extração vegetal e silvicultura*. Brasília, Brasil. < <http://www.ibge.org.br> >.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2009. *Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura*. Río de Janeiro, vol. 24, págs. 1–45. < <http://www.ibge.org.br> >.

- Instituto Floresta Tropical (IFT), 2010. A Escassez de Profissionais Treinados em Manejo Florestal, En: Pereira, D., Santos, D., Vedoveto, M., Guimarães, J., Veríssimo, A., Imazon, Belém. (eds.). *Fatos Florestais*, PA, págs. 88–90.
- Kluppel, M. P., Ferreira, J. C. P., Chaves, J. H., Hummel, A. C., 2010. Case Study A: In Search of Regulations to Promote the Sustainable Use of NTFPs in Brazil. En: Laird, S. A., McLain, R., Wynberg, R. J. (Eds.), *Wild Governance – Finding Policies that Work for Non-timber Forest Products*. Londres, págs. 43–52.
- Laird, S.A., 1995. *The Natural Management of Tropical Forests for Timber and Non-Timber Products*. Oxford Forestry Institute. Occasional Papers No. 49. Universidad de Oxford, Oxford.
- Laird, S. A., 1999. The management of Forests for Timber and Non-wood Forest Products in Central Africa, En: *Non-Wood forest products of Central Africa: current research issues*. FAO. < <http://www.fao.org/docrep/X2161E/x2161e05.htm>> (consultado el 30 de abril de 2008).
- Laird, S. A., McLain, R. J., Wynberg, R. P., 2010. *Wild Product Governance: Finding Policies That Work For Non-Timber Forest Products*. Londres.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Condit, R., Ângelo, S. D., Andrade, A., 2003. Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. *For. Ecol. Manag.* 190 (2/3), 131–143.
- Le Cointe, P., 1947. *Amazônia brasileira III. Árvores e plantas úteis indígenas e aclimatadas*. Companhia Editora Nacional. Sao Paulo. 2ª edición ilustrada.
- Lentini, M., Pereira, D., Celentano, D., Pereira, R., 2005. *Fatos Florestais da Amazônia*. Imazon, Belém, Brasil.
- Lleras Pérez, E., Mariante, A., 2009. Introduction to the country and the agricultural sector. En: Mariante, A., Sampaio, A. J., Inglis, M. C. V. (Eds.), *State of Brazil's Plant Genetic Resources*. Embrapa Ministério da Agrícola, Pecuária e Abastecimento, Brasília, Brasil, págs. 19–27.
- Martini, A. M., Rosa, N., Uhl, C., 1994. An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Environ. Conserv.* 21 (2), 152–162.
- Medina, G., Shanley, P., 2004. Big trees. Small favors: loggers and communities in Amazonia. *Bois et Forêts des Tropiques* 282 (4), 19–26.
- Melo, T. da S., 2008. *Mercado e efeitos do extrativismo de sementes sobre a população de Dipteryx odorata (Aubl.) Willd. No Estado do Pará*. Tesis de máster inédita, Universidad Federal Rural de la Amazonía.
- Melo, T.S., Jardim, C.S., Serra, M., Shanley, P., 2010. O Mercado de Amêndoas de Dipteryx odorata (Cumarú) no Estado do Pará. *Floresta Curitiba* PR 40 (3), 603–614.
- Menton, M. C., 2003. Effects of logging on non-timber forest product extraction in the Brazilian Amazon: community perceptions of change. *Inter. Forestry Rev.* 5 (2), 97–105.
- Merry, F. D., Amacher, G. S., Pokorny, B., Lima, E., Scholz, I., Nepstad, D., Zweede, J. C., 2003. Some doubts about concessions in Brasil. *ITTO Tropical Forest Update*, págs. 7–9.

- Miller, R. P., Nair, P. K. R., 2006. Indigenous agroforestry systems in Amazonia: from prehistory to today. *Agrofor. Syst.* 66, 151–164.
- Milliken, M., 1998. Structure and composition of one hectare of central amazonian terra firme forest. *Biotropica* 30 (4), 530–537.
- Mollinedo, A., Campos, J. J., Kanninen, M., Gómez, M., 2001. Beneficios sociales y económicos del bosque en la Reserva de Biósfera Maya, Petén, Guatemala. *Revista Forestal Centroamericana. CATIE* 34, 57–60.
- Molnar, A., Scherr, S. J., Kheer, A., 2004. Who conserves the world's forests? A new assessment of conservation and investment. *Forest Trends*. Consultado en: http://www.foresttrends.org/documents/publications/Who%20Conserves_long_final%202-14-05.pdf.
- Monteiro, A., Cardoso, D., Veríssimo, A., Souza Jr., C., 2010. Boletim Transparência Manejo Florestal do Estado do Pará 2008 a 2009, Belém, Imazon, pág. 4.
- Ndoye, O., Tieguhong, J. C., 2004. Forest resources and rural livelihoods: the conflict between timber and non-timber forest products in the Congo Basin. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, 36–44.
- Newstrom, L. E., Frankie, G. W., Baker, H. G., Colwell, R. K., 1994. Diversity of long-term flowering patterns. En: McDade, L. A., Bawa, K. S., Hespeneide, H. A., Hartshorn, G. S. (Eds.), *La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest*. University of Chicago Press, Chicago, págs. 142–160.
- Padoch, C., Pinédo-Vasquez, M., 1996. Smallholder forest management: Looking beyond non-timber forest products. En: Arnold, M., Ruiz Pérez, M. (Eds.), *Non-timber forest products*. CIFOR, Bogor, págs. 103–117.
- Pastore Jr., F., Borges, Vag-Lan., 1999. Extração florestal não-madeireira na Amazônia: armazenamento e comercialização. Brasília ITTO, Funatura Ibama Lateq-UnB, pág. 73.
- Pattanayak, S. K., Sills, E. O., 2001. Do Tropical Forests Provide Natural Insurance? The Microeconomics of Non-Timber Forest Product Collection in the Brazilian Amazon *Land Economics* 77 (4), 595–612.
- Pereira, D., Santos, D., Vedoveto, M., Guimarães, J., Veríssimo, A., 2010. *Fatos Florestais*. Imazon, Belém, PA.
- Pinedo-Vasquez, M., Pasqualle, J. B., Torres, D. D. C., Coffey, K., 2002. A tradition of change: the dynamic relationship between biodiversity and society in sector Muyuy, Peru. *Environ. Sci. Policy* 5, 43–53.
- Pinto, L. F. G., Shanley, P., Cota Gomes, P. A., Robinson, D., 2008. Experience with NTFP Certification in Brazil. *Forest Trees and Livelihoods* 18, 37–54.
- Projeto Radam Roraima Brasil, 1976. *Serie Levantamento de Recursos Naturais vol. 33. Folha SH 22 Porto Alegre*. <<http://www.ibge.gov.br/projetoradam@projeto.radam.nom.br>>.
- Ribeiro, J. E. L. da S., Hopkins, M. J. G., Vicentini, A., Sothers, C. A., Costa, M. A. da S., Brito, J. M. De, Souza, M. A. D., Martins, L. H. P., Lohmann, L. G., Assunção, P. A. C. L., Pereira, E. da C., Silva, C. F. da, Mesquita, M. R., Procópio, L. C., 1999.

- Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. Manaus: INPA. 816 págs.
- Rodrigues, E., Mendes, F. R., Negri, G., 2006. Plants indicated by Brazilian Indians for disturbances of the central nervous system: A bibliographical survey. *Agents in Medicinal Chemistry* 6 (3), 211–244.
- Salamão, R., 2008. Datos inéditos.
- Schultes, R. E., Raffauf, R. F., 1990. *The healing forest: medicinal and toxic plants of the Northwest Amazonia*. Dioscorides Press, Oregon.
- Schulze, M., 2008. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the Eastern Amazon. *For. Ecol. Manag.* 255 (3–4), 866–879.
- Schulze, M., Grogan, J., Vidal, E., 2008. Forest certification in Amazonia: standards matter. *Oryx* 42: 229–239. Cambridge University Press, Reino Unido.
- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R. M., Vidal, E., 2008b. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manage.* doi:10.1016/j.foreco.2008.02.051.
- Sears, R. R., Padoch, C., Pinedo-Vasquez, M., 2007. Amazonian forests transformed: Integrating knowledge for small holder timber management in eastern Brazil. *Hum. Ecol.* 35 (6), 697–707.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2001. *Sustainable Management of Non-Timber Forest Resources* CBD Technical Series No. 6. Montreal: SCBD.
- Serra, M., 2010. *Ecologica e Manejo do Amapá Amargo Parahancornia fasciculata Poir Benoist*. Tesis inédita. Universidad de Santa Catarina, Brasil.
- Serra, M., Shanley, P., Melo, T., Fantini, A., Medina, G., Viera, P., 2010. From the forest to the consumer: the ecology, local management and trade of Amapá amargoso, *Parahancornia fasciculata* (Poir) Benoist in the state of Pará, En: Albuquerque, U.P., Hanazaki, N. (eds.), *Recent developments and case studies in ethnobotany*. Recife. Sociedade Brasileira de Etnobiologia. Núcleo de Publicações em Ecologia e Etnobotânica Aplicada, págs. 213–231.
- Shackleton, C., Shackleton, S., 2004. The importance of non-timber forest products in rural livelihood security and as safety nets: a review of evidence from South Africa. *S. Afr. J. Sci.* 100, 658–665.
- Shackleton, S., Shanley, P., Ndoye, O., 2007. Invisible but viable: recognizing local markets in non-timber forest products. *Inter. Forestry Rev.* 9, 697–712.
- Shanley, P., 2000. *As the Forest Falls: The Changing Use, Ecology and Value of Non-Timber Forest Resources for Caboclo Communities in Eastern Amazonia*. Tesis doctoral inédita. Universidad de Kent, Reino Unido.
- Shanley, P., Carvalho, J.E.U., 2010. Piquia. En: Shanley, P., Serra, M., Medina, G. (Eds.), *Fruitíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica*. CIFOR y Ministerio de Meio Ambiente, Brasilia, Brasil, págs. 151–162.

- Shanley, P., Gaia, G., 2004. A 'fruta do pobre' se torna lucrativa: a Endopluera uchi Cuatrec. Em áreas manejadas próximo a Belém, Brasil. En: Aleixades, M. N., Shanley, P. (Eds.), *Productos Forestales, Medios de Subsistencia y Conservación*, vol. 3. Latinoamérica, CIFOR, Indonesia, págs. 219–240.
- Shanley, P., Luz, L., 2003. The impacts of forest degradation on medicinal plant use and implications for health care in Eastern Amazonia. *Bioscience* 53 (6), 573–584.
- Shanley, P., Luz, L., Swingland, I., 2002a. The Faint Promise of a Distant Market: a survey of Belem's trade in non-timber forest products. *Biodiversity and Conservation* 11: 615–636. Kluwer Academic Publishers, Países Bajos.
- Shanley, P., Cymerys, M., Luz, L., 2002b. Conflicting uses of timber and non-timber forest products: declining resources for subsistence livelihoods. En: Shanley, P., Pierce, A., Laird, S., Guillen, A. (Eds.), *Tapping the Green Market: Certification and Management of Non-Timber Forest Products*. Earthscan, Londres, págs. 22–26.
- Shanley, P., Pierce, A., Laird, S., Robinson, D., 2008. Beyond timber: certification and management of non-timber forest products. Centro para la Investigación Forestal Internacional, Bogor, Indonesia.
- Shanley, P., Serra, M., Medina, G. (Eds.), 2010. *Fruitíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica*. CIFOR y Ministerio de Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Silva, R. P., Santos, J., Tribuzy, E. S., Chambers, J. Q., Nakamura, S., Higuchi, N., 2002. Diameter increment and growth patterns for individual trees growing in Central Amazon. *Br. For. Ecol. Manage.* 166 (2), 295–301.
- Sistema Sisflora/SECTAM, 2007. *Extração e Movimentação de Toras de Madeira Nativa por Município*. Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Pará. < <http://www.sema.pa.gov.br/sisflor> > (consultado el 3 de abril de 2008).
- Sistema Sisflora/SECTAM, 2008. *Extração e movimentação de toras de madeira nativa por município*. SEMA, Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Pará. < <http://www.sema.pa.gov.br/sisflor> > (consultado el 3 de abril de 2008).
- Uhl, C., Viera, I. C., 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragomina region of the State of Pará. *Biotropica* 21 (2), 91–96.
- van den Berg, M. E., 1984. Ver-o-Peso: the ethnobotany of an Amazonian market. En: Prance, G. T., Kallunki, J. A. (Eds.), *Ethnobotany in the Neotropics: Proceedings Advances in Economic Botany*, vol. 1. Lubrecht and Kramer, Monticello, NY, págs. 140–149.
- Vedeld, P., Angelsen, A., Sjaastad, E., Berg, G. K., 2004. Counting on the environment: forest incomes and the rural poor. World Bank, Washington, D.C.
- Velloso, C. R., Vieira, X., Rumjanek, Ivo Jose C., Carvalho, V. M., 1998. Triterpenos Isolados de Parahancornia amapá e Diterpenos identificados em Pinus caribaea var. bahamensis. Disertación de Máster en Química Orgánica – Universidad Federal Rural de Río de Janeiro.

- Vergera, W., Scholz, S., Deeb, A., Toba, N., Zarzar, A., Valencia, A., 2010. Assessment of the risk of Amazon die-back. Environmentally and socially sustainable development department. Latin American and Caribbean Region, Banco Mundial, Washington, D.C.
- Veríssimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R., Uhl, C., 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas. *For. Ecol. Manag.* 55, 169–199.
- Veríssimo, A., Cochrane, M. A., Carlos Jr., S., 2002a. National Forests in the Amazon. *Nature* 297, 1478.
- Veríssimo, A., Cochrane, M., Souza Jr., C., Salomão, R., 2002b. Priority areas for establishing National Forests in the Brazilian Amazon. *Conservation Ecology* 6, 4, www.consecol.org/vol6/iss1/art.
- Vieira Jr., V. F., Zunino, L., Calixto, J. B., Patitucci, M. L., Pinto, A. C., 2001. Phytochemical and antioedematogenic studies of commercial copaiba oils available in Brazil. *Phytother. Res.* 15 (6), 476–480.
- Vosti, S. S., Braz, E. M., Carpenter, C. L., D'Oliveira, 2003. Rights to forest products, deforestation and smallholder income: evidence from the Western Brazilian Amazon. *World Dev.* 31 (11), 1889–1901.
- Wadsworth, F. H., Zweede, J. C., 2006. Liberation: acceptable production of tropical forest timber. *For. Ecol. Manag.* 2231, 45–51.
- Wallace, R., Pereira, L., Plowden, C., 2010. Cipó-titica (*Heteropsis* spp.). En: Shanley, P., Cymerys, M., Medina, G. (Eds.), *Frutíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica*. CIFOR, Brasil.
- WRI, 2005. Making the Wealth of Nations work for the Poor. < <http://www.wri.org/publication/content/7733> > (consultado el 21 de julio de 2008).
- Younes, R. N., Varella, A. D., Suffredii, I. B., 2007. Discovery of new antitumoral and antibacterial drugs from Brazilian plant extracts using high throughput screening Clinics. *Sao Paulo* 62 (6), 763–768.



El valor económico de la extracción sostenible de las semillas y la madera de especies de uso múltiple

Un ejemplo con *Carapa guianensis*

Christie Ann Klimas¹, Karen A. Kainer^{1,2}, Lúcia H. de Oliveira Wadt³

Resumen

El futuro de los bosques tropicales puede estar en la integración de sus diferentes fuentes de ingresos, tales como la madera, los productos forestales no maderables (PFNM) y los servicios ambientales, lo que haría que los bosques en pie sean económicamente más competitivos que otros usos del suelo tales como los pastizales. Por lo tanto, las técnicas analíticas que combinan los modelos económicos con la comprensión ecológica son una herramienta cada vez más importante para el manejo de paisajes forestales. Este estudio explora el potencial de ingresos asociado con diferentes estrategias de extracción del árbol tropical de usos múltiples *Carapa guianensis*, una especie valiosa debido al aceite de alta calidad que se extrae de sus semillas, así como por su madera parecida a la caoba. Se calculó el ingreso anual equivalente (IAE), una medida de rentabilidad anual para el valor actual neto, los ingresos y los costos asociados con las simulaciones de la extracción sostenible de las semillas y la madera. Nuestros objetivos específicos fueron: (1) simular y comparar los ingresos de una extracción ecológicamente viable de las semillas y la madera

1 Department of Forest Resources and Conservation, 210 Newins-Ziegler Hall, P.O. Box 110410, University of Florida, Gainesville, FL 32611, EE. UU – cklimas@depaul.edu.

2 Center for Latin American Studies, Tropical Conservation and Development Program, University of Florida, Gainesville, FL 32611, EE. UU – kkainer@ufl.edu.

3 Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Rodovia BR-364, km 14, Caixa Postal 321 Rio Branco, Acre 69908-970, Brasil – lucia@cpafac.embrapa.br.

de *C. guianensis* en entornos estocásticamente variables, y (2) calcular el IAE de los ingresos y costos de la extracción de semillas y madera sujetos a diferentes precios de mercado y con diferentes métodos de extracción de aceite. Se encontró que hubo ganancias de la extracción de madera y semillas de *C. guianensis* para la producción de aceite, aunque solo cuando se usaron las prensas para su extracción; la extracción manual de aceite tuvo un rendimiento negativo debido a la necesidad de una mano de obra más intensiva. Los ingresos conjuntos del aceite de semilla prensada de *C. guianensis* y de la extracción de madera fueron económicamente competitivos respecto a otras actividades forestales comunes que proporcionan ganancias en efectivo a las comunidades. La combinación de la extracción de PFMN con la de madera puede proporcionar un ingreso continuo mientras que los bosques recuperan su volumen hasta la siguiente extracción de madera. La combinación de estos ingresos con la extracción de otros recursos en el contexto de un manejo de usos múltiples puede ser una estrategia de manejo económicamente viable en otros bosques similares de la Amazonía.

1. Introducción

El futuro de los bosques tropicales puede encontrarse en la integración de las diferentes fuentes de ingresos, tales como la madera, los productos forestales no maderables (PFNM) y los servicios ambientales, lo que haría que los bosques en pie sean económicamente más competitivos que otros usos del suelo como la cría de ganado. Hoy en día, la tala selectiva es una actividad muy importante en las economías regionales amazónicas debido al alto valor actual asociado con una sola actividad de extracción (AIMEX, 2005; Pereira *et al.*, 2010). Sin embargo, la tala selectiva tiene importantes inconvenientes: a menudo lleva a daños forestales de larga duración (Veríssimo *et al.*, 1992), puede aumentar la posibilidad de incendios forestales (Alencar *et al.*, 2004; Nepstad *et al.*, 1999.), y promueve la conversión del bosque (Asner *et al.*, 2005; Fearnside, 2005).

El manejo de los PFMN también ha sido considerado como una opción de manejo forestal económicamente viable. Los PFMN suelen contribuir de manera significativa a los medios de vida de los residentes del bosque y proporcionan ingresos en efectivo, los cuales aumentan el valor atribuido a los bosques tropicales en pie (Chopra, 1993; Gunatilake *et al.*, 1993; Marshall *et al.*, 2003), aunque rara vez las cosechas para obtener dinero en efectivo sacan a las comunidades de la pobreza (Morsello, 2006). Además, la extracción de los PFMN (en comparación con la madera) por lo general resulta en un daño ecológico relativamente menor (Ticktin, 2004), aunque también ocurre una sobrexplotación de los PFMN (Gaoue y Ticktin, 2009), y puede causar la degradación de los recursos y afectar la supervivencia de las especies (Peres *et al.*, 2003; Ticktin, 2004).

Sin embargo, el manejo forestal de uso múltiple puede combinar los beneficios potenciales del dinero en efectivo, agrupando los ingresos periódicos de la extracción de la madera con los ingresos constantes de la extracción de PFMN. Los defensores del manejo forestal diversificado resaltan el hecho de que la integración de múltiples valores forestales proporciona una ventaja social y económica sobre los modelos de manejo dominados por

la madera (Panayotou y Aston, 1992; Salick *et al.*, 1995; Scherr *et al.*, 2003). En efecto, el uso múltiple de los bosques tropicales no es un concepto nuevo (Panayotou y Aston, 1992; Salick *et al.*, 1995), sino que es la norma entre la mayoría de los pequeños productores y los bosques de manejo comunitario (Whitmore, 1990). La extracción combinada de xate (*Chamaedorea* spp.) y madera en los bosques comunitarios de Guatemala es un ejemplo exitoso del manejo de uso múltiple (Guariguata *et al.*, 2008) y el manejo de chicle, miel, carne de monte y madera en México es otro ejemplo (Snook, 2000). Pero todavía hay múltiples barreras ecológicas, sociales y económicas que impiden una implementación exitosa en general (García-Fernández *et al.*, 2008; Ros-Tonen *et al.*, 2008).

Si bien existe una creciente bibliografía sobre la economía de la extracción de madera (Boltz *et al.*, 2001; Merry *et al.*, 2009) e ingresos en efectivo provenientes de PFNM individuales (Avocèvou-Ayisso *et al.*, 2009; Varghese y Ticktin, 2008), todavía hay pocas investigaciones sobre la compatibilidad del manejo de la madera con el manejo forestal no maderable con fines comerciales (pero véase Guariguata *et al.*, 2008; Guariguata *et al.*, 2010; Menton *et al.*, 2009; Snook, 2000). La mayoría de los estudios han puesto de manifiesto los beneficios ecológicos de la diversificación, pero no han incorporado las oportunidades económicas y las compensaciones asociadas al manejo de uso múltiple (pero véase Boscolo y Vincent, 2003; Menton *et al.*, 2009). La cuantificación de los ingresos de las cosechas es particularmente importante en los casos en que una especie particular proporciona múltiples beneficios económicos, generando un conflicto potencial en la decisión de dar prioridad a un uso u otro. Tal “conflicto de uso” es común en la Amazonía, donde casi la mitad de las especies de madera tienen un valor no maderable (Herrero-Jáuregui *et al.*, 2009; Martini *et al.*, 1994). Una comparación de los ingresos generados por las cosechas de madera y/o la recolección de semillas de árboles individuales puede permitir a los gestores forestales escoger la estrategia que mejor se adapte a sus objetivos económicos.

Se presenta una comparación de este tipo, utilizando el árbol tropical de uso múltiple *Carapa guianensis*, una especie que tiene valor tanto por el aceite de alta calidad que se extrae de sus semillas (Shanley y Medina, 2005), como por su madera parecida a la caoba (Mabberley, 1987; McHargue y Hartshorn, 1983). El aceite puro de la semilla de *C. guianensis* se utiliza para usos medicinales (Rodrigues, 1989), además se obtienen productos de valor agregado, que incluyen jabones, champús, velas y antorchas repelentes de insectos (Shanley y Medina, 2005). Este potencial económico ha llevado al gobierno brasileño a resaltar a *C. guianensis* como una de sus especies prioritarias para el desarrollo sostenible (MMA *et al.*, 2009).

Las extracciones de madera y de semillas de *C. guianensis* pueden ser compatibles entre sí: esta especie muestra una relación no lineal entre el diámetro del tronco y la producción de semillas, con el máximo de producción en árboles con 35–45 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) (Klimas, 2010), lo que sugiere que los individuos más grandes podrían ser utilizados para la madera, y los individuos de tamaño medio se podrían dejar para la producción de semillas, manteniendo así un crecimiento poblacional positivo (Klimas, 2010). Esta relación se ha observado en otras especies (Kainer *et al.*, 2007;

Soehartono y Newton, 2001), pero no es necesariamente válida para todos los individuos. Las comunidades locales, que tienen un amplio conocimiento de sus bosques, pueden identificar los ejemplares con alta o baja producción de frutos, indicando qué árboles de mayor diámetro se pueden destinar a la producción de semillas o la extracción de madera, respectivamente.

Se utilizó *C. guianensis* como una especie modelo para comparar los ingresos generados por las cosechas de madera y/o por la recolección de semillas de árboles individuales. Se calcula el ingreso anual equivalente (IAE), una medida de rentabilidad anual del valor actual neto (VAN), de los ingresos y los costos asociados con las simulaciones de extracción sostenible de semillas y madera. Los objetivos específicos fueron: (1) simular y comparar los ingresos de la extracción ecológicamente viable de la semilla y la madera de *C. guianensis* en ambientes estocásticamente variables, y (2) calcular el IAE de los ingresos y los costos de (a) la extracción de madera en pie y (b) la cosecha de semillas bajo diferentes precios de mercado y métodos de extracción.

2. Métodos

Las simulaciones de cosechas sostenibles de *C. guianensis* se basan en un modelo matricial estocástico de poblaciones parametrizado con datos demográficos recogidos en el estado amazónico de Acre, en el sudoeste de Brasil (Klimas, 2010). Estos modelos matriciales son herramientas poderosas utilizadas para identificar las tendencias poblacionales y las respuestas a los regímenes de manejo (Caswell, 2001; Crowder *et al.*, 1994), incluyendo el establecimiento de límites, tanto para la extracción de la madera (Olmsted y Álvarez-Buylla, 2002) como de los productos no maderables (Hernández-Apolinar *et al.*, 2006; Ticktin, 2004), que sean compatibles con el mantenimiento de la población (Nantel *et al.*, 1996; Ratsirarson *et al.*, 1996). La matriz de transición utilizada en estos análisis de viabilidad poblacional también posee las bases ecológicas para la aplicación de un modelo económico (Buongiorno y Gillies, 2000).

En el presente estudio se utilizaron dos escenarios de extracción de semillas y madera simulados por Klimas (2010), ambos considerados ecológicamente sostenibles según una proyección de la tasa de crecimiento de la población (λ) que es mayor que o igual a uno, indicando una población en crecimiento o estable (Caswell, 2001). Estos incluyen: (1) la cosecha combinada del 10% de las semillas y 100% de la cosecha de todos los individuos de DAP (diámetro a la altura del pecho) ≥ 50 cm para la madera en pie, y (2) la cosecha del 30% de las semillas. También se incluye el análisis económico de la extracción de madera en pie de todos los individuos de DAP ≥ 40 cm.

2.1. El área de estudio y las mediciones de campo

Se llevaron a cabo las mediciones de campo en el bosque experimental de 1200 hectáreas de la Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria (Embrapa) en la parte oriental del Estado de Acre (latitud 10° 01' 28" S y longitud 67° 42' 19" O). La temperatura

media anual fue de 24.5 °C, con una estación seca de junio a agosto (INMET, 2008). La región tiene una topografía de lomas suaves, con ocasionales zonas inundables y hábitat de tierras altas (tierra firme). Los bosques poco inundables se pueden inundar por un período corto durante la temporada de lluvias, a diferencia de los bosques inundables más comúnmente estudiados (várzea), que se inundan con más frecuencia y más severamente cada año. Los suelos son ultisoles rojos y amarillos (Rodrigues *et al.*, 2001) y la densidad de *C. guianensis* fue de 25 individuos de DAP ≥ 10 cm por hectárea (Klimas *et al.*, 2007). Los bosques inundados tuvieron un volumen promedio total de 218,53 m³ y 149,51 individuos con DAP ≥ 30 cm. Las especies comunes incluyeron *Bertholletia excelsa*, *Dipteryx* sp., y *Apuleia* sp. En contraste, los bosques de tierra firme tuvieron un volumen promedio de 143,56 m³ y un promedio de 112 individuos con DAP ≥ 30 cm por hectárea; las especies comunes incluyeron *Ceiba* sp., *Hura crepitans*, *Rheedia floribunda*, *Manilkara* sp., y *Clarisia recemosa* (d'Oliveira, 1994). Los suelos de tierra firme fueron plintsoles (Rodrigues *et al.*, 2001), y las densidades de *C. guianensis* fueron inferiores en comparación, con 14 individuos de DAP ≥ 10 cm por hectárea (Klimas *et al.*, 2007).

Se inventarió y monitoreó la supervivencia de todos los individuos de diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm desde el 2004 al 2009, en cuatro parcelas de 400 x 400 m (16 ha). Dos de las parcelas se establecieron en donde la mayor parte del entorno era bosque de tierra firme y las otras dos estaban en el bosque poco inundable. Se registró la posición del dosel (dominante, codominante, intermedio o suprimido), las coordenadas espaciales y el DAP inicial de cada árbol en el año 2004 (Klimas *et al.*, 2007). Se instalaron bandas dendrométricas en un subconjunto aleatorio de más de 500 árboles estratificados por DAP y tipo de bosque para medir el crecimiento anual durante el período 2004–2009. También se hicieron anotaciones de cualquier anomalía que afectaba la forma del tronco, tal como la evidencia de una quemadura anterior, troncos bifurcados (una indicación potencial de un previo ataque por insectos), las coronas dañadas o ausentes, todo lo cual fue considerado al calcularse los ingresos esperados de madera de *C. guianensis*. Dentro de las parcelas más grandes, de 16 hectáreas, se instalaron 32 subparcelas de 10 m x 10 m al azar para medir la supervivencia anual, el incremento diámetro y la altura de los individuos < 10 cm DAP durante todo el período de estudio de 2004–2009. Véanse los métodos detallados en Klimas *et al.* (2007).

También se cuantificó la producción de semillas en un período de 5 años (2004–2009), utilizando un subconjunto de árboles seleccionado al azar (entre 39 y 103 individuos por año) en cada tipo de bosque. La producción de semillas se cuantificó cada semana durante 5–17 semanas de períodos “pico” entre 2004–2007, y después de forma continua cada semana entre 2007–2009. La existencia de este “pico” de producción de semillas fue corroborada por las observaciones fenológicas hechas durante todo el año (Klimas, datos inéditos). No obstante, debido a que es probable que la producción de semillas medida en los tres primeros años haya subestimado la producción total anual de semillas, se estimó la producción fuera de la temporada “pico” basándose en los datos continuos de 2007–2009, y se añadió esa estimación a los datos medidos en 2004–2007 para llegar a la producción total anual de semillas para esos tres primeros años.

2.2. La extracción del aceite de semilla y las estimaciones de los precios

De diciembre a febrero de 2009, se llevaron a cabo entrevistas con informantes clave para obtener los precios de mercado del aceite de semilla de *C. guianensis* en tres localidades en el estado de Acre. Dado que fue difícil encontrar participantes bien informados en relación a este mercado, se utilizó el muestreo de “bola de nieve”, donde los informantes iniciales recomendaban otros informantes clave entre sus conocidos (Vogt, 2005). Este método de muestreo generó tres informes específicos de los precios de mercado. Se visitaron diferentes áreas en todo el estado en donde los individuos o cooperativas extraían el aceite de semilla para estimar el rendimiento por kilogramo de semillas. También se tomó nota de las diferencias de procedimiento en la extracción de aceite entre los sitios. Los costos de la extracción de aceite se derivaron de un estudio en el estuario del Amazonas (Londres, 2004).

2.3. El valor de la madera

Se calculó el volumen del tronco de *C. guianensis* mediante una ecuación alométrica de volumen desarrollada por Segura y Kanninen (2005). Su modelo de mejor ajuste para volumen de tronco fue:

$$V_{\text{tronco}} = \exp(c + a \ln \text{DAP})$$

donde $c = -8,70 \pm 1,77$ y $a = 2,41 \pm 0,40$ (Segura y Kanninen, 2005). Esta ecuación fue derivada de las mediciones de 19 árboles muestreados y destruidos (entre 60 y 105 cm) en el norte de Costa Rica, entre ellos tres individuos de *C. guianensis*. Se multiplicó el volumen por el precio por m³ y el número de árboles disponibles por hectárea para la cosecha.

Se utilizó el diámetro legal de 50 cm DAP para resolver matemáticamente el volumen de extracción de madera, pero también se ejecutaron modelos con un diámetro límite de 40 cm de DAP ya que este límite inferior es probable que sea más representativo de la tala futura más allá del primer ciclo de corta. La tasa de crecimiento lento (Vieira *et al.*, 2005) significa que la mayoría de los individuos serán cosechados al poco tiempo de llegar al diámetro apto para la cosecha. De hecho, los individuos de *C. guianensis* toman un promedio de 20 años para crecer de 40 a 50 cm de DAP y de 50 a 60 cm, pero la desviación estándar del crecimiento fue alta (55 años) (Figura 1). Se usaron estimaciones conservadoras de los ingresos de la extracción de madera, dadas estas tasas de crecimiento lentas y variables. Si bien estas tasas conservadoras de las mediciones de radiocarbono del crecimiento de los árboles de *C. guianensis* (Vieira *et al.*, 2005) y el crecimiento que se midió en el lugar de estudio (Figura 1) son adecuadas para el presente modelo, se hace hincapié en que el área de estudio no es ni un bosque inundado, ni el ambiente más propicio para el crecimiento de *C. guianensis*. De hecho, Vieira *et al.* (2005) encontraron que las tasas de *C. guianensis* en esta región eran más bajas que en las zonas más septentrionales de Brasil. Por lo tanto se quiere enfatizar que las tasas de

crecimiento observadas o aplicadas en el modelo pueden no ser representativas de otras tasas de crecimiento encontradas en otras partes para la misma especie. Por último, para determinar el precio actual de mercado de la madera, se entrevistó a un investigador de la agencia federal Embrapa, especializado en la extracción y venta de la madera por pequeños productores.

2.4. Cálculo de parámetros para las matrices de transición

Se incorporaron mediciones anuales del crecimiento, reclutamiento y producción de semillas a un modelo poblacional con una matriz de 8 etapas para proyectar los niveles de explotación sostenibles de *C. guianensis* en tierra firme y en bosques ocasionalmente inundables durante un período de 5 años, de 2004–2009 (cuatro matrices de transición para cada tipo de bosque). La probabilidad de que un individuo dado pase de la etapa i a la $i+1$ fue el inverso de la media de permanencia en una etapa dada (Caswell, 2001) y esto se basó en los valores de regresiones logísticas anuales de tamaño en función al crecimiento. Las transiciones de plántulas y árboles jóvenes fueron el inverso de la media de permanencia en una etapa dada basada en mediciones de la altura anual y del crecimiento del diámetro, respectivamente. Los valores de fertilidad se basaron en el promedio anual de la producción de semillas de un individuo en una clase de un tamaño dado, convertido en frecuencias observadas de plántulas (Klimas, 2010). Como se utilizaron nuestros datos de producción de semillas en la parametrización del modelo, la relación no lineal entre el tamaño del árbol y la producción fue incorporada explícitamente en las simulaciones. Se usaron los valores de sobrevivencia tomados de regresiones logísticas de sobrevivencia frente a tamaño para los individuos de DAP ≥ 10 cm para minimizar el sesgo de un tamaño pequeño de la muestra en las clases de mayor tamaño (Morris y Doak, 2002). La tasa de crecimiento poblacional (λ) fue el indicador de la sostenibilidad. Si $\lambda \geq 1$, la población se mantuvo estable o creció, si $\lambda < 1$, la población disminuyó. Las cosechas que mantuvieron un $\lambda \geq 1$ se consideraron viables o sostenibles.

2.5. Simulaciones de extracción sostenible bajo una estocasticidad ambiental simulada

Se simularon las condiciones ambientales estocásticas utilizando estados ambientales independientes e idénticamente distribuidos representados por cuatro matrices de transición. Se asumió que los cuatro años del presente estudio representaron toda la gama de condiciones ambientales típicas, y que cada una tenía la misma probabilidad de ocurrir en el futuro. En cada año modelizado, se eligió al azar una de las cuatro matrices de transición para simular el crecimiento de la población. Se redujo la fecundidad promedio (para simular la cosecha de semillas) y el número de individuos en las clases de mayor tamaño (para simular la extracción de madera). Todas las simulaciones se realizaron utilizando MATLAB (2002).

Los cálculos económicos se basaron en la explotación ecológicamente sostenible de un modelo de simulación estocástica (Klimas, 2010), que indicó la compatibilidad de las cosechas de semillas y madera en el bosque ocasionalmente inundable, en ciertos niveles

de cosecha. Las cosechas del 10% de la producción anual de semillas en combinación con el 100% de la extracción de madera cada 25 años mantuvo la tasa de crecimiento poblacional estocástica simulada en más de uno ($\lambda_s = 1,0012$), lo que indica un aumento de la población, aunque el límite inferior del intervalo de confianza del 95% de λ_s cayó por debajo de uno (IC: 0,9991, 1,0033). Estos mismos niveles de extracción simularon una población decreciente en los bosques de tierra firme ($\lambda_s = 0,9663$; IC: 0,9642, 0,9684) (Klimas, 2010), pero ya que la sostenibilidad ecológica no siempre se conoce en las operaciones de tala, también se calcularon los ingresos procedentes de estos escenarios de extracción. Las cosechas del 30% de semillas se consideraron casi viables ($\lambda_s = 0,9991$) en los bosques ocasionalmente inundables. Puesto que el modelo estocástico utilizó estimaciones de fecundidad de plántulas por clases de acuerdo al tamaño (promedio de plántulas producidas por un individuo en una determinada clase de DAP), se asoció el modelo con estimaciones del promedio de la producción de semillas por individuo en una clase de DAP dada, según la cuantificación de cinco años de producción de semillas en el área de estudio (Klimas, 2010).

Los escenarios de la extracción de la madera incluyeron tanto la extracción legal como ilegal de la misma. Solo se pueden cosechar legalmente los individuos con DAP ≥ 50 cm según la actual ley forestal amazónica de Brasil (Resolución No. 406), y los ciclos de tala legales varían de 25 a 35 años en la Amazonía (Instrucción Normativa 05/2006, Resolución N° 406). Algunos autores sugieren que este ciclo probablemente no sea sostenible (Gardingen *et al.*, 2006), especialmente para *C. guianensis* que es una especie de crecimiento lento (Vieira *et al.*, 2005; Figura 1). De hecho, los resultados del modelo de Klimas (2010) indicaron que la extracción de madera de los individuos más grandes (DAP ≥ 50 cm) no fueron sostenibles en bosques de tierra firme, aunque las cosechas fueron sostenibles en los bosques que se inundan ocasionalmente (pero el límite inferior del intervalo de confianza del 95% indicó posibilidades de una cosecha no sostenible, según el patrón utilizado de $\lambda \geq 1$ para indicar los niveles de extracción sostenibles).

2.6. Valor actual neto de las cosechas de semillas y madera

Todos los cálculos de valor actual neto (VAN) incluyeron un plazo de tiempo equivalente a tres cosechas de madera (50 o 70 años dependiendo de un ciclo de corta de 25 o 35 años); estos VAN luego fueron convertidos en un IAE por hectárea (véase más abajo). Para calcular los ingresos por la cosecha de semillas, se tomaron los resultados de los modelos poblacionales matriciales que indicaban niveles sostenibles de la cosecha de semillas y se convirtieron en estimaciones anuales del rendimiento de aceite, y se multiplicaron por diferentes precios de mercado observados para generar estimaciones de ingresos esperados por las cosechas de semillas. Como la mayoría de las comunidades en Acre no tienen la capacitación ni el equipo necesario para extraer madera o procesarla en aserraderos en el lugar donde se extrajo, se utilizó el precio del derecho de tala para calcular los ingresos por la madera. El precio del derecho de tala supone que toda la madera se vendió como madera en pie, el cual incluye los costos de extracción. Se presume que las cosechas se realizaron mediante aprovechamiento de impacto reducido (AIR), para reducir el impacto residual en los bosques y en los árboles que se cosecharán en el futuro. El número de individuos extraídos para madera en intervalos de 25-35 años fue

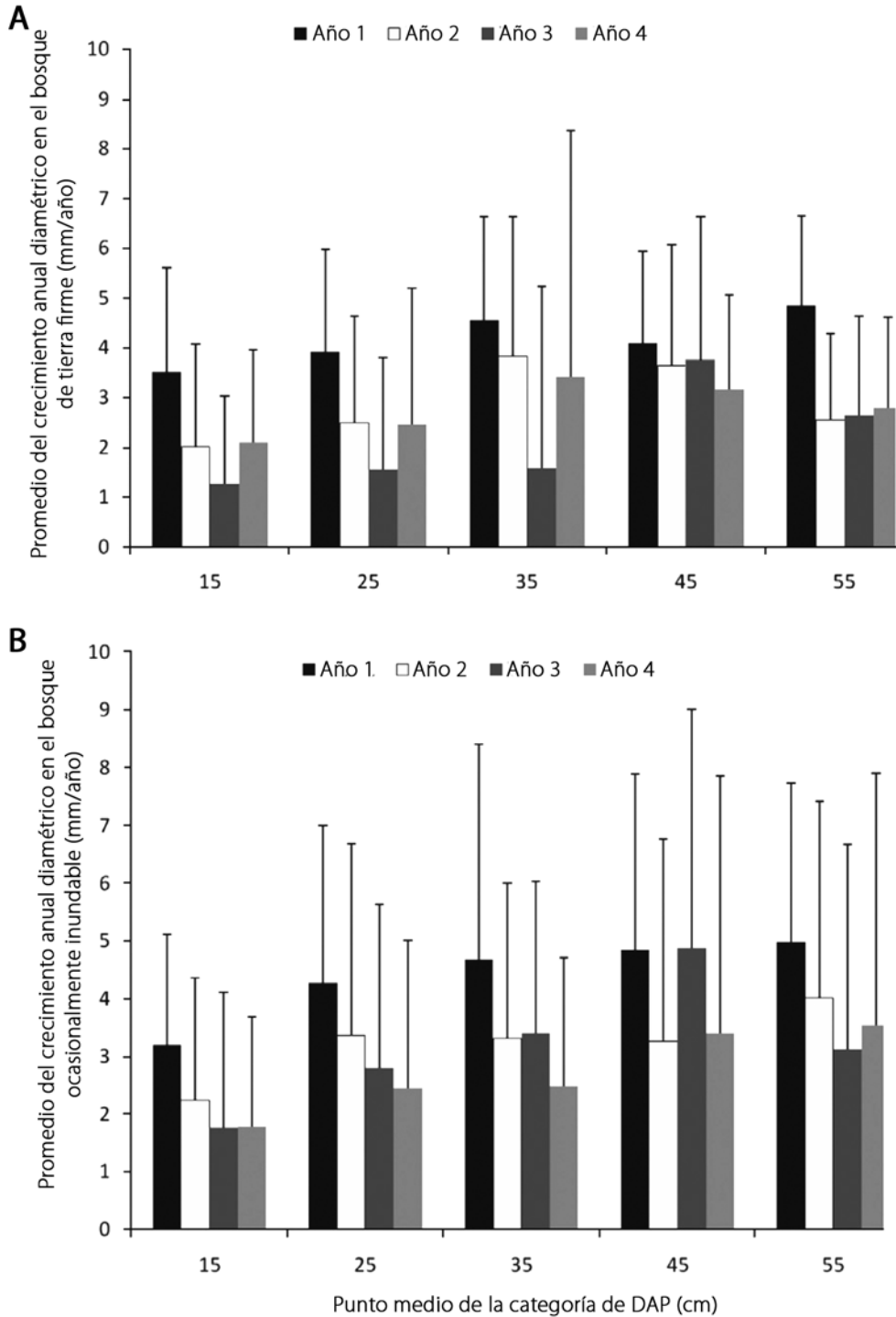


Figura 1. Crecimiento anual del diámetro en clases por tamaño (media+DS) de *C. guianensis* en bosques de tierra firme (a) y en bosques ocasionalmente inundables (b). Los años incluidos son 2005–2006, 2006–2007, 2007–2008 y 2008–2009.

convertido a metros cúbicos mediante ecuaciones volumétricas y luego fue multiplicado por el precio de mercado de un metro cúbico de madera en pie de *C. guianensis*. El valor actual (VA) de todas las cosechas de semillas y madera se calculó mediante la ecuación:

$$VA = V_h / (1 + r)^t$$

donde V_h es el valor de la cosecha anual, r es la tasa de descuento y t es el año. Los ingresos procedentes de las cosechas de semillas y madera en pie en el futuro se descontaron al 4%, 8% y 20% para examinar el impacto de los descuentos en la rentabilidad del manejo a largo plazo. Todos los valores monetarios en reales brasileños fueron convertidos a dólares americanos utilizando el tipo de cambio oficial de 0,56 reales (R\$) por dólar (al 19 de julio de 2010).

Se dedujeron los costos de mano de obra por kilogramo de aceite de semilla procesado según un salario diario estimado de R\$ 23 reales (el salario mínimo en Acre para los trabajadores agrícolas, equivalente a \$ 12,88 dólares). Se agregó 1 hora de los costos de mano de obra para la recolección de semillas (1 hora por kilogramo de aceite de semilla), de acuerdo con el tiempo que tomó recoger semillas en el campo y las conversaciones con las comunidades dedicadas a la recolección de semillas. En realidad, la recolección de semillas se combina con otras actividades de extracción de recursos (Londres, 2004), de tal manera que los costos de tiempo pueden estar sobrestimados. De acuerdo con Londres (2004), dos días completos de procesamiento de semillas producen 2 kg de aceite (o 1 kilo por día). La estimación de Londres incluyó 4 horas para cocinar las semillas, 4 horas para romperlas y retirar el endospermo (30 días después), y 15 horas para preparar la pulpa de las semillas para la extracción de aceite, y mezclar durante 15 minutos tres veces al día (por 15 días). Además de calcular las ganancias por las semillas según el método de procesamiento manual de Londres, también se calcularon las ganancias utilizando una prensa de semillas, lo que redujo los costos laborales del procesamiento en más de la mitad. En Cruzeiro do Sul, usando maquinaria agrícola modificada para romper y pensar las semillas, y extraer el aceite, se obtuvieron 0,450 kg de aceite a partir de 1 kg de semillas, después de presionar por una hora y 40 minutos. Aunque la inversión para una prensa de semillas, normalmente significaría un desembolso de capital inicial, las comunidades dedicadas a la extracción anual de aceite en Amapá y Pará, Brasil, informaron que la industria o los gobiernos a menudo subvencionan o cubren los costos de estas compras. Por lo tanto, no se incluyó ninguna inversión de capital en el análisis de las ganancias en efectivo.

Para incorporar el efecto de la variabilidad ecológica en las ganancias esperadas, se realizaron 500 simulaciones estocásticas que integraron mediciones anuales de la variabilidad de la demografía de *C. Guianensis*. Para cada simulación estocástica, se usó el VAN para calcular el ingreso anual equivalente (IAE), también conocido como la renta anual equivalente. El IAE permite la comparación de los usos de la tierra que tienen diferentes cronogramas de costos y ganancias durante un período de tiempo fijo (cosechas anuales frente a periódicas), mediante la combinación de todos los costos y beneficios en

una suma anual única que es equivalente a todos los flujos de efectivo durante un período de análisis extendido uniformemente durante el período (Jacobson, 1998).

$$IAE = VAN * \frac{i(1+i)^t}{(1+i)^t - 1}$$

donde i es la tasa de descuento, y t es el número de años. La IAE permitió la comparación de los diferentes ciclos de corta (es decir, ciclos de corta de 35 años, frente a ciclos de corta de 25 años). Todos los resultados del IAE se expresan en hectáreas por año.

3. Resultados

3.1. El valor del aceite de semilla y la madera

El precio local de la madera de un árbol en pie de *C. guianensis* fue de \$ 22,40 a \$ 28 dólares americanos. La altura media comercial de todos los individuos de DAP ≥ 50 cm fue de 12,6 m. Aunque los precios del aceite de semilla de *C. guianensis* variaron a lo largo del estado de Acre en 2009, se utilizó el precio de mercado de \$ 14 dólares/kg para los cálculos de los ingresos, ya que ese fue el precio que recibió por su aceite de semilla una cooperativa comunitaria (RECA – Consorcio para la acumulación de las prestaciones de Reforestación Económica), ubicada cerca del área de estudio. Los métodos de extracción del aceite observados con la máquina de prensado utilizada por RECA en Rondônia (rendimiento de $0,432 \pm 0,036$ [desviación estándar] kg de aceite) fueron comparables a los rendimientos obtenidos por la extracción manual usada por proveedores de una empresa de fabricación de jabones en Acre Occidental (0,450 kg de aceite). Ambas operaciones usaron semillas secas. Si bien la extracción manual dio rendimientos comparables de aceite, el tiempo para obtenerlo fue mayor. Se eligió utilizar la estimación de la producción de aceite de Rondônia (0,432 kg de aceite por 1 kg de semillas) en nuestros cálculos del VAN de la cosecha de semillas, ya que fue comparable al rendimiento de extracción manual y proporcionó una estimación conservadora de la producción de aceite. Debido a que los costos de mano de obra (tiempo invertido) fueron muy variables y poco cuantificados en estos sitios, se adoptaron las estimaciones detalladas de Londres (2004) como se indica en los métodos.

3.2. Valor actual neto de las cosechas de semillas y madera

El VAN de las ganancias en efectivo por la extracción de todos los individuos de DAP ≥ 50 cm cada 25 años fue más alto que el valor actual neto del 10% de las cosechas de semillas con la laboriosa extracción manual de aceite. En efecto, el VAN del aceite extraído manualmente fue negativo, lo que indica que los costos de mano de obra superan la rentabilidad en el mercado. Sin embargo, debido a que los costos laborales de la extracción mecánica del aceite fueron más bajos, el VAN de las ganancias esperadas por la cosecha de semillas aumentó en un factor de 6 o más, superando el VAN de la extracción de madera (Cuadro 1). Estas tendencias también fueron uniformes para los 35 años de ciclos de corta (resultados no mostrados), aunque el IAE de la extracción de madera en pie para

este ciclo de corta de 35 años fue menor que en los ciclos simulados de 25 años; las ganancias provenientes de la extracción de semillas fueron comparables. Los patrones de ganancias fueron uniformes tanto en los bosques ocasionalmente inundables como en los bosques de tierra firme, aunque los ingresos esperados por la extracción de semillas y de madera fueron siempre mayores en los bosques ocasionalmente inundables (Cuadro 1, Cuadro 2). Es necesario recordar que la extracción de madera solo incluyó *C. guianensis*. La mayoría de casos de tala selectiva no son de solo una especie, sino que comprenden una mezcla de especies maderables valiosas. Las ganancias conjuntas de la extracción sostenible de semillas y madera (10% de semillas y 100% de árboles con DAP ≥ 50 cm) fueron positivas y comparables a la extracción ilegal de madera de todos los individuos de *C. guianensis* de DAP ≥ 40 cm (Cuadro 2). El VAN de las ganancias en efectivo por las cosechas de semillas (30%) también fue comparable con el valor actual neto de los beneficios en efectivo de la extracción de madera y fue mayor si se incluyen las pérdidas durante el procesamiento de la madera (Cuadro 1).

Las cosechas anuales de aceite variaron considerablemente entre los años y los tipos de bosques, debido a la variabilidad en la producción de semillas (Figura 2). Por el contrario, la extracción de madera mostró una variación relativamente pequeña debido al lento incremento del diámetro. El número y la tasa de recuperación del volumen de cosecha de los individuos que llegaron a un tamaño comercial dentro de los ciclos de corta de 25 años fueron bajos, lo que refleja las bajas intensidades de cosecha de menos de tres individuos por hectárea, incluso con la extracción de todos los individuos con DAP ≥ 40 cm (Cuadro 3). También se observó una variabilidad ecológica, como la variación de la media del VAN; al aumentar la tasa de descuento, esta variabilidad ecológica tuvo menos impacto en los ingresos esperados (Figura 3).

4. Discusión

En la identificación de posibles programas para el manejo de los bosques tropicales, los gestores buscan actividades que sean biológicamente viables, ecológicamente sostenibles, económicamente eficientes, socialmente aceptables y operativamente viables. Si bien muy pocas alternativas satisfacen estos criterios (Alavalapati y Zarin, 2004), el presente estudio encontró que un manejo combinado de usos múltiples de *C. guianensis*, que incluyó la cosecha del 10% de las semillas y el 100% de la extracción de madera de árboles con DAP ≥ 50 cm, era rentable y ecológicamente sostenible en bosques ocasionalmente inundables, aunque solo cuando se disponía de tecnología para compensar los costos de mano de obra. Aunque también fueron rentables en bosques de tierra firme, las cosechas de estos bosques no cumplieron con el criterio de sostenibilidad que se propone en este estudio. El VAN de los ingresos en efectivo por la extracción de madera de *C. guianensis* superó el valor actual neto de los ingresos en efectivo de la extracción de semillas cuando se usó el más laborioso proceso manual de extracción de aceite, pero cuando los costos de mano de obra se redujeron a la mitad mediante el uso de una prensa de aceite de semilla, los ingresos de la extracción de semillas fueron competitivos o superiores a la extracción de madera (Cuadro 1). Las prensas de semillas podrían reducir enormemente el tiempo

Cuadro 1. Valor actual neto esperado por hectárea de la extracción de semillas y madera de *C. guianensis* en un bosque ocasionalmente inundable (A) y en un bosque de tierra firme (B) en Acre, Brasil. Todos los ingresos son los ingresos totales en más de 51 años o tres ciclos de corta de madera (la media, y los valores mínimo y máximo son de 500 simulaciones). El precio de la semilla se basa en el valor de mercado de 1 kg de aceite de semilla procesado; el precio de la madera se basa en el valor de un m³ de madera. El método de extracción (manual o prensa de aceite de semilla) determina cuánto tiempo de trabajo es necesario para la extracción de aceite. Los precios y los ingresos se expresan en la moneda brasileña, el real (1 real = \$ 0,56 dólares americanos; los ingresos por la madera se basan en ecuaciones alométricas de *C. guianensis* (Segura y Kanninen, 2005). Los valores entre paréntesis se basan en pérdidas esperadas durante la cosecha: los madereros normalmente solo pagan por m³ acarreado, que normalmente incluye una pérdida del 30% debido a las secciones del tronco torcidas o podridas y a lo que se desperdicia por el trozado y la altura a la que se corta.

Tasa de descuento	Cosecha	Método de extracción	Precio (R\$)	Semillas		Precio (R\$)	Madera		
				Media	Mín.		Máx.	Media	Mín.
A. Bosque ocasionalmente inundable									
4%	10% semillas y 100% madera	Manual	25	-24,02	-36,40	40	143,99	135,32	153,08
		Prensa de aceite	25	352,37	200,47	495,92	(100,79)	(94,72)	(107,15)
8%	100% extracción ilegal de madera	Manual	25			40	259,81	249,97	273,81
		Prensa de aceite	25				(181,86)	(174,97)	(191,86)
8%	30% semillas	Manual		-72,42	-112,55				
		Prensa de aceite		1080,77	488,46	1665,71			
8%	10% semillas y 100% madera	Manual	25	-14,36	-22,69	40	94,31	91,12	98,42
		Prensa de aceite	25	211,31	106,54	308,88	(66,01)	(63,78)	(68,89)

continúa en la página siguiente

Cuadro 1. Continuado

Tasa de descuento	Cosecha	Método de extracción	Precio (R\$)	Semillas		Precio (R\$)	Madera		
				Rango del VAN simulado (R\$/ha)	Máx.		Rango del VAN simulado (R\$)	Máx.	
				Media	Mín.		Media	Mín.	
20%	100% extracción ilegal de madera	Manual	25			40	200,29 (140,20)	194,65 (136,25)	207,22 (145,05)
		Prensa de aceite	25						
	30% semillas	Manual	25	-43,42	-69,20				
		Prensa de aceite	25	650,29	218,87				
	10% semillas y 100% madera	Manual	25	-6,58	-12,20	40	71,98 (50,38)	71,21 (49,84)	74,12 (51,88)
		Prensa de aceite	25	97,61	25,17				
	100% extracción ilegal de madera	Manual	25			40	172,51 (120,75)	169,84 (118,88)	175,94 (123,15)
		Prensa de aceite	25						
	30% semillas	Manual	25	-20,23	-36,98				
		Prensa de aceite	25	02,07	46,66				
B. Bosque de tierra firme									
4%	10% semillas y 100% madera	Manual	25	-6,49	-10,32	40	58,79 (41,15)	53,67 (37,56)	64,52 (45,16)
		Prensa de aceite	25	95,47	46,87				161,61

continúa en la página siguiente

Cuadro 1. Continuado

Tasa de descuento	Cosecha	Método de extracción	Precio (R\$)	Semillas			Madera			
				Rango del VAN simulado (R\$/ha)		Precio (R\$)	Rango del VAN simulado (R\$)			
				Media	Mín.		Máx.	Media	Mín.	Máx.
8%	100% extracción ilegal de madera	Manual	25			40	99,83 (69,88)	91,59 (64,11)	109,35 (76,54)	
	30% semillas	Prensa de aceite	25							
		Manual	25	-22,03	-38,25	-8,87				
		Prensa de aceite	25	321,99	150,97	534,52				
		Manual	25	-4,19	-6,91	-1,63	40	48,21 (33,74)	45,58 (31,90)	51,03 (35,72)
		Prensa de aceite	25	61,59	23,93	112,26				
20%	100% extracción ilegal de madera	Manual	25			40	84,76 (59,33)	80,64 (56,45)	89,59 (62,71)	
	30% semillas	Prensa de aceite	25	-14,15	-26,08	-5,63				
		Manual	25	207,06	89,59	356,23				
		Prensa de aceite	25	-2,08	-3,96	-0,46	40	43,06 (30,14)	41,69 (29,18)	44,47 (31,12)
		Manual	25	30,23	7,12	63,75				
		Prensa de aceite	25							
100% extracción ilegal de madera	Manual	25				40	76,93 (53,85)	75,08 (52,55)	79,51 (55,65)	
	Manual	25	-7,00	-14,57	-1,44					
	Prensa de aceite	25	102,76	27,20	198,27					

Cuadro 2. Ingresos esperados por hectárea de la extracción de semillas y madera de *C. guianensis* en bosques ocasionalmente inundables y bosques de tierra firme en Acre, Brasil. Todos los ingresos son los ingresos totales en más de 51 ó 71 años o tres ciclos de corta de madera (la media y los valores mínimo y máximo son de 500 simulaciones). El precio de la semilla se basa en el valor de mercado de 1 kg de aceite de semilla procesada utilizando el precio de mercado de R\$ 25 reales (\$ 14 dólares americanos); el precio de la madera se basa en un valor de la madera en pie de R\$ 40 reales (\$ 22,40 dólares americanos) por m³ de madera. El método de extracción (manual o prensa de aceite de semilla) determina el costo del tiempo de trabajo para la extracción de aceite. Los precios y los ingresos se expresan en la moneda brasileña, el real (1 real = 0,56 dólares americanos, al 19/07/2010). Las estimaciones de ingresos por la madera se calcularon utilizando las ecuaciones alométricas de especies múltiples en los sitios de Costa Rica, de Segura y Kanninen (2005). Todos los cálculos se realizaron usando una tasa de descuento del 4%. Las pérdidas por secciones de tronco torcido o podrido y partes desperdiciadas debido al trozado y la altura de corte no se incluyen en las estimaciones de volumen utilizadas para calcular las ganancias.

Periodo de tiempo (años)	Cosecha	Método de extracción (R\$)	Bosque ocasionalmente inundable			Bosque de tierra firme		
			Media	Mín.	Máx.	Media	Mín.	Máx.
51	10% semillas y 100% madera	Manual	-1,13	-1,66	-0,48	-0,30	-0,55	-0,11
		Prensa de aceite	22,79	14,74	32,97	7,20	4,77	10,06
	100% extracción ilegal de madera	Manual	12,11	11,40	12,76	4,63	4,31	5,03
		Prensa de aceite	49,82	26,17	72,91	15,25	5,92	24,86
71	10% semillas y 100% madera	Manual	-1,10	-1,55	-0,58	-0,28	-0,51	-0,12
		Prensa de aceite	21,69	15,36	29,83	6,47	3,96	9,34
	100% extracción ilegal de madera	Manual	10,28	9,92	10,71	3,89	3,66	4,30
		Prensa de aceite	49,52	23,67	70,57	14,41	5,10	24,71

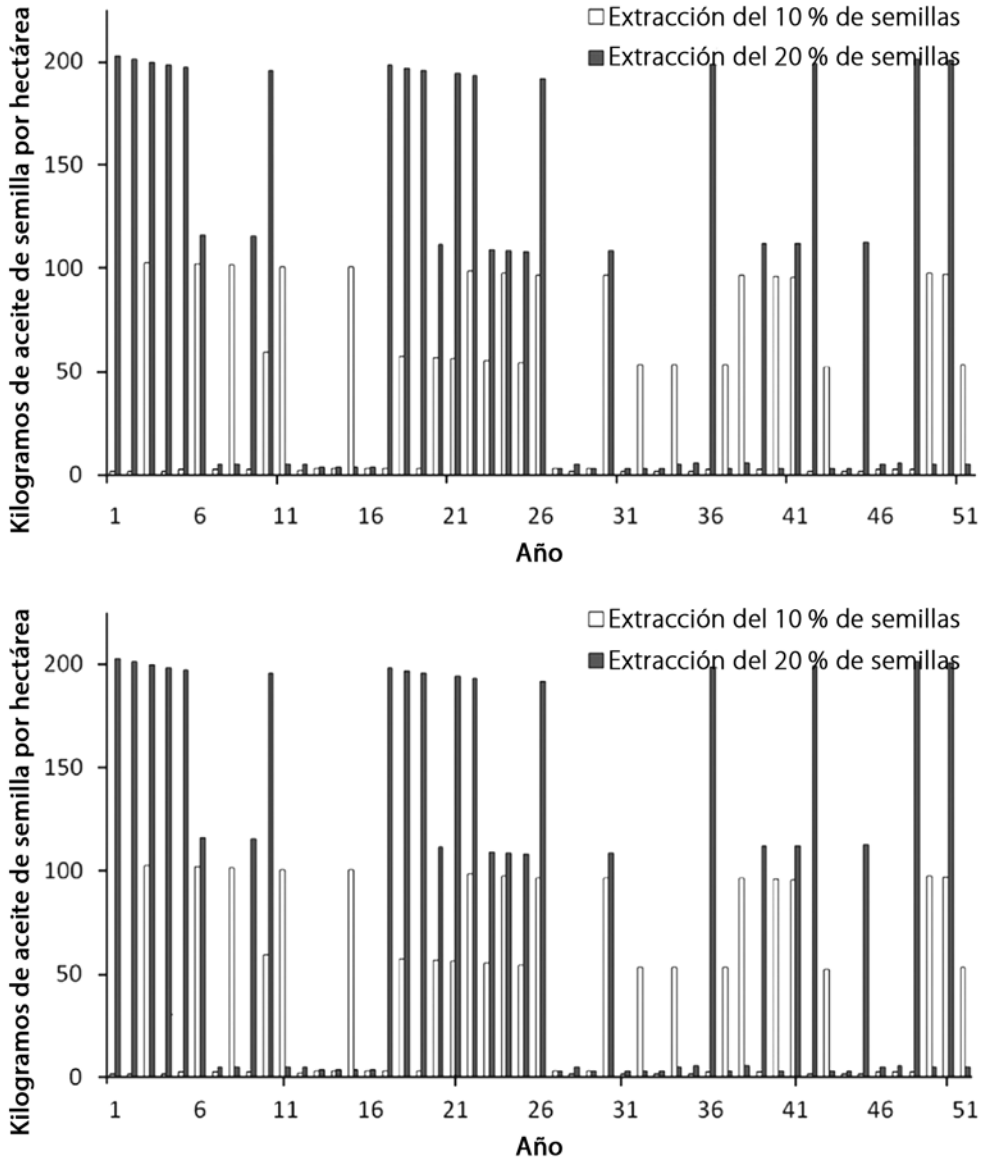


Figura 2. Potencial de producción anual de semillas de aceite por hectárea, con una extracción del 10% y 20% de la producción de semillas en el bosque ocasionalmente inundable (gráfica superior) y en el bosque de tierra firme (gráfica inferior). La variación es debida a los resultados de modelos de variabilidad en la producción de semillas entre años.

Cuadro 3. Número promedio de árboles cosechados y volumen o tasa de recuperación (m^3 entre paréntesis) por hectárea para la madera en un ciclo de corte de 25 años. Las pérdidas por las secciones de tronco torcido o podrido y desperdicios debido al trozado y la altura de corta no están incluidas en las estimaciones de volumen.

Cosecha	Año	Bosque ocasionalmente inundable		Bosque de tierra firme	
		DAP \geq 50 cm	DAP \geq 40 cm	DAP \geq 50 cm	DAP \geq 40 cm
Número de individuos por hectárea (volumen – m^3)	1	0,87 (1,80)	2,97 (3,59)	0,53 (1,10)	1,27 (1,54)
	26	1,76 (3,64)	2,99 (3,62)	0,41 (0,85)	1,10 (1,33)
	51	1,62 (3,35)	2,61 (3,16)	0,26 (0,54)	0,45 (0,54)

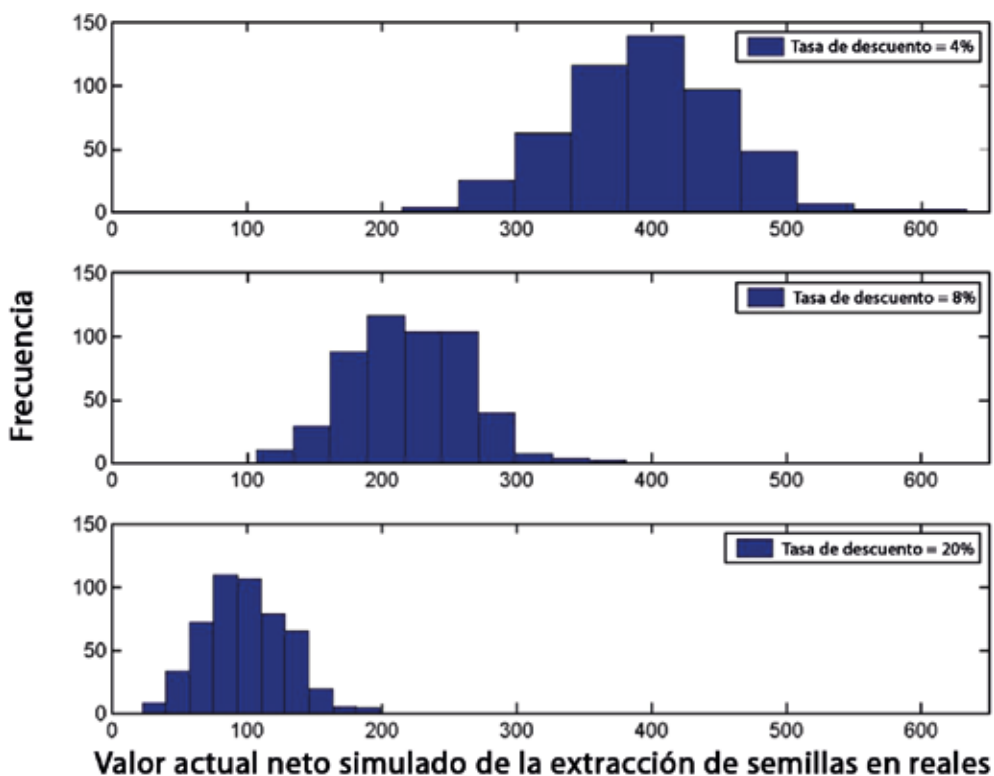


Figura 3. Histogramas de las distribuciones del VAN para la cosecha del 10% de semillas del valor teórico de 500 simulaciones utilizando un precio de mercado de R\$ 25 reales y la extracción de aceite con una prensa de aceite de semillas; la variabilidad se debe a las diferencias en la producción de semillas esperada y siguiendo un modelo de estocasticidad ecológica.

necesario para la extracción, lo que a su vez reduce los costos laborales y aumenta las ganancias por la extracción de aceite, especialmente si los incentivos del gobierno cubren los gastos iniciales de capital. En la práctica, sin embargo, se pueden obtener beneficios tanto de los ingresos anuales por la cosecha de semillas como de los ingresos periódicos por la tala de individuos de la especie *C. guianensis*.

4.1. Los precios sombra

Los modelos de los costos de mano de obra para la recolección de semillas y la extracción de aceite (R\$ 23 reales por kilogramo de aceite extraído) pueden haber sobrestimado el verdadero costo de la mano de obra debido a los precios sombra o sociales. Un precio sombra difiere de un precio financiero ya que refleja el verdadero costo de oportunidad del recurso en cuestión. Generalmente las mujeres estaban a cargo del proceso de extracción manual del aceite, que duraba de 2 a 5 meses (Londres, 2004), y se dedicaban a otras actividades domésticas importantes cuando no estaban extrayendo el aceite, pero no todas estas actividades generaban un salario diario. Si el costo real del trabajo en estas comunidades fue sobrestimado, esto podría afectar los ingresos de la extracción del aceite de semillas (Cuadro 1). De hecho, tanto el VAN como el IAE de la extracción manual de aceite de semilla fueron positivos cuando la recolección de semillas se combinó con otras actividades, una diferencia de solo R\$ 2,88 en costos de mano de obra, o un costo en tiempo de 1 hora. No se incluyeron gastos de transporte para la comercialización del aceite de semilla ya que este caso incluyó solo personas que participaron en la extracción de aceite a pequeña escala en Acre en el momento de este estudio (observación personal). Los miembros de la comunidad viajaron a los centros urbanos con relativa frecuencia para visitar a familiares y realizar otras transacciones. Cuando la comercialización del aceite de semillas se combina con estos viajes planeados previamente, el costo de transporte es efectivamente cero. Puesto que el aceite de *C. guianensis* se puede almacenar después de ser procesado (RECA, comunicación personal) en envases reutilizables, no fueron restados los gastos de embotellado del aceite del valor neto actual esperado de la extracción de semillas. Sin embargo, si las comunidades invirtieran en operaciones de extracción de mayor escala, se necesitaría un análisis más a fondo de los costos iniciales de inversión de capital (incluyendo los recipientes para el almacenamiento del aceite y el transporte), aunque estos elementos son suministrados por los socios en algunas comunidades de Amapá, Brasil, que trabajan en estrecha colaboración con los compradores para controlar la calidad del aceite.

4.2. Supuestos del modelo

Este modelo solo contempla la extracción de una especie. Este escenario es de alcance limitado; la mayoría de las actividades de tala hoy en día incluyen otras especies maderables valiosas identificadas en los inventarios previos a la extracción. Además, se pueden haber sobrestimado los ingresos esperados de la extracción de madera, ya que no se incluyó en el modelo la mortalidad colateral de la masa forestal por la tala selectiva. Holmes *et al.* (2002), sin embargo, solo estimaron una mortalidad adicional de 2,6% cuando múltiples especies maderables fueron cosechadas utilizando prácticas de impacto reducido. Las intensidades de extracción simuladas en nuestro estudio fueron bajas, con un equivalente de 1 a 3 individuos por hectárea en cada intervalo de 25 años (Cuadro 3). No obstante, la mortalidad adicional en la masa remanente podría afectar a la sobrevivencia de esta especie, que es uno de los factores demográficos más importantes en la predicción de las tasas de crecimiento de la población de *C. guianensis* (Klimas, 2010). Esta omisión, sin embargo, es tal vez parcialmente compensada por el hecho de que no fueron asumidos los incrementos del crecimiento del diámetro justo después de la cosecha (debido al aumento de la luz; Boltz *et al.*, 2001; Valle *et al.*, 2007), aunque este crecimiento puede ser efímero (Silva *et al.*, 1995; De Graaf *et al.*, 1999; Dekker y De Graaf, 2003).

Las estimaciones del volumen de madera se basaron en la totalidad del tronco extraído, aunque los madereros solo pagan por el m³ acarreado, lo que normalmente incluye una pérdida del 30% debido a las secciones de tronco torcidas o podridas y a lo que se desperdicia por el trozado (Gerwing *et al.*, 1996). Por ello, se han incorporado estas pérdidas de ingresos en los VAN para la extracción de madera (Cuadro 1). Se excluyeron los árboles no aptos para la tala por tener defectos o una forma de fuste inadecuada en las estimaciones de abundancia de individuos comerciales, pero no se hicieron pruebas de campo para determinar árboles huecos, lo cual podría reducir aún más la densidad de individuos comerciales. Además, se emplearon ecuaciones volumétricas que tienden a sobrestimar el volumen del árbol en comparación con las ecuaciones de volumen Francon (que calculan los volúmenes de madera al 77% de las ecuaciones alométricas) utilizadas por la mayoría de los madereros (L. Fortini, comunicación personal). Finalmente, no se tuvo en cuenta la mortalidad de la masa forestal residual. Si se consideran todos estos factores, esto puede llevar a estimaciones más bajas de rendimiento de la madera, reduciendo los beneficios esperados de las cosechas combinadas.

4.3. Limitaciones de los resultados del modelo

Para un manejo a nivel de población, la estabilidad de esta es una condición previa necesaria para obtener ingresos sostenibles a lo largo del tiempo. Como lo demuestran las simulaciones en bosque de tierra firme, el volumen de extracción de madera disminuyó durante tan solo 3 ciclos de corta (Cuadro 3). Sin embargo, no se puede justificar simular un aumento de la extracción de madera si no hay plantaciones de enriquecimiento o tratamientos silvícolas que aumenten el crecimiento. Pero, aunque la mayoría de las especies se benefician por el aumento de luz como consecuencia de la eliminación de especies del dosel (Bazzaz y Pickett, 1980; Uhl *et al.*, 1988), puede que este no sea el caso de *C. guianensis* en el lugar del estudio. En primer lugar, se encontró que las tasas de crecimiento del diámetro fueron muy variables (Figura 1) y no estaban correlacionadas con la posición de la copa en el dosel (datos inéditos, Klimas). En segundo lugar, basándose en los estudios de Vieira *et al.* (2005), donde se informa de un individuo de *C. guianensis* de 17 cm de DAP y más de 785 años (basado en la datación por radiocarbono) y de acuerdo con datos no publicados por nosotros, se sospecha que muchos de los troncos más pequeños en el sotobosque son adultos suprimidos, y no juveniles en espera de liberarse al mejorar las condiciones de luz. No obstante, los ingresos procedentes de la extracción de madera podrían ser mayores si se incrementa el procesamiento. Los precios de la madera de *C. guianensis* saltan de \$ 22,40 dólares, por los árboles en pie, a \$ 83,99 dólares, por los troncos entregados en el patio de acopio. La tala y el arrastre, sin embargo, requieren grandes inversiones de capital, mano de obra, capacitación y costos de licencias —capitales y capacidades de los que no suelen disponer los pequeños propietarios.

El aumento en la producción de semillas después de la tala parece más probable, sobre todo para los árboles cercanos a los claros recién formados después del derribo de árboles. Guariguata y Sáenz (2002) encontraron que la producción de bellotas de *Quercus* fue mayor en las parcelas taladas que en las no taladas (180 000 y 100 000 bellotas/ha, respectivamente).

Los individuos de *C. guianensis* en una plantación pueden comenzar a producir después de 8 años (datos inéditos), lo que indica el potencial de los individuos más pequeños para aumentar su producción con una mayor iluminación en el dosel.

En cuanto a la recolección de semillas de *C. guianensis*, otros estudios reportan un promedio mayor de producción de semillas (Tonini *et al.*, 2008; Guedes *et al.*, 2008; Londres, 2009), pero estas estimaciones se basaron en un menor número de años de observaciones y *C. guianensis* muestra una gran variación en la producción de semillas según los años (Klimas, 2010) y según el tipo de bosque. Además, el mercado del aceite de semilla de *C. guianensis* está más desarrollado en el noreste de la Amazonía brasileña; estos mercados podrían ser capaces de absorber una mayor producción de aceite que los mercados más pequeños del estado de Acre. Es importante, sin embargo, tener cuidado al formular hipótesis acerca de los posibles beneficios de una mayor extracción del producto. Los mercados locales y regionales no siempre pueden absorber el volumen de los productos resultantes de una extracción muy intensa (Padoch, 1988; Padoch y Pinedo Vásquez, 1996; Shanley *et al.*, 2002). Antes de aumentar la extracción se debe considerar como un prerrequisito el establecimiento de asociaciones con la industria u otros métodos para proporcionar una garantía de mercado después de la recolección de semillas y de la extracción del aceite.

Puede ser necesario hacer algunas modificaciones en el calendario de cosecha simulada para cumplir con la ley federal brasileña, como dejar el 10% de árboles de tamaño comercial de cada especie extraída y una densidad mínima de 3 árboles por cada 100 hectáreas (Instrucción Normativa 05/2006, Resolución No. 406). El manejo a pequeña escala también permite cosechas de 10 m³ por hectárea cada 10 años, lo que aumentaría el valor actual neto por la venta de la madera, como se observa en la disminución del IAE, cuando se retrasa la segunda cosecha (Cuadro 2). Sin embargo, las simulaciones de cosecha actuales son inferiores a la cosecha máxima de 30 m³ por hectárea cada 25-35 años (Instrucción Normativa 05/2006, Resolución No. 406) y dentro de los límites legales.

4.4. Viabilidad de la extracción de madera y aceite basada en las ganancias

La extracción de semillas y madera de *C. guianensis* no solo es ecológicamente sostenible en los bosques ocasionalmente inundables, sino que también se puede comparar económicamente con otras actividades forestales que proporcionan ganancias en efectivo a las comunidades. Los ingresos por la recolección de castaña (*Bertholletia excelsa*) se calcularon en R\$ 1,16 reales por hectárea en 2008 (Pinho de Sá *et al.*, 2008), y las ganancias anuales en efectivo de las cosechas regionales de acaí (*Euterpe precatoria*), una fruta de palma valorada por su valor nutritivo, se estimaron en R\$ 5,08 reales por hectárea (Bayma *et al.*, 2008). La recolección del 30% de semillas de *C. guianensis* en bosques inundables produjo una media de R\$ 49,82 reales, utilizando una prensa mecánica para la extracción de aceite (Cuadro 2). Sería un paso importante el incorporar estas estimaciones de efectivo a un modelo más integral de los ingresos a partir de un conjunto más completo de las actividades forestales económicas. Los bosques ocasionalmente inundables y de tierra firme tuvieron volúmenes comercializables de madera de 35,95 y

27,04 m³/ha, respectivamente. Los volúmenes de troncos fueron de 15,9 y 20,4 m³/ha, respectivamente (d'Oliveira, 1994), y ambos bosques tienen una variedad de recursos no maderables, incluyendo la carne de monte.

4.5. Las buenas prácticas de manejo para el uso múltiple de *Carapa guianensis*

Para maximizar las ganancias de la combinación de madera con productos forestales no maderables se requieren pautas para la extracción y tratamientos silvícolas que son más complejos que el sencillo sistema de límite del diámetro de corta utilizado en este estudio (Boscolo y Buongiorno, 1997; Buongiorno *et al.*, 1995), incluyendo el posible corte de las lianas para aumentar la fructificación y el crecimiento del tronco (Kainer *et al.*, 2006, 2007; Putz *et al.*, 2008), las plantaciones de enriquecimiento y el marcado de los árboles con valor de PFNM para reducir el daño a éstos durante la tala (revisado en Guariguata *et al.*, 2010). Una opción es la separación espacial de las unidades de manejo, o manejo especializado, donde algunos rodales son manejados con mayor intensidad para obtener madera y otros para obtener los PFNM (Binkley, 1997; Dias da Silva *et al.*, 2002; Guariguata *et al.*, 2010; Zhang, 2005). Boscolo y Vincent (2003) encontraron que el manejo especializado podría ser superior para la combinación de la conservación de la biodiversidad y la producción de madera con tasas de descuento bajas. Las unidades especializadas de manejo también podrían ser útiles para el manejo conjunto de la madera y los PFNM de *C. guianensis*. Otra opción es el manejo especializado basado en el conocimiento de los árboles individuales, sobre todo en las comunidades que tienen un buen conocimiento de las especies (y tal vez de los árboles individuales) y un bajo costo de oportunidad de la mano de obra (Boscolo y Vincent, 2003). Las comunidades podrían identificar los árboles que no deben ser talados debido a que producen grandes cantidades de semillas en forma constante o que no son aptos para cosechar la madera. Investigaciones sobre *Bertholletia excelsa* (Kainer *et al.*, 2007) y *Swietenia macrophylla* (Snook *et al.*, 2005) han documentado árboles individuales con una constante producción elevada de semillas, y también identifican los individuos que producen pocas o ninguna semilla, los cuales podrían ser destinados a la tala. Las observaciones de campo de *C. guianensis* en el lugar de estudio también indicaron un subconjunto de árboles con una producción baja de semillas a lo largo del tiempo. Una planificación del manejo de la madera que se dirija hacia la utilización de estos pobres productores de semillas es una forma de minimizar el impacto de la extracción de madera sobre el recurso semilla. Si bien este tipo de conocimiento especializado existe en las comunidades, los profesionales forestales y los administradores a menudo carecen en general de una visión multiuso y no están bien capacitados en cómo asociarse con las comunidades en las actividades de extracción forestal. Sin embargo, ya se ha iniciado en Brasil la iniciativa para capacitar a los forestales tropicales para reducir la brecha entre el uso de la madera y los PFNM, la ecología y el manejo (Pinto *et al.*, 2008; Shanley y Medina, 2005).

El manejo de las especies maderables para la extracción continua ha sido difícil en la cuenca del Amazonas (Zarin *et al.*, 2007). En la tala selectiva, las primeras cosechas

producen altos volúmenes de madera porque tienen lugar en bosques con un capital natural muy alto, sin tala previa. En consecuencia, las segundas cosechas no son tan rentables (Keller *et al.*, 2007; Macpherson, 2007), haciendo que el manejo a largo plazo sea poco atractivo, lo que conduce a la conversión de tierras para uso ganadero, y roza y quema para uso agrícola (Nepstad *et al.*, 2001, Veríssimo *et al.*, 1992), en ausencia de otros ingresos forestales entre ciclos de corta. Los resultados de este estudio sobre las ganancias combinadas de la extracción de semillas y madera de *C. guianensis* muestran una oportunidad económica que es sostenible en ciertos tipos de bosques. La combinación de la extracción de productos forestales no maderables con madera puede proporcionar un ingreso continuo mientras los bosques recuperan su volumen entre una extracción de madera y otra. Esta posibilidad de ingresos continuos es aún más importante si los ciclos de corta de madera actuales son insostenibles (Gardingen *et al.*, 2006) y los períodos de tiempo entre las cosechas aumenta, reduciendo aún más el valor previsto de las cosechas de madera en el futuro. Este estudio encontró que hubo ganancias tanto por la extracción de madera como por la extracción de semillas de *C. guianensis* para la producción de aceite con una prensa. No obstante, estos dos productos de una misma especie son solo un subconjunto del valor en efectivo y de subsistencia de un manejo forestal de uso múltiple, y es importante recordar que, a diferencia de los intereses forestales industriales, las comunidades no buscan exclusivamente la maximización de las ganancias, sino más bien integrar una serie mucho más compleja de valores forestales y socioculturales en sus decisiones de manejo forestal (Schmink, 2004). Por lo tanto, la integración de esta complejidad sociocultural con una combinación de fuentes de ingresos de *C. guianensis* y otros recursos pueden proporcionar una estrategia de manejo económicamente viable para las muchas partes de la Amazonía dominadas por pequeños productores. De hecho, este enfoque multiuso tal vez es necesario para que el manejo integral del bosque sea más competitivo frente a otros usos alternativos que favorecen menos a las comunidades y a la conservación.

Agradecimientos

Durante la preparación de este artículo, C. Klimas tuvo el apoyo del College of Agricultural and Life Sciences Research Assistantship de la Universidad de Florida (UF), una beca de la US Environmental Protection Agency Science to Achieve Results (STAR), del UF Working Forests in the Tropics Integrative Graduate Education and Research Traineeship (IGERT), y una Tropical Conservation and Development Graduate Assistantship. Proporcionaron financiación para la investigación y los viajes en Brasil: IGERT, Woods Hole Field Research Grant, Garden Club of America Caroline Thorn Kissel Summer Environmental Studies Scholarship, una beca de viaje del Institute of Food and Agricultural Sciences, Agricultural Women's Scholarship y el Explorer's Club. L. Fortini y D. Carter aportaron comentarios para mejorar el manuscrito. Los organismos de financiación no participaron en la escritura o en la presentación de este artículo. También queremos dar las gracias a dos revisores anónimos y a M. Guariguata por sus comentarios.

Referencias

- AIMEX, 2005. Estadísticas. Associação das Indústrias Exportadoras de Madeira do Estado do Pará. Disponible en: < <http://www.aimex.com.br> >
- Alavalapati, J., Zarin, D. J., 2004. Tropical working forests – for what and for whom? En: Zarin, D. J., Alavalapati, J. R. R., Putz, F. E., Schmink, M. (Eds.), Working forests in the Neotropics: conservation through sustainable management? Columbia University Press, Nueva York, pp. 279–289.
- Alencar, A. A. C., Solorzano, L. A., Nepstad, D. C., 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecol. Appl.* 14, S139–S149.
- Asner, G., Knapp, D., Broadbent, E., Oliveira, P., Keller, M., Silva, J., 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310, 480–482.
- Avocèvou-Ayisso, C., Sinsin, B., Adégbidi, A., Dossou, G., Van Damme, P., 2009. Sustainable use of non-timber forest products: Impact of fruit harvesting on *Pentadesma butyrace* regeneration and financial analysis of its products trade in Benin. *For. Ecol. Manag.* 257, 1930–1938.
- Bayma, M. M. A., Wadt, L. H. O., Pinho de Sá, C., Balzon, T. A., Sousa, M. M. M., 2008. Custo e Rentabilidade de Extração de Açaí em Áreas de Baixo na Reserva Extrativista Chico Mendes, Seringais Porvir, Filipinas, Etelvi, no Acre. Comunicado Técnico 170. Embrapa, Rio Branco, Brasil, pp. 1–6.
- Bazzaz, F. A., Pickett, S. T. A., 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 11, 287–310.
- Binkley, C. S., 1997. Preserving nature through intensive plantation forestry: the case of forestland allocation with illustrations from British Columbia. *For. Chron.* 73, 553–559.
- Boltz, F., Carter, D. R., Holmes, T. P., Pereira Jr., R., 2001. Financial returns under uncertainty for conventional and reduced-impact logging in permanent production forests of the Brazilian Amazon. *Ecol. Econ.* 39, 387–398.
- Boscolo, M., Buongiorno, J., 1997. Managing a tropical rainforest for timber, carbon storage, and tree diversity. *Commonw. For. Rev.* 76, 246–254.
- Boscolo, M., Vincent, J. R., 2003. Nonconvexities in the production of timber, biodiversity, and carbon sequestration. *J. Env. Econ. Manag.* 46, 251–268.
- Buongiorno, J., Gillies, J. K., 2000. *Decision Methods for Forest Resource Management*. Academic Press, Elsevier Science, San Diego, CA, 439 págs.
- Buongiorno, J. L., Peyron, F., François, Houllier, Bruciamacchie, M., 1995. Growth and management of mixed-species, uneven-aged forests in the French Jura: implications for economic returns and tree diversity. *For. Sci.* 41, 397–429.
- Caswell, H., 2001. *Matrix Population Models: Construction, Analysis and Interpretation*, Segunda ed.. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, MA, 722 págs.
- Chopra, K., 1993. The value of non-timber forest products: an estimation for tropical deciduous forests in India. *Econ. Bot.* 47, 251–257.
- Crowder, L. B., Crouse, D. T., Heppell, S. S., Martin, T. H., 1994. Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. *Ecol. Appl.* 4, 437–445.

- da Silva Dias, A., Campos, J. J., Villalobos, R., Louman, B., Gonçalves, L., 2002. Manejo forestal diversificado en una comunidad ribereña de la Amazonía brasileña: consideraciones sociales y silviculturales. *Revista Forestal Centroamericana* 38, 78–84.
- De Graaf, N. R., Poels, R. L. H., Van Rampaey, R. S. A. R., 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *For. Ecol. Manag.* 124, 123–135.
- Dekker, M., De Graaf, N. R., 2003. Pioneer and climax tree regeneration following selective logging with silviculture in Suriname. *For. Ecol. Manag.* 172, 183–190.
- D'Oliveira, M. V. N., 1994. Composição florística e potenciais madeireiro e extrativista em uma área de floresta no estado do Acre. *Boletim de Pesquisa* 9. Embrapa ISSN 0101-5516.
- Fearnside, P. M., 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conserv. Biol.* 19, 680–688.
- Gaoue, O. G., Ticktin, T., 2009. Fulani knowledge of the ecological impacts of *Khaya senegalensis* (Meliaceae) foliage harvest in Benin and its implications for sustainable harvest. *Econ. Bot.* 63, 256–270.
- García-Fernández, C., Ruiz-Pérez, M., Wunder, S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *For. Ecol. Manag.* 256, 1468–1476.
- Gardingen, P.R., van, Valle, D., Thompson, I., 2006. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brasil. *For. Ecol. Manag.* 231, 184–195.
- Gerwing, J. J., Johns, J. S., Vidal, E., 1996. Reducing waste during logging and log processing: Forest conservation in eastern Amazonia. *Unasylva* No. 187. Disponible en: < <http://www.fao.org/docrep/w2149e/w2149e05.htm> >.
- Guariguata, M. R., Cronkleton, P., Shanley, P., Taylor, P.L., 2008. The compatibility of timber and non-timber forest product extraction and management. *For. Ecol. Manag.* 256, 1477–1481.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forest: perspectives, challenges, and opportunities. *For. Ecol. Manag.* 259, 237–245.
- Guariguata, M. R., Sáenz, G.P., 2002. Post-logging acorn production and oak regeneration in a tropical montane forest, Costa Rica. *For. Ecol. Manag.* 167, 285–293.
- Guedes, M. C., Souto, É. B., Correa, C., Gomes, H. S. R., 2008. Produção de sementes e óleo de andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) em área de várzea do Amapá. En: Wadt, L. H. O. (Ed.), *Anais do 1º Seminário do Projeto Kamukaia. Manejo Sustentável de Produtos Florestais Não-madeireiros na Amazônia, Rio Branco, Acre.*
- Gunatilake, H. M., Senaratne, D. M. A. H., Abeygunawardena, P., 1993. Role of non-timber forest products in the economy of peripheral communities of Knuckles National Wilderness area of Sri Lanka: a farming systems approach. *Econ. Bot.* 47, 275–281.

- Hernández-Apolinar, M., Valverde, T., Purata, S., 2006. Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical tree used for folk woodcrafting in Southern Mexico: an evaluation of its management plan. *For. Ecol. Manag.* 223, 139–151.
- Herrero-Jáuregui, C., García-Fernández, C., Sist, P., Casado, M., 2009. Conflict of use for multi-purpose tree species in the state of Pará, eastern Amazonia. Brazil. *Biodivers. Conserv.* 18, 1019–1044.
- Holmes, T. P., Blate, G. M., Zweede, J. C., Perreira Jr., R., Barreto, P., Boltz, F., Bauch, R., 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *For. Ecol. Manag.* 163, 93–110.
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) 2008. Universidad Federal de Acre, Brasil. Disponible en: < <http://www.inmet.gov.br> >.
- Jacobson, M., 1998. Comparing values of timber production to agricultural crop production. University of Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences bulletin.
- Keller, M., Asner, G. P., Blate, G., McGlocklin, J., Merry, F., Peña-Claros, M., Zweede, J., 2007. Timber production in selectively logged tropical forests in South America. *Frontiers Ecol. Environ.* 5, 213–216.
- Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., Gomes-Silva, D. A. P., Capanu, M., 2006. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth, and crown attributes. *J. Trop. Ecol.* 22, 147–154.
- Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., Staudhammer, C. L., 2007. Explaining variation in Brazil nut fruit production. *For. Ecol. Manag.* 250, 244–255.
- Klimas, C. A., 2010. Modeling compatibility of timber and non-timber harvests off a multipurpose Amazonian species: assessing sustainability through ecological and economic analyses. Tesis doctoral, Universidad de Florida, Gainesville.
- Klimas, C. A., Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., 2007. Population structure of *Carapa guianensis* in two forest types in the southwestern Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manag.* 250, 256–265.
- Londres, M., 2004. Diagnóstico Participativo do Sistema Produtivo da Andiroba (*Carapa* sp.) e Estudo Botânico da Espécie, nas Comunidades São João do Jaburu e Fortaleza do Jaburu, Município de Gurupá, PA. Universidad de São Paulo, Piracicaba.
- Londres, M., 2009. Population structure and seed production of *Carapa guianensis* in three floodplain forest types of the Amazon estuary. Tesis de Máster, Universidad de Florida, Gainesville, FL. 56 págs.
- Mabberley, D. J., 1987. *The Plant Book. A Portable Dictionary of the Higher Plants.* Department of Plant Sciences, Universidad de Oxford, Cambridge University Press, Gran Bretaña.
- Macpherson, A.J., 2007. Following the rules: A bioeconomic policy simulation of a Brazilian forest concession. Tesis, Universidad de Florida, Gainesville, 192 págs.
- Marshall, E., Newton, A. C., Schreckenber, K., 2003. Commercialization of non-timber forest products: first steps in analysing the factors influencing success. *Int. For. Rev.* 5, 128–137.

- Martini, A. M. Z., Rosa, N. A., Uhl, C., 1994. An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Env. Conserv.* 21, 152–162.
- MATLAB, 2002. MATLAB. Version 6.5. The MathWorks, Natick, Massachusetts.
- McHargue, L. A., Hartshorn, G. S., 1983. *Carapa guianensis*. En: Janzen, D. H. (Ed.), *Costa Rican Natural History*. University of Chicago Press, Chicago, IL, pp. 206–207.
- Menton, M. C. S., Merry, F. D., Lawrence, A., Brown, N., 2009. Company-community logging contracts in Amazonian settlements: impacts on livelihoods and NTFP harvests. *Ecol. Soc.* 14, 39.
- Merry, F., Soares-Filho, B., Nepstad, D., Amacher, G., Rodrigues, H., 2009. Balancing conservation and economic sustainability: the future of the Amazon timber industry. *Environ. Manag.* 44, 395–407.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA), Ministerio de Desarrollo Agrario (MDA), Ministerio de Desarrollo Social y Alivio de la Pobreza (MDS). 2009. Plan Nacional para la Promoción de las Cadenas de Productos de la Sociobiodiversidad (Plano Nacional de Promoçãodas Cadeias de Produtos da Sociobiodiversidade). Brasília, Brasil, pp. 1–21.
- Morris, W. F., Doak, D. F., 2002. *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Morsello, C., 2006. Company-community non-timber forest product deals in the Brazilian Amazon: a review of opportunities and problems. *For. Policy Econ.* 8, 485–494.
- Nantel, P., Gagnon, G., Nault, A., 1996. Population viability analysis of American Ginseng and Wild Leek harvested in stochastic environments. *Conserv. Biol.* 10, 608–621.
- Nepstad, D., Carvalho, G., Barros, A. C., Alencar, A., Capobianco, J. P., Bishop, J., Moutinho, P., Lefebvre, P., Lopes Silva Jr., U., Prins, E., 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *For. Ecol. Manag.* 154, 395–407.
- Nepstad, D. C., Verissimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., Brooks, V., 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forest by logging and fire. *Ecol. Appl.* 5, 484–500.
- Olmsted, I., Alvarez-Buylla, E. R., 2002. Sustainable harvesting of tropical trees: Demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecol. Appl.* 5, 484–500.
- Padoch, C., 1988. Aguaje (*Mauritia flexuosa* L.f.) in the economy of Iquitos, Peru. *Adv. Econ. Bot.* 6, 214–224.
- Padoch, C., Pinedo Vásquez, M., 1996. Smallholder forest management: looking beyond non-timber forest products. En: Ruiz Pérez, M., Arnold, J. E. M. (Eds.), *Current Issues in Non-Timber Forest Products Research*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Panayotou, T., Aston, P. S., 1992. *Not by timber alone: economics and ecology for sustaining tropical forests*. Island Press, Washington.

- Pereira, D., Santos, D., Vedoveto, M., Guimarães, J., Veríssimo, A., 2010. Fatos Florestais da Amazônia 2010. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON). Belém, Brasil.
- Peres, C. A., Baider, C., Zuidema, P. A., Wadt, L. H. O., Kainer, K. A., Gomes-Silva, D. A. P., Salomão, R. P., Simões, L. L., Francisiosi, E. R. N., Valverde, F. C., Gribel, R., Shepard Jr., G. H., Kanashiro, M., Coventry, P., Yu, D. W., Watkinson, A. R., Freckleton, R. P., 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* 302, 2112–2114.
- Pinho de Sá, C., Bayma, M. M. A., Wadt, L. H. O., 2008. Coeficientes Técnicos, Custo e Rentabilidade para a Coleta de Castanha-do-brasil no Estado do Acre: Sistema de Produção Melhorado. Comunicado Técnico 168, pp. 1–4.
- Pinto, L. F. G., Shanley, P., Gomes, A. P. C., Robinson, D., 2008. Experience with NTFP certification in Brazil. *Forests, Trees and Livelihoods* 18, 37–54.
- Putz, F. E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *For. Ecol. Manag.* 256, 1427–1433.
- Ratsirarson, J., Silander, J.A., Richard, A.F., 1996. Conservation and management of a threatened Madagascar palm species, *Neodysis decaryi* Jumelle. *Conserv. Biol.* 10, 40–52.
- Resolución n°. 406. De 2 de febrero de 2009, Ministerio de Medio Ambiente, Consejo Nacional de Medio Ambiente, Brasil.
- Rodrigues, R. M., 1989. A Flora da Amazônia. CEJUPE, Utilidades industriais, Plantas Medicinais, Belém.
- Rodrigues, T. E., Silva, J. M. L., da Cordeiro, D. G., Gomes, T. C., de A Cardoso Júnior, E. Q., 2001. Caracterização e classificação dos solos do campo experimental da Embrapa, Acre, Rio Branco, Estado do Acre (Characterization and classification of soils at Embrapa Acre's experimental forest). Embrapa Amazônia Oriental, Belem, 45 p. (Embrapa Amazônia Oriental, Documentos, 122) (En português).
- Ros-Tonen, M. A. F., Andel, T. v., Morsello, C., Otsuki, K., Rosendo, S., Scholz, I., 2008. Forest-related partnerships in Brazilian Amazonia: there is more to sustainable forest management than reduced impact logging. *For. Ecol. Manag.* 256, 1482–1497.
- Salick, J., Mejia, A., Anderson, T., 1995. Non-timber forest products integrated with natural forest management. Rio San Juan, Nicaragua. *Ecol. Appl.* 5, 878–895. doi:10.2307/2269339.
- Scherr, S., White, A., Kaimowitz, D., 2003. Making markets work for communities. *Int. For. Rev.* 5, 67–73.
- Schmink, M., 2004. Communities, forests, markets, and conservation pp. 119–129. En: Zarin, D.J., Alavalapati, J. R. R., Putz, F. E., Schmink, M. (Eds.), *Working Forests in the Tropics: Conservation through Sustainable Use*. Columbia University Press, Nueva York.
- Segura, M., Kanninen, M., 2005. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. *Biotropica* 37, 2–8.

- Shanley, P., Luz, L., Swingland, I. A., 2002. The faint promise of a distant market: a survey of Belém's trade in non-timber forest products. *Biodivers. Conserv.* 11, 615–636.
- Shanley, P., Medina, G., 2005. *Fruitíferas e plantas úteis na vida Amazônica*. CIFOR, Amazon, Belém. 304 págs.
- Silva, J. N. M., De Carvalho, J. O. P., Lopes, J. D. A., De Almeida, B. F., Costa, D. H. M., De Oliveira, L. C., Vanclay, J. K., Skovsgaard, J. P., 1995. Growth and yield of a tropical rainforest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *For. Ecol. Manag.* 71, 267–274.
- Snook, L. K., 2000. Utilization and management of timber and non-timber forest resources in the forest Ejidos of Quintana Roo Mexico. Case studies on combined Timber-Non-timber management. FAO, Roma, Italia, pp. 6–15.
- Snook, L. K., Cámara-Cabrales, L., Kelty, M. J., 2005. Six years of fruit production by mahogany trees (*Swietenia macrophylla* King): patterns of variation and implications for sustainability. *For. Ecol. Manag.* 206, 221–235.
- Soehartono, T., Newton, A. C., 2001. Reproductive ecology of *Aquilaria* spp. in Indonesia. *For. Ecol. Manag.* 152, 59–71.
- Ticktin, T., 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *J. Appl. Ecol.* 41, 11–21.
- Tonini, H., Kaminski, P. E., Costa, P. da., Schwengber, L. A. M., P. da, Schwengber, L. A. M., 2008. Estrutura populacional e produção de Castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) e Andiroba (*Carapa* sp.) no sul do Estado de Roraima. En: Wadt, L. H. O. (Ed.), *Anais do 1º Seminário do Projeto Kamukaia. Manejo Sustentável de Produtos Florestais Não-madeireiros na Amazônia, Rio Branco, Acre*.
- Uhl, C., Clark, K., Dezzee, N., Maquirno, P., 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology* 69, 751–763.
- Valle, D., Phillips, P., Vidal, E., Schulze, M., Grogan, J., Sales, M., van Gardingen, P., 2007. Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. *For. Ecol. Manag.* 243, 187–198.
- Varghese, A., Ticktin, T., 2008. Regional variation in non-timber forest product harvest strategies, trade, and ecological impacts: the case of black dammar (*Canarium strictum* Roxb.). Use and conservation in the Nilgiri Biosphere Reserve, India. *Ecol. Soc.* 13:11. Disponible en: < <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art11/> >.
- Veríssimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R., Uhl, C., 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest use in an old Amazonian forest frontier: the case of Paragominas. *For. Ecol. Manag.* 55, 169–199.
- Vieira, S., Trumbore, S., Camargo, P. B., Selhorst, D., Chambers, J. Q., Higuchi, N., Martinelli, L. A., 2005. Slow growth rates of Amazonian trees: consequences for carbon cycling. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 102, 18502–18507.
- Vogt, W. P., 2005. *Dictionary of Statistics and Methodology: A Nontechnical Guide for the Social Sciences*. Sage Publications Inc., Londres. 355 págs.

- Whitmore, T. C., 1990. *An Introduction to Tropical Rain Forest*. Clarendon, Oxford, Inglaterra.
- Zarin, D. J., Schulze, M. D., Vidal, E., Lentini, M., 2007. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conserv. Biol.* 21, 916–925.
- Zhang, Y., 2005. Multiple-use forestry vs. Forestland-use specialization revisited. *For. Policy Econ.* 7, 143–156.



Implementación del manejo múltiple en bosques comunitarios ricos en castaña

Efectos del aprovechamiento de madera en la regeneración natural

Marlene Soriano^{1,2}, Karen A. Kainer^{2,3}, Christina L. Staudhammer², Eduardo Soriano⁴

Resumen

La expansión de la frontera maderera en la Amazonia occidental, donde la extracción de madera ha impulsado históricamente las economías regionales, brinda una oportunidad para analizar la práctica del manejo forestal de uso múltiple. En el norte de Bolivia, las familias aprovechan madera en sus bosques de titularidad comunitaria ricos en castaños (*Bertholletia excelsa*). En este estudio se examinan los efectos del aprovechamiento formal e informal de madera (con y sin planes de manejo aprobados por el gobierno) en el grado de perturbación del bosque y en la regeneración natural de *B. excelsa* y 10 especies maderables (individuos de menos de 10 cm de DAP). La densidad de regeneración de la *B. excelsa* 2–5 años después de los aprovechamientos de madera no difirió entre áreas no aprovechadas y aprovechadas (formal o informalmente); sin embargo, fue más alta en perturbaciones mayores (rodeos frente a pistas de arrastre), corroborando nuestra hipótesis de que la apertura del dosel influye en la densidad de regeneración natural. La regeneración de las dos especies maderables más importantes, *Swietenia macrophylla* y

1 Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Casilla No. 6204, Santa Cruz, Bolivia – msoriano@ibifbolivia.org.bo.

2 Facultad de Recursos Forestales y Conservación, P.O. Box 110410, Universidad de Florida, Gainesville, FL 32611, EE. UU.

3 Centro de Estudios Latinoamericanos, P.O. Box 115530, Universidad de Florida, Gainesville, FL 32611, EE. UU.

4 Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.

Amburana cearensis, fue muy escasa y solo donde se talaron árboles co-específicos, lo que sugiere que la recuperación de especies seleccionadas solo puede lograrse por medio de intervenciones silviculturales post-cosecha. En cambio, otras dos especies maderables de alto valor (*Cedrela odorata* y *Dipteryx odorata*) respondieron de forma más generalizada a las perturbaciones. Contrario a las expectativas y resultados obtenidos a escala industrial, el aprovechamiento formal causó mayor porcentaje de perturbación, aunque todavía a un nivel aceptable, que el aprovechamiento sin manejo ($10,6\% \pm 0,65$ vs. $6,9\% \pm 1,26$; $p = 0,047$). Los resultados demuestran que la regeneración de *B. excelsa* no se vio afectada por las bajas intensidades de aprovechamiento de madera, sugieren que el aprovechamiento conjunto de castaña y madera sería compatible. Sin embargo, cumplir con los requisitos legales ha sido problemático para muchos propietarios. La preparación de los planes de manejo exigidos por la legislación es difícil sin contar con apoyo externo, y los propietarios tratan de aprovechar madera durante varios años. Esta situación contrasta con el aprovechamiento formal que indirectamente implica la tala única de casi todos los fustes comerciales en las 200 ha de bosque que las familias dedican a la producción de madera. Por ello, la reconciliación de los requisitos legales con las condiciones de la comunidad es fundamental para el éxito a largo plazo del manejo forestal de uso múltiple.

1. Introducción

El manejo forestal de uso múltiple que integra el manejo de diferentes productos como la madera, los productos forestales no maderables (PFNM) y los servicios ambientales, es considerado como una alternativa que ofrece incentivos socioeconómicos para mantener los bosques tropicales en pie (Smith y Scherr, 2003, García-Fernández *et al.*, 2008, Guariguata *et al.*, 2010). El avance de la frontera maderera en la Amazonia occidental, donde el sector no maderable históricamente ha sido el eje de las economías regionales, ha atraído el interés de conservacionistas y responsables de la formulación de políticas hacia la implementación del manejo forestal de uso múltiple (MFUM) que combina productos maderables y no maderables en esta región (Guariguata *et al.*, 2008). En las últimas décadas, la castaña (*Bertholletia excelsa*: Lecythidaceae) ha surgido no solo como una especie económica vital para miles de habitantes del bosque y procesadores periurbanos peruanos, brasileños y bolivianos (Stoian, 2005), sino también como el eje de los esfuerzos de conservación, dado que se trata de la única nuez comercializada internacionalmente proveniente de los bosques tropicales (Ortiz, 2002). Y en Bolivia, este producto forestal no maderable tiene la característica de ser la especie forestal exportada más importante, representando el 39% (73 de los 187 millones de USD) de la economía forestal (Cámara Forestal de Bolivia, 2007). Sin embargo, así como las exportaciones de castaña crecen continuamente en Bolivia, también están aumentando las exportaciones de madera (Cámara Forestal de Bolivia, 2007), paralelamente a un incremento de la presión causada por el aprovechamiento en los bosques ricos en castaña (Cronkleton *et al.*, 2009).

El norte de Bolivia sirve como un nexo para estas interacciones entre la castaña y la madera, donde 245 comunidades campesinas y cinco comunidades indígenas tienen

título legal sobre unas 3,5 millones de hectáreas de bosque (Pacheco *et al.*, 2009). Este nivel de control comunitario sobre los recursos forestales se dio poco después de las grandes reformas de tenencia iniciadas con la Ley Nacional de Reforma Agraria de 1996. Como respuesta a una mayor presión de los movimientos sociales, el gobierno nacional emitió decretos que reconocieron los derechos comunitarios sobre vastas extensiones de áreas forestales (Cronkleton *et al.*, 2010). Aunque se otorgaron derechos legales a nivel comunitario, la superficie real del polígono comunitario fue determinada multiplicando la cantidad de familias que vivían en la comunidad por un lote de 500 ha para cada familia (Cronkleton *et al.*, 2010). Complementariamente, la Ley Forestal, “Ley 1700”, también aprobada en 1996 (Ley Forestal, 1996), reconoció por primera vez la legitimidad de las comunidades tradicionales a los derechos sobre la madera (Pacheco, 1998). Desde entonces, las comunidades en el norte de Bolivia tienen autoridad legal para participar en el manejo forestal de uso múltiple mediante la extracción de productos maderables y no maderables (MDS y VRNyMA, 2005; Superintendencia Forestal, 2008).

Sin embargo, en estas comunidades, la mayor parte de las decisiones referidas al uso del bosque se hacen a nivel de las 500 ha asignadas por familia, y muchas familias están optando por permitir la extracción de madera en sus bosques ricos en castaña (Guariguata *et al.*, 2008). ¿En qué medida pueden ser compatibles estas actividades? Guariguata *et al.* (2008) destacan las complementariedades favorables existentes entre ambas, como la separación temporal de la mano de obra durante el aprovechamiento de la castaña (época de lluvias) y la madera (época seca), la protección legal de *B. excelsa* de la tala de madera y el hecho de que los inventarios necesarios para el aprovechamiento autorizado de madera podrían simultáneamente incluir árboles de castaña. Asimismo, Guariguata *et al.* (2009) determinaron que el daño causado a los árboles de castaña por la extracción de madera de baja intensidad (unos 0,5 árboles/ha), utilizando directrices de aprovechamiento de impacto reducido (AIR), fue mínimo. Además de la aplicación de técnicas de AIR, las responsabilidades legales adicionales vinculadas con la extracción de madera incluyen el desarrollo de un plan general de manejo forestal (PGMF) y de planes operativos anuales (POA) aprobados por el gobierno. Dichos planes deben presentarse cada año de aprovechamiento para obtener permisos para la extracción de madera de un área particular, correspondiendo a un año particular especificado en el PGMF. Dentro de este marco legal, el periodo mínimo de rotación es de 20 años para el manejo de áreas forestales superiores a 200 ha, y es necesario elaborar planes de manejo para un solo evento de aprovechamiento en áreas inferiores a 200 ha (MDS y MA, 2000). Sin embargo, la mayor parte de empresas madereras, suscriben contratos con propietarios comunitarios para aprovechar la madera en áreas superiores a 200 ha, una superficie que se considera lo suficientemente grande como para que el manejo policíclico de madera sea rentable (Superintendencia Forestal, 2001). En cualquier caso, el PGMF debe cumplir el periodo mínimo de rotación de 20 años. Por lo tanto, se considera que la extracción de madera es “legal” con la aprobación formal de estos planes. No obstante, pocas comunidades y propietarios cuentan con la capacidad y el capital para cumplir estos requisitos legales (Martínez Montaña, 2008), y algunos dudan en comprometer toda su producción de madera de 200 ha en un solo evento de corta. Por ello, muchos suscriben acuerdos informales de extracción de madera con terceras

partes que pueden ser madereros a pequeña escala, empresas madereras establecidas legalmente o incluso miembros comunitarios. A diferencia de las restricciones relativas a la planificación y aprovechamiento que caracterizan a la extracción formal (legalmente aprobada) de múltiples especies de madera, las familias que practican la extracción ilegal a menudo prescinden del inventario formal y la planificación de caminos, optando en su lugar por abrir pequeños senderos para llegar a unos cuantos árboles de alto valor. Los madereros usan estos senderos para extraer la madera, ya sea en forma de cuarterones o como troncos encubiertos con documentación legal por una empresa maderera de un plan operativo anual forestal (POAF) aprobado separadamente con volúmenes inflados (Martínez Montaña, 2008; Superintendencia Forestal, 2007). Por lo tanto, si bien la combinación del aprovechamiento de madera y castaña en un esquema de manejo de bosque de uso múltiple parece prometedor, el cumplimiento de los requisitos legales ha sido todo un desafío. No obstante, la extracción de madera en bosques ricos en castaña está claramente en aumento a medida que las familias tratan de reducir su dependencia de la castaña, un producto cuyos precios fluctuantes están determinados por complejos mercados internacionales. Esta lógica parece razonable dado que un estudio reciente de 131 hogares en Pando encontró que tan solo la castaña había contribuido 43% a los ingresos totales del hogar (Duchelle *et al.*, 2011).

En este estudio nos centramos en el grado en que estas crecientes actividades de aprovechamiento de madera (tanto formales como informales) están afectando a las poblaciones de castaña de las comunidades del norte de Bolivia que dependen del bosque para su sustento. Concretamente, comprobamos empíricamente los efectos del aprovechamiento de madera, formal e informal, en la densidad tanto de nuevos individuos como aquellos sobrevivientes de castaña y 10 especies maderables (individuos con menos de 10 cm de DAP, denominados de aquí en adelante como regeneración). La castaña es el objeto central de nuestro estudio porque representa la actividad económica más importante para las comunidades locales y estas 10 especies maderables fueron seleccionadas basándonos en datos de las especies aprovechadas en todos los sitios de investigación. Nos centramos en esta primera parte del ciclo de vida de *B. excelsa* y otras especies porque la incorporación de una oferta constante de nuevos individuos en una población es básica para la supervivencia de esa población y representa la esencia del uso forestal sostenible (Peters, 1996). Además, por lo que sabemos, los efectos del aprovechamiento de madera en la regeneración de la castaña aún no han sido cuantificados. Debido a que se ha observado que *B. excelsa* responde favorablemente a las grandes intensidades de luz causadas por la agricultura rotatoria (Cotta *et al.*, 2008) y perturbaciones menores, como los claros del bosque (Myers *et al.*, 2000 y Zuidema y Boot, 2002), partimos de la hipótesis que las áreas aprovechadas (con y sin manejo) tendrían en general mayores densidades de regeneración que los bosques no aprovechados. Para poder evaluar mejor los cambios en el hábitat producto de estos dos tipos de aprovechamiento de madera, también diferenciamos entre pistas de arrastre, caminos, claros de corta y rodeos en sitios aprovechados formal e informalmente. A fin de explicar con más detalle algunos de los mecanismos de regeneración de *B. excelsa*, cuantificamos las siguientes variables dentro de cada tipo de perturbación: zonas centro y borde del área perturbada (referidas de aquí en adelante como micrositos), distancia

al árbol semillero co-específico potencial más cercano y apertura del dosel. El mismo ejercicio se llevó a cabo para 10 especies maderables.

Para entender mejor los impactos del aprovechamiento formal e informal a nivel del rodal, también comparamos la superficie del área aprovechada, el número de especies aprovechadas, la intensidad de aprovechamiento y el porcentaje del área perturbada a fin de complementar la información relativa a la regeneración. Al centrarse solo en algunas especies de alto valor, el aprovechamiento informal de madera puede disminuir rápidamente la población de las especies meta, ya que extrae inmediatamente adultos reproductivos y perjudica la regeneración futura (Schulze y Zweede, 2006). Debido a que las densidades co-específicas de la mayor parte de especies tropicales son extremadamente bajas (Peters, 1996), este tipo de aprovechamiento informal y selectivo aumenta el área de aprovechamiento operativa necesaria para satisfacer las demandas de mercado de estas especies, lo que resulta en menores intensidades de aprovechamiento de madera (Grogan *et al.*, 2008). Algunos estudios que han examinado las operaciones de aprovechamiento de madera a gran escala han demostrado que el aprovechamiento de impacto reducido, como el requerido para el aprovechamiento formal de madera en Bolivia, puede minimizar el daño residual hasta en un 50% en comparación con el aprovechamiento informal (o ilegal) (Johns *et al.*, 1996, Pinard y Putz, 1996 y Sist *et al.*, 1998). Por lo tanto, partimos de la hipótesis de que el aprovechamiento informal causaría mayor perturbación, y reduciría la abundancia y diversidad de la especie, pero que también podría ocurrir a intensidades de aprovechamiento menores que las del aprovechamiento formal en los bosques comunitarios en el norte de Bolivia.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en tierras comunitarias en el municipio de Filadelfia, ubicado en la parte occidental del departamento de Pando en el norte de Bolivia. La precipitación media anual alcanza 1700–2000 mm, tiene una temperatura media de 26 °C y un periodo seco de tres meses (Mostacedo *et al.*, 2006). Los suelos se clasifican como ferrasoles (u oxisoles), con baja fertilidad y una alta concentración de aluminio. Hay una gran diversidad y abundancia de especies arbóreas, entre 52 y 122/ha, y entre 544 y 627 individuos/ha, respectivamente (igual o mayor de 10 cm de DAP) (Mostacedo *et al.*, 2006). En comparación con los países vecinos de Brasil y Perú, la deforestación en Pando continúa siendo baja debido al aislamiento histórico con respecto al resto del país y a sus bosques ricos en PFNM (Pacheco, 1998 y Duchelle, 2009). Las comunidades de Pando empezaron a adoptar planes de manejo forestal en el año 2005 y, para el 2006, aproximadamente 16 comunidades tenían planes de manejo legalmente aprobados (Benneker, 2008). Si bien esta tendencia creciente a participar en el aprovechamiento formal de madera continúa con el apoyo de ONG y en coordinación con empresas madereras, muchas comunidades han empezado a rechazar el manejo formal en sus tierras por varias razones (como que no se obtuvieron los beneficios esperados, o los propietarios de tierras percibían que los bosques bajo manejo formal no producían mejores resultados

que los bosques sin manejo formal) (Benneker, 2006). Debido a estas limitaciones, el manejo informal ha aumentado considerablemente en la provincia de Filadelfia. En Bolivia, una parte importante de los troncos obtenidos en sitios aprovechados informalmente se combinan con madera extraída legalmente para cumplir con el cupo de madera autorizado para las áreas manejadas (Pacheco *et al.*, 2009). Además, debido a la cercanía con el Perú, los troncos también cruzan la frontera y se subsumen en el mercado peruano. La existencia del aprovechamiento formal e informal de madera en los bosques ricos en castaña de Filadelfia lo convierte en un lugar ideal para esta investigación.

2.2. Recolección de datos de campo

El trabajo de campo se llevó a cabo en seis sitios con bosques ricos en castaña (dos aprovechados formalmente y cuatro informalmente) en tres comunidades. Los sitios potenciales se seleccionaron según las necesidades de investigación. Luego se eligieron sitios específicos siguiendo criterios establecidos para el tiempo transcurrido desde el último aprovechamiento de madera (Cuadro 1) y la voluntad de los propietarios de tierra de colaborar con el estudio. Estos dos últimos criterios permitieron reducir el número de sitios potenciales a los sitios elegidos, los que se consideraron representativos de familias y comunidades que habían recolectado castaña durante varias décadas en Pando y que ahora estaban incursionando en el aprovechamiento de madera. Cada sitio aprovechado era espacialmente independiente de los otros, excepto uno en donde tanto los sitios aprovechados formal como informalmente se superponían, pero los efectos de cada tipo de aprovechamiento de madera podían ser diferenciados. Según nuestras observaciones en el campo, las densidades de *B. excelsa* fueron similares en todos los sitios. Mientras que las castañas de todos los sitios de estudio se recolectaban anualmente, en general a diario durante la época principal de producción entre enero y marzo (Duchelle *et al.*, 2011), el aprovechamiento de madera solo se llevó a cabo una vez dentro de cada área de la muestra, 2–5 años antes de la recolección de datos. Las diferencias en los números de años desde el último aprovechamiento fueron similares en los dos tipos de aprovechamiento de madera, lo que legitimó la comparación entre sitios (véase Cuadro 1). Además, a excepción del sitio más alejado, todos los sitios eran visitados con frecuencia para llevar a cabo actividades de caza de subsistencia.

Todos los tipos de perturbaciones causadas por la extracción de madera dentro de los lugares aprovechados se pudieron distinguir y mapear fácilmente utilizando un sistema de posicionamiento global (Venture HC Garmin). Para calcular la longitud de los caminos y las pistas de arrastre se utilizó el programa MapSource de Garmin. Los sitios de aprovechamiento de madera formales tenían un área definida antes del aprovechamiento como requisito para cumplir con los criterios de manejo forestal exigidos por la Ley Forestal de Bolivia. En cambio, las áreas de aprovechamiento de madera informales no la tenían. Para delimitar estas áreas mal definidas, se usaron observaciones de terreno e imagen satelital (Google EARTH PRO) a fin de identificar primero el grado y ubicación de las perturbaciones provocadas por el aprovechamiento de madera como las pistas de arrastre, los caminos, los claros de corta y los patios de acopio. En segundo lugar, usando tanto mapas como inspección sobre el terreno, se observó que las características naturales

Cuadro 1. Características del rodal en sitios de aprovechamiento formales e informales

Tipo de aprovechamiento	Sitio	Año	Maquinaria de aprovechamiento	No. de especies aprovechadas (EE)	Área aprovechada ha (EE)	Intensidad de aprovechamiento (EE)		% Área perturbada (EE)
						Árboles/ha	m3/ha	
Formal	A	2007	Esquider	7	225,6	0,28	1,6	11,2
	B	2004	Buldócer	10	203,8	0,28	1,9	9,9
Media	2	8,5 (1,5)			214,7 (10,9)	0,28 (0,0)	1,8 (0,15)	10,6 (0,65)
Informal	A	2007	4x4	4	271,0	0,13	1,3	5,3
	B	2005	Esquider	5	153,6	0,25	1,2	7,2
	C	2007	Esquider	1	25,6	0,27	1,4	6,1
	D	2006	Esquider	3	32,0	0,31	2,5	9,1
Media	4	3,3 (0,85)			120,5 (58,15)	0,24 (0,04)	1,6 (0,30)	6,9 (1,26)
Pr (<0.05)	valor de prueba de una cola	0,0468*			0,1879	0,1845	0,4857	0,0468*

* Diferencias significativas en valores $p \leq 0.05$, usando la aproximación normal para el test de Wilcoxon para muestras apareadas.
EE= error estándar.

como humedales, ríos y/o pendientes definían los límites de los sitios de aprovechamiento de madera. Luego se integró la información de la perturbación provocada por el aprovechamiento de madera con la información sobre las características naturales para definir los límites aproximados de los sitios aprovechados informalmente. Para comprobar la veracidad de este método de delimitación, se utilizó el mismo procedimiento en áreas de aprovechamiento formal y se encontró que el área resultante usando este método se diferenciaba en menos del 1% del área original predeterminada en el plan de manejo forestal. Este resultado confirmó que la metodología de definición de límites era realista y fiable para determinar el grado de perturbación por hectárea.

Para poder comparar las diferencias en las densidades de regeneración entre los sitios no aprovechados, aprovechados formalmente y aprovechados informalmente, se establecieron 7-10 parcelas en cada tipo de perturbación (pistas de arrastre, caminos, claros de corta y rodeos) dentro de cada sitio de aprovechamiento de madera, formal e informal, y 9-10 parcelas dentro áreas no aprovechadas cercanas a cada sitio aprovechado. En total fueron 203 parcelas distribuidas de la siguiente manera en cada tipo de perturbación (sitios de aprovechamiento de madera formales e informales): 40 en pistas de arrastre (10 formales, 30 informales), 39 en caminos (19 formales, 20 informales), 57 en claros de corta (21 formales y 36 informales), 10 en rodeos (seis formales, cuatro informales) y 57 parcelas en áreas no aprovechadas (20 formales, 37 informales). Los claros de corta fueron elegidos aleatoriamente en cada sitio, cuya superficie variaba en función del grado de la perturbación causada por el árbol aprovechado. Las parcelas en las pistas de arrastre y los caminos se establecieron sistemáticamente cada 25 m a lo largo de estos tipos de perturbación; las parcelas tenían 25 m de longitud y el ancho se determinó según el tipo de perturbación. Se crearon parcelas en todos los patios de acopio, variando la superficie de la parcela en función de su tamaño. Las 9-10 parcelas en áreas no aprovechadas se ubicaron en una dirección aleatoria generalmente desde cada claro de corta muestreado. Las parcelas en áreas no aprovechadas medían 25 × 25 m y siempre estaban ubicadas por lo menos a 50 m de cualquier perturbación causada por el aprovechamiento.

Para medir el grado de perturbación en cada parcela, se extendió una cinta métrica por el eje más largo de cada tipo de perturbación, marcando cada 5 m a lo largo de ese eje. Luego se midió la distancia perpendicular desde cada uno de estos puntos marcados, colocando una bandera al borde del límite de la perturbación (Contreras *et al.*, 2001). La superficie total de cada tipo de perturbación incluía no solo el área central perturbada sino también el borde que se extendía de 2 (pistas de arrastre y caminos) a 3 m (claros de corta y rodeos) en el bosque. La zona central fue definida por el borde de la apertura superior del dosel, y el borde fue definido como el área detrás de este punto donde penetraba indirectamente algo de luz al borde del bosque por el aprovechamiento. Los bordes fueron también distinguibles del área de bosque no perturbado por la presencia de restos leñosos causados tanto por la caída del árbol aprovechado como por la manipulación de la maquinaria.

Para calcular el área total (centro + borde) de cada claro y patio de acopio, seguimos el método utilizado por Contreras *et al.* (2001), dividiendo toda el área en dos subáreas (A1 y A2) a cada lado del eje central:

$$A1 = d \times [((d_{\text{izquierda } 1} + d_{\text{izquierda } n})/2) + d_{\text{izquierda } 2} + d_{\text{izquierda } 3} + \dots + d_{\text{izquierda } n-1}] \quad (1)$$

$$A1 = d \times [((d_{\text{derecha } 1} + d_{\text{derecha } n})/2) + d_{\text{derecha } 2} + d_{\text{derecha } 3} + \dots + d_{\text{derecha } n-1}] \quad (2)$$

donde: d = intervalo de distancia a lo largo del eje central más largo entre dos distancias perpendiculares, $d_{\text{izquierda}}$ = distancia desde el eje central hasta el lado izquierdo del área perturbada, d_{derecha} = distancia desde el eje central hasta el lado derecho del área perturbada, n = número de líneas perpendiculares ubicadas cada 5 m a lo largo del eje central.

Luego se midió la apertura relativa del dosel del área central perturbada con un densímetro cóncavo a 1 m de altura (Lemon, 1957). La ubicación exacta de estas mediciones varió en función del tipo de perturbación, y se promediaron las mediciones para obtener el porcentaje medio de la apertura del dosel por parcela. Por ejemplo, en los claros de corta, se tomaron medidas en el tocón, el tronco y la zona de la copa del árbol talado. En las pistas de arrastre y los caminos, se midió a los 5 y 20 m a lo largo del eje central de 25 m. En los patios de acopio, tomamos una medida en la parte media del eje central.

En cada parcela se contó toda la regeneración de *B. excelsa* y las 10 especies maderables. Todas las especies maderables examinadas se aprovecharon en los sitios de estudio; solo la cantidad de especies aprovechadas en cada sitio fue diferente. Se registró la ubicación del micrositio (centro o borde) para cada individuo. Para evaluar si la distancia al árbol semillero potencial afectaba las densidades de regeneración, se buscaron árboles semilleros potenciales hasta 50 m del borde de la parcela utilizando el método de Cotta *et al.* (2008) para la dispersión máxima de semillas de *B. excelsa*. Esta distancia se utilizó para todas las especies. En el caso de *B. excelsa*, se registró la distancia a los árboles semilleros potenciales más cercanos (aquellos iguales o mayores de 40 cm de DAP) y su DAP en todas las 203 parcelas, sin importar si se encontró regeneración de la especie en la parcela o no. El tamaño estimado del árbol semillero potencial de DAP ≥ 40 cm para *B. excelsa* se adaptó de Kainer *et al.* (2007). En el caso de todas las otras especies, la distancia al árbol semillero potencial más cercano y su DAP se registraron solo cuando los individuos de una especie particular se encontraban en la parcela. Por ello, solo se estimó la influencia del árbol semillero en estas otras especies en *presencia* de la regeneración de una especie particular. Finalmente, se consideraron como árboles semilleros potenciales de esta especie aquellos con DAP ≥ 20 cm, aplicando un diámetro estandarizado que se asemeja al de la mayor parte de especies arbóreas amazónicas cuando empiezan a fructificar (Van Rheenen, 2005).

2.3. Análisis de datos

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software SAS (Versión 9.2), y las diferencias se consideraron significativas para valores $p \leq 0,05$. Debido a que los tamaños de la muestra para determinar las diferencias en el grado de perturbación entre los tipos de aprovechamiento (dos formales y cuatro informales) eran pequeños, se utilizó el test no paramétrico de Wilcoxon para muestras apareadas con el objetivo de comprobar las

diferencias entre las áreas aprovechadas, la cantidad de árboles y especies aprovechadas, las intensidades de extracción (árboles/ha y m³/ha) y el porcentaje de área perturbada.

Se estimó un modelo mixto lineal generalizado con el procedimiento PROC GLIMMIX de SAS para predecir las densidades de regeneración por especie como una función del tipo de aprovechamiento, la distancia al árbol semillero potencial más cercano, el tipo de perturbación y el micrositio. Sin embargo, debido a las bajas abundancias de algunas especies, solo se pudo estimar el modelo para 8 de las 11 especies examinadas (*B. excelsa* y siete especies maderables). La variable de respuesta “densidad de regeneración” (número de nuevos individuos y sobrevivientes luego del aprovechamiento de madera) se determinó mediante la distribución de Poisson, usando el logaritmo natural de la superficie de la parcela como factor de compensación para reflejar adecuadamente las diferencias en el tamaño de las parcelas. Para evitar los problemas estadísticos vinculados con la sobredispersión debido a la abundancia de frutos, se truncó la densidad de regeneración de *Astronium lecontei* en 1000 individuos. También se generó y ajustó la media de mínimos cuadrados usando el método Scheffe para hacer comparaciones múltiples entre tipos de aprovechamiento, tipos de perturbación, micrositios y clases de distancia al árbol semillero potencial más cercano.

Se utilizaron tres modelos para explicar la densidad de regeneración de *B. excelsa*. El modelo 1 probó si tres tratamientos de aprovechamiento (no aprovechado, aprovechado formalmente y aprovechado informalmente), la apertura del dosel y/o la distancia al árbol semillero potencial más cercano podían representar factores que explicaran las densidades de regeneración de *B. excelsa* ($N = 196$ parcelas). Para fines analíticos, las distancias a los árboles semilleros potenciales más cercanos se clasificaron en siete clases. La primera clase fue para árboles encontrados dentro de la parcela; cinco clases representaron intervalos secuenciales de 10 m de la parcela, y la sexta clase fue designada para distancias superiores a 50 m del límite de cada parcela. El modelo 2 exploró los efectos del tipo de perturbación causada por la extracción de madera (claros de corta, pistas de arrastre, caminos y rodeos) en la regeneración de *B. excelsa* y, por ello, excluyó parcelas en sitios no aprovechados ($N = 143$). Finalmente, el modelo 3 solo usó aquellas parcelas donde había individuos de *B. excelsa* ($N = 49$) para explorar si el micrositio representaba un factor que permitía explicar las densidades de *B. excelsa* (Cuadro 2).

Se usaron métodos similares así como la lógica descrita anteriormente para el caso de *B. excelsa* para modelar las densidades de regeneración de las otras especies. Debido a que la distancia al árbol semillero potencial más cercano para las otras especies solo se registró cuando los individuos de esa especie se encontraban en una parcela particular, también se estimó un modelo más básico (Modelo 0). El modelo 0 solo utilizó dos variables: tratamientos de aprovechamiento y la apertura del dosel, para observar las diferencias entre los tratamientos de aprovechamiento empleando un tamaño mayor de muestra (195-196 parcelas, según la especie). Los modelos 1 y 3, que usaron el árbol semillero potencial como una variable explicativa, consideraron a las especies aprovechadas como un árbol semillero potencial para individuos encontrados dentro de los claros de corta examinados. Se utilizó la prueba de distribución estadística chi-cuadrado y el grado de libertad (GL) para evaluar si el modelo se ajustaba a los datos o no. Un valor cercano

a uno indica que la variabilidad en los datos ha sido apropiadamente modelada y que no hay sobredispersión de residuos. En el caso de algunas especies, (*Cedrela odorata*, *Hymenaea parvilofia* y *Mezilaurus itauba*), el Modelo 3 presentó estadísticas chi-cuadrado/GL ligeramente mayores, sugiriendo que el modelo no se ajustaba bien a los datos. Sin embargo, los modelos alternativos al modelo 3 no mejoraron las estadísticas y, aunque los residuos indicaron una ausencia de heterocedasticidad, los resultados deberían ser tomados en cuenta de forma conservadora. Los efectos del aprovechamiento formal e informal en la densidad de la regeneración de tres especies maderables co-específicas, así como el nivel relativo de abundancia de las especies estudiadas en las 203 parcelas se comparó usando estadísticas descriptivas en Microsoft® Office Excel 2007.

3. Resultados

3.1. Respuestas al aprovechamiento formal e informal

A pesar de no haberse encontrado diferencias entre las intensidades de aprovechamiento, tanto formal como informal (0,28 vs. 0,24 árboles/ha, $p = 0,184$; 1,8 vs. 1,6 m/ha, $p = 0,486$), el aprovechamiento formal ocasionó que la cantidad de especies aprovechadas fuera mayor en un sitio de aprovechamiento determinado ($61 \pm 3,0$ EE vs. $23 \pm 8,4$ EE; $p = 0,047$) y causó mayor porcentaje del área de perturbación ($10,6\% \pm 0,6$ EE vs. $6,9\% \pm 1,26$ EE; $p = 0,047$) que el aprovechamiento informal (Cuadro 1).

3.2. Patrones de regeneración de la castaña

La abundancia relativa de la regeneración de *B. excelsa* (individuos con menos de 10 cm de DAP) fue muy baja en comparación con un grupo de doce especies (0,67%) (Figura 1). Las densidades de regeneración no se diferenciaron entre los tipos de aprovechamiento ($3,9 \pm 1,3$ individuos/ha en sitios no aprovechados, $7,6 \pm 1,7$ individuos/ha en sitios de aprovechamiento formal y $5,8 \pm 1,2$ individuos/ha en sitios de aprovechamiento informal, respectivamente; $p = 0,315$) (Figura 2; Cuadro 2) ni entre la distancia a los árboles semilleros potenciales ($p = 0,477$) (Figura 5; Cuadro 2). Sin embargo, se observaron diferencias entre los tipos de perturbación ($p = 0,027$) (Cuadro 2). Específicamente, la regeneración en los patios de acopio ($15,1 \pm 7,2$ individuos/ha) fue considerablemente mayor que en las pistas de arrastre ($2,9 \pm 1,2$ individuos/ha) (Figura 3). Las diferencias entre microsítios (centro vs. borde del área perturbada) se observaron para todas las especies, excepto *B. excelsa* ($14,6 \pm 3,0$ vs $17,1 \pm 3,4$ individuos/ha; $p = 0,444$) (Figura 4; Cuadro 2).

3.3. El proceso de regeneración de las especies madereras

A.lecontei (30%), *C. odorata* (15%) y *M. itauba* (13%) presentaron la mayor densidad de regeneración en todas las parcelas estudiadas (no aprovechadas y aprovechadas formal e informalmente) y en todos los tipos de perturbación (Figura 1). En cambio, fue menos frecuente la presencia de individuos de *Amburana cearensis* y *Swietenia macrophylla*, representando solo el 0,04% y 0,21% de las 12 especies estudiadas respectivamente

Cuadro 2. Mejores modelos para explicar la densidad de individuos menores a 10 cm de DAP de *B. excelsa* y siete especies maderables. Se utilizaron diferentes modelos para maximizar el número de observaciones en el esquema de muestreo utilizado. Los modelos 0 y 1 fueron testeados para determinar si las densidades de regeneración se diferenciaban entre los tratamientos de aprovechamiento (sin aprovechar, aprovechado formalmente y aprovechado informalmente) y la distancia a los árboles semilleros potenciales más cercanos respectivamente. Los modelos 2 y 3 excluyeron las parcelas no aprovechadas para testear si las intensidades se diferenciaban entre tipos de perturbación (pistas de arrastre, caminos, claros de corta y rodeos) y micro-sitios (centro y borde de las perturbaciones). El modelo 3 incluyó solo parcelas donde se encontró la regeneración de la especie estudiada.

Especie	Modelo	No. de parcelas	Log-likelihood	Chi-cuadrado	Valores p para efectos fijos			Distancia a árbol semillero
					Apertura del dosel	Tratamiento de aprovechamiento	Tipo de perturbación	
Especie PFNM								
<i>B. excelsa</i>	1	196	762,69	0,69	0,0009*	0,3146		0,4768
	2	143	544,88	0,71	0,0911	0,5536	0,0272*	
	3	49	319,46	1,25	0,1430	0,8210	0,7832	0,4443
Especie maderable								
<i>A. vargasii</i>	0	196	724,65	0,99	0,0038*	0,4257		
	1	153	481,60	0,95	0,0926	0,9817		0,0238*
	2	143	525,89	0,95	0,2545	0,4685	<,0001*	
<i>A. lecontei</i>	3	109	874,89	2,02	0,0843	0,6277	0,362	<,0001*
	0	195	790,85	0,89	0,4892	0,0448*		0,0630
	1	100	300,02	0,90	0,2990	0,0277*		0,0013*
<i>C. odorata</i>	2	142	581,40	0,92	0,6629	0,2927	0,1930	
	3	80	599,28	1,69	0,8357	0,1360	0,8307	<,0001*
	0	195	791,56	0,87	<,0001*	0,0014*		0,0070*
	1	114	368,50	0,93	<,0001*	0,1886		0,0033*
	2	142	560,42	0,94	<,0001*	0,1363	0,3227	
	3	102	1009,87	2,95	0,0083*	0,7126	0,6921	<,0001*

continúa en la página siguiente

Cuadro 2. Continúado

Especie	Modelo	No. de parcelas	Log-likelihood	Chi-cuadrado	Valores p para efectos fijos				
					Apertura del dosel	Tratamiento de aprovechamiento	Tipo de perturbación	Micro-sito	Distancia a árbol semillero
<i>D. odorata</i>	0	196	888,19	0,74	<,0001*	0,0302*			
	1	66	202,05	0,91	0,0004*	0,0129*			0,0144*
	2	143	621,01	0,83	0,0141*	0,7204	0,0016*		
	3	59	469,59	1,87	0,0437*	0,0143*	0,0548	<,0001*	0,3641
<i>H. parvifolia</i>	0	196	858,95	0,80	0,9772	0,7283			
	1	80	238,44	0,80	0,2780	0,2582			<,0001*
	2	143	618,66	0,74	0,0020*	0,5707	<,0001*		
	3	57	604,26	2,80	0,2467	0,4041	0,3151	<,0001*	0,3672
<i>M. itauba</i>	0	196	616,92	1,03	<,0001*	0,0169*			
	2	143	425,53	1,00	0,9570	0,0013*	<,0001*		
	3	125	924,71	2,19	0,0016*	0,0076*	<,0001*	<,0001*	0,7997
<i>T. impetiginosa</i>	0	196	906,66	0,49	0,0488*	0,0311*			
	1	34	82,18	0,76	0,4015	0,9708			0,0009*
	2	143	667,52	0,49	0,5008	0,0063*	0,0399*		
	3	28	218,55	1,74	0,6567	0,4835	0,0689	<,0001*	0,0006*

* Diferencias significativas en valores p ≤ 0.05.

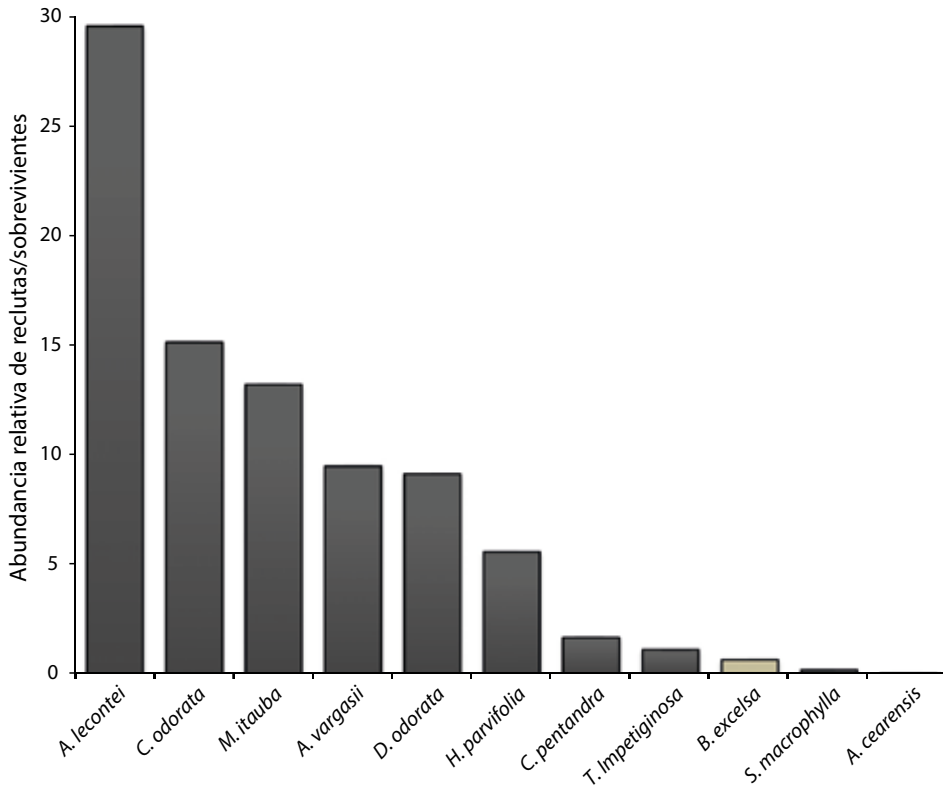


Figura 1. Abundancia relativa de individuos ≤ 10 cm de DAP en seis sitios aprovechados y todos los tipos de perturbación causada por el aprovechamiento por especie. Las especies maderables se presentan en las barras oscuras y *Bertholletia excelsa* (castaña) se presenta en la barra de color claro.

(Figura 1) y habiéndoselas encontrado en claros de corta, donde se aprovecharon árboles co-específicos.

Cuando se compararon las densidades de regeneración entre los tratamientos de aprovechamiento, solo las densidades de tres especies variaron entre sitios no aprovechados y aprovechados formalmente: *C. odorata* ($8,6 \pm 2,9$ vs. $39,8 \pm 9,3$ individuos/ha; $p = 0,001$) y *Dipteryx odorata* ($3 \pm 1,4$ vs $14,1 \pm 4,4$ individuos/ha; $p = 0,030$) presentaron mayores densidades en sitios aprovechados formalmente, mientras que la especie *M. itauba* presentó mayores densidades en sitios no aprovechados ($114 \pm 18,5$ vs. $60,4 \pm 9,5$ individuos/ha; $p = 0,017$) (Figura 2; Cuadro 2). En los tres casos, las densidades no variaron entre sitios aprovechados formal o informalmente (Figura 2).

Algunas especies presentaron diferencias en las densidades de regeneración según la perturbación causada por el aprovechamiento forestal (Figura 3; Cuadro 2). *Aspidosperma*

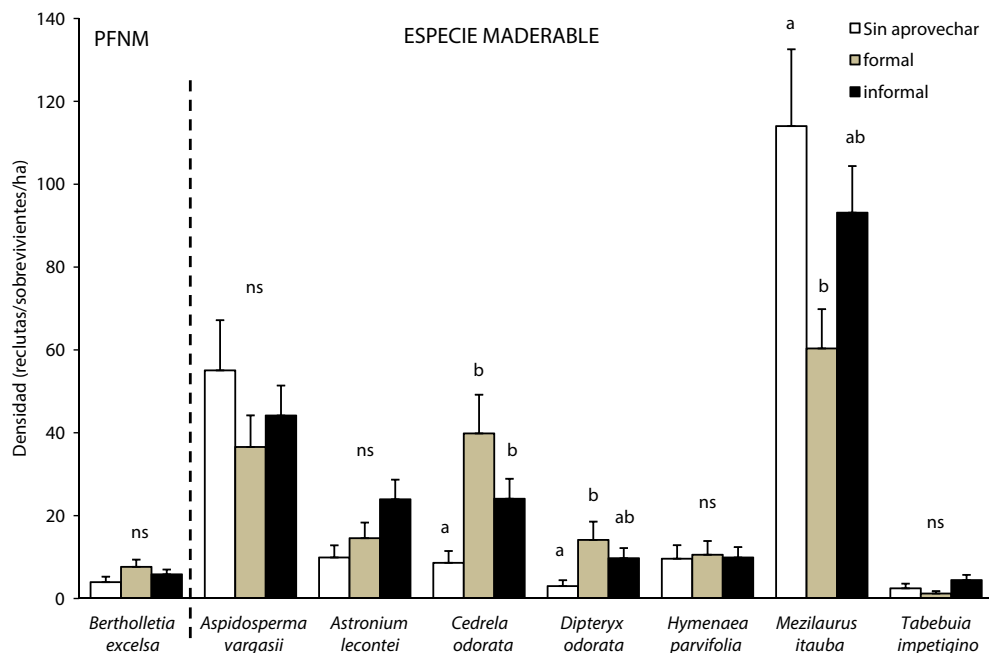


Figura 2. Densidad de individuos ≤ 10 cm de DAP en bosques no aprovechados, sitios aprovechados formalmente y sitios aprovechados informalmente. Las letras diferentes representan diferencias estadísticas en valores $p \leq 0.05$; "ns" se refiere a diferencia no significativa.

vargasii presentó menores densidades en pistas de arrastre ($31,1 \pm 8,4$ individuos/ha) y caminos ($15,7 \pm 4,3$ individuos/ha) que en los claros de corta ($84,2 \pm 16,6$ individuos/ha) ($p \leq 0,0001$). *D. odorata* presentó densidades más altas en los patios de acopio ($198,1 \pm 136,7$ individuos/ha) que en las pistas de arrastre ($7 \pm 3,1$ individuos/ha), caminos ($10,4 \pm 3,9$ individuos/ha) y claros de corta ($17,1 \pm 5,1$ individuos/ha) ($p = 0,002$). Sin embargo, se observaron mayores densidades de regeneración de la especie *H. parvifolia* en claros ($24,2 \pm 6,7$ individuos/ha) y patios ($103,7 \pm 70,7$ individuos/ha) que en pistas de arrastre ($2,7 \pm 1,2$ individuos/ha) y caminos ($2,9 \pm 1,3$ individuos/ha) ($p \leq 0,0001$). Igualmente, *M. itauba* presentó mayores densidades en claros ($173,2 \pm 23,2$ individuos/ha) y patios ($227,8 \pm 78,1$ /ha) que en pistas de arrastre ($36,2 \pm 6,9$ individuos/ha) y caminos ($40,2 \pm 7,2$ individuos/ha) ($p \leq 0,0001$).

En cuanto a las preferencias de micrositios para la regeneración, la densidad de todas las especies fue mayor en el centro que en el borde de las áreas perturbadas ($p \leq 0,05$) (Figura 4; Cuadro 2). La densidad de los nuevos individuos de *A. vargasii* ($p = 0,024$), *A. Lecontei* ($p = 0,001$), *C. odorata* ($p = 0,003$), *D. odorata* ($p = 0,014$), *H. parvifolia* ($p < 0,0001$) y *Tabebuia impetiginosa* ($p = 0,001$) se diferenciaron en función de la distancia al árbol semillero potencial más cercano (Cuadro 2). Las densidades fueron mayores en distancias cortas y fueron disminuyendo gradualmente en distancias mayores (Figura 5).

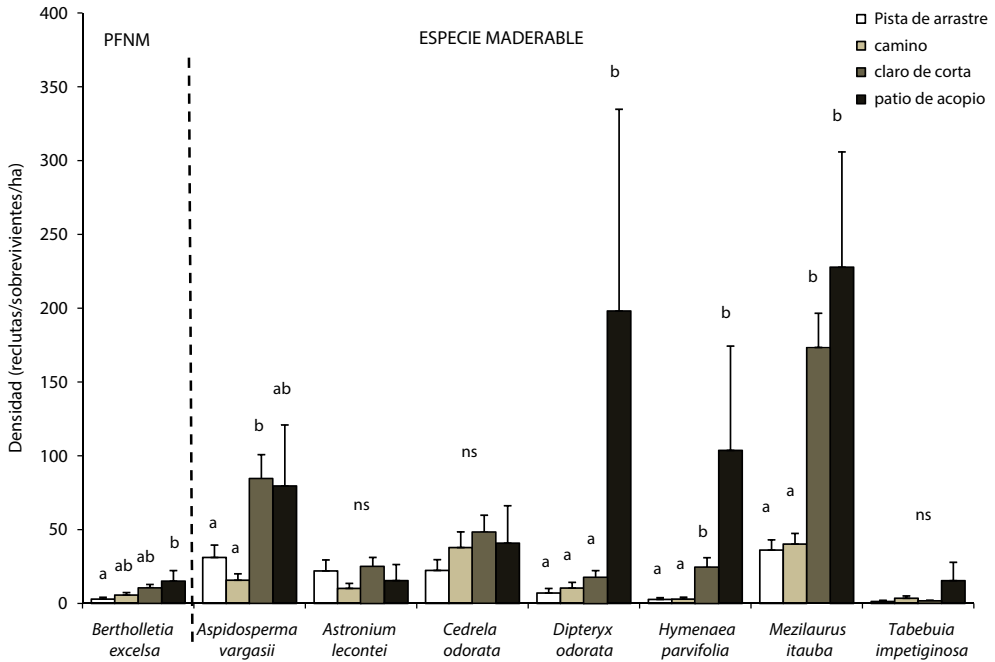


Figura 3. Densidad de individuos ≤ 10 cm DAP por especie y tipo de perturbación. Las diferentes letras representan diferencias estadísticas en valores $p \leq 0.05$; "ns" se refiere a diferencia no significativa.

Se identificaron individuos de tres de las especies más dominantes en claros para determinar específicamente si las especies aprovechadas afectaban la regeneración de una especie particular. *M. itauba* y *A. vargasii* se encontraron siempre entre las tres especies más abundantes, sin importar la especie aprovechada (alcanzando 70 % y 47% de todas las especies, respectivamente). Se observó un grado mayor de co-especificidad en el establecimiento de la regeneración natural donde se aprovechaban *C. odorata*, *D. odorata*, y *H. parvifolia*: 41%, 34% y 43% de todos los individuos pertenecían a estas especies. Solo tres especies fueron aprovechadas en sitios de aprovechamiento formal e informal (*A. cearensis*, *C. odorata*, y *D. odorata*). De estas, solamente *C. odorata* presentó diferencias, una abundancia de regeneración relativamente más alta en los sitios aprovechados formalmente que en los sitios aprovechados informalmente (Figura 6).

4. Discusión

4.1. El caso de la castaña

A pesar de que se la considera una especie que depende de claros (Myers *et al.*, 2000 y Zuidema y Boot, 2002) y que presenta densidades de regeneración relativamente

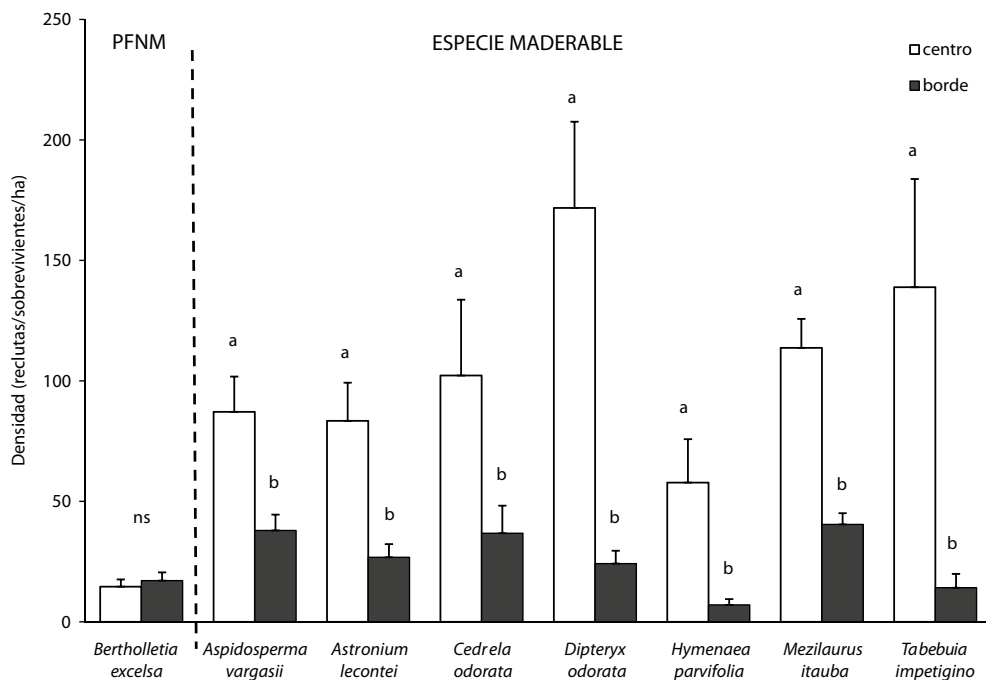


Figura 4. Densidad de individuos ≤ 10 cm de DAP por especies y micro-sitio (centro de la parcela vs borde de la perturbación). Las diferentes letras representan las diferencias estadísticas en valores $p \leq 0.05$; "ns" se refiere a diferencia no significativa.

más altas (individuos con $DAP \leq 10$ cm) en barbechos abandonados que en bosques cerrados (Cotta *et al.*, 2008), no se encontraron diferencias estadísticas en la densidad de regeneración de la *B. excelsa* entre sitios no aprovechados y aprovechados (formal e informalmente). Aunque la densidad de individuos de $DAP \leq 10$ cm en bosques cerrados fue ligeramente menor en los presentes sitios de estudio que en los de Cotta *et al.* (2008) en Acre, Brasil (3,9 vs. 5,3 individuos/ha respectivamente), la densidad en los sitios aprovechados (formal 7,6; informal 5,8 individuos/ha; Figura 2) fue mucho menor que la de sus barbechos abandonados (12,7 individuos/ha). Aun así, se observó una mayor densidad en perturbaciones mayores (patios de acopio) que en perturbaciones menores (pistas de arrastre), lo que corrobora que la apertura del dosel influye en la densidad de regeneración ($p \leq 0,001$) (Cuadro 2). Las diferencias observadas en la densidad de regeneración pueden reflejar una combinación de mayor luz y un mejor hábitat para los dispersores de semillas de *B. excelsa*, aunque no se midió esta última variable. Los residuos de madera le proporciona cierta cobertura al principal dispersor de semillas, el agutí (*Dasyprocta* spp.) que entierra las semillas de *B. excelsa*; los frutos abiertos y las plántulas se encuentran a menudo entre los residuos (Peres y Baidier, 1997). La ausencia de una relación entre la densidad de regeneración de los individuos de $DAP \leq 10$ cm y la

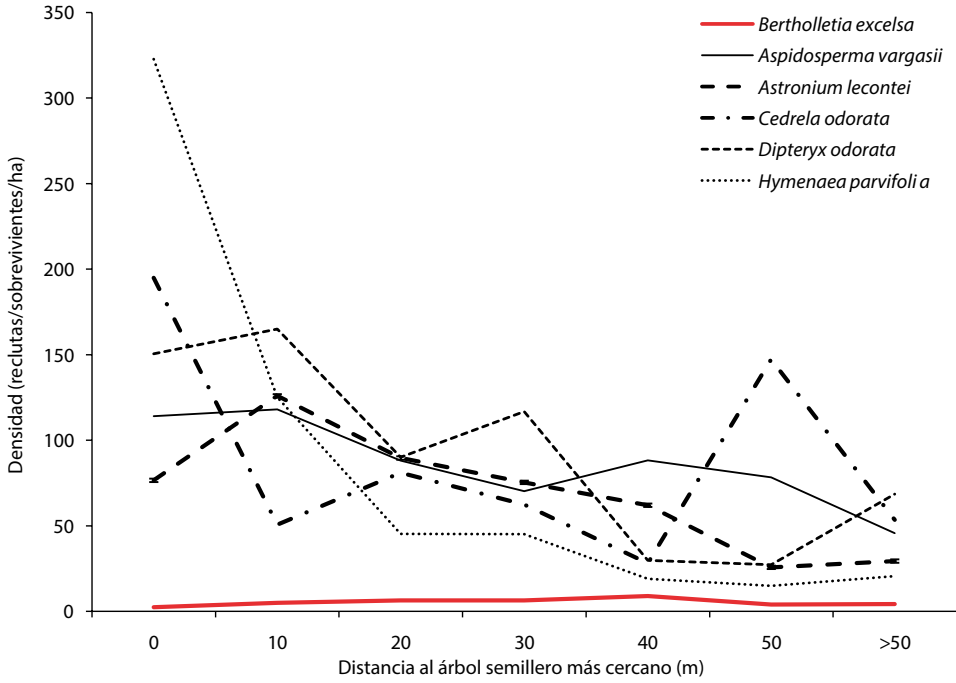


Figura 5. Efecto ($p \leq 0.05$) de la distancia al árbol semillero potencial más cercano en la densidad de los individuos ≤ 10 cm de DAP de cinco especies maderables y castaña (*Bertholletia excelsa*) en Pando, Bolivia

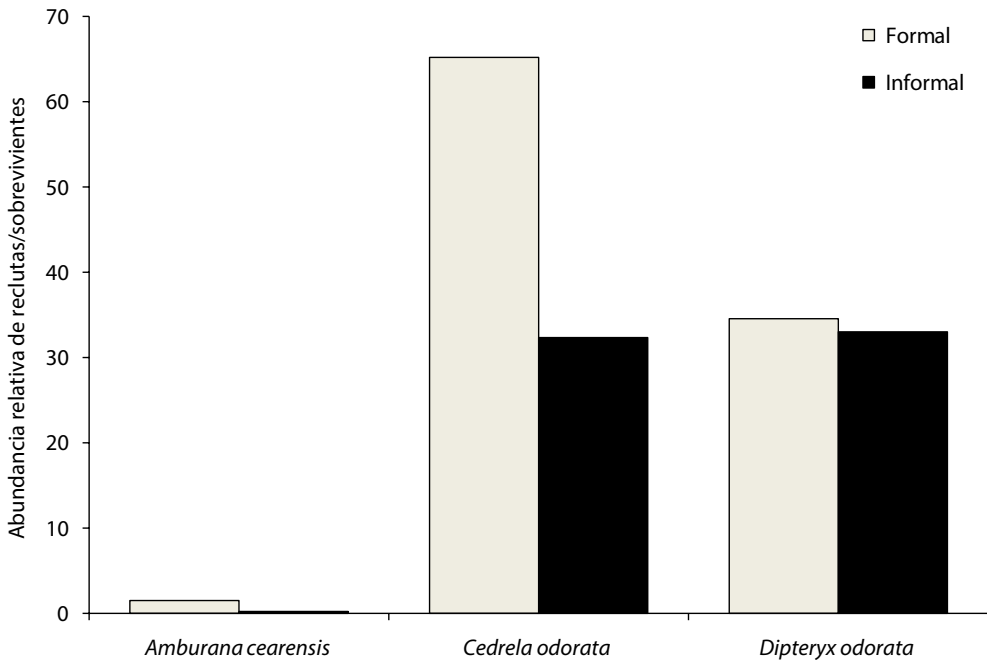


Figura 6. Abundancia relativa de individuos co-específicos ≤ 10 cm de DAP para especies aprovechadas en sitios de aprovechamiento formales e informales

distancia al árbol semillero potencial más cercano se diferencia de los resultados obtenidos por Cotta *et al.* (2008) que descubrió una relación positiva entre la proximidad a los árboles semilleros y la densidad de regeneración de *B. excelsa*. Una posible explicación es que los lugares de estudio de Brasil fueron utilizados originalmente para cultivos itinerantes (lo que sugiere que los sitios fueron preseleccionados por los agricultores debido a la baja presencia de castaña), haciendo que la dependencia de la cercanía al árbol semillero fuera más notoria. Otra posibilidad es que el enterramiento de semillas en lugares distantes por parte del agutí también haya jugado un rol importante en la dispersión de semillas (Tuck Haugaasen *et al.*, 2010) y, por lo tanto, en la instalación de plántulas. Los resultados, que muestran que ni el aprovechamiento formal ni el informal redujeron la regeneración de esta importante especie con intensidades bajas de regeneración (Figura 2; Cuadro 2), complementan los resultados de Guariguata *et al.* (2009) donde la baja intensidad de aprovechamiento de madera y la aplicación de técnicas de aprovechamiento de impacto reducido (AIR) causaron muy poco daño a los árboles de *B. excelsa* de DAP ≥ 10 cm en concesiones forestales certificadas.

4.2. El caso de las especies maderables

El aprovechamiento de madera bajo las condiciones de nuestros sitios de estudio resultó en una mayor regeneración de dos importantes especies de madera: *D. odorata* y *C. odorata* presentaron mayores densidades en áreas aprovechadas que en áreas no aprovechadas. Además, la densidad de regeneración de todas las especies maderables tendía a ser mayor en los patios de acopio y los claros que en las pistas de arrastre y los caminos. Este resultado es consistente con los obtenidos en otros estudios que demostraron que muchas especies maderables comerciales respondían favorablemente a ambientes con más luz (Licon Vasquez *et al.*, 2007 y Peña-Claros *et al.*, 2008). También se encontró que, con la excepción de *A. lecontei*, la apertura del dosel afectó positivamente la densidad de regeneración de todas las especies maderables examinadas (Cuadro 2). Estas especies también presentaron mayores densidades en micrositios con mayor cantidad de luz (centro vs. borde de las áreas perturbadas)

Algunas especies (como *A. cearensis*, *C. Odorata* y *D. odorata*) presentaron mayor densidad de regeneración de las especies co-específicas aprovechadas, probablemente porque la caída de semillas de estas especies coincidió con la época del aprovechamiento de madera en el norte de Bolivia. Este resultado sugiere que se puede planificar la época del año en la que se aprovechan las especies (mediados hasta finales de la época seca) para estimular la regeneración (Mostacedo y Pinard, 2001 y Soriano Candia, 2005). El hecho que individuos de dos de las especies maderables más importantes, *A. cearensis* y *S. macrophylla*, fueran raramente encontrados en la región (Mostacedo *et al.*, 2009) así como en las parcelas de estudio –representando cada especie menos del 1% de los individuos totales contados de todas las especies (Figura 1)– se atribuye a la intensidad de aprovechamiento histórica de estas especies de alto valor (Putz *et al.*, 2001) que las ha agotado con el tiempo. La regeneración de ambas especies solamente ocurrió en claros

de corta donde estas especies eran aprovechadas, lo que sugiere que la recuperación de la población tal vez solo se da cuando se detiene el aprovechamiento selectivo de estas especies, seguido de intervenciones con tratamientos silviculturales (Fredericksen y Pariona, 2002).

4.3. Perturbaciones creadas por el aprovechamiento de madera formal e informal

La hipótesis de que el grado de perturbación ocasionado por la extracción de madera sería mayor en sitios aprovechados informalmente (ilegalmente) que en lugares con planes aprobados de manejo forestal (aprovechados formalmente), como lo han demostrado varias investigaciones (Johns *et al.*, 1996, Pereira *et al.*, 2002, Pinard y Putz, 1996 y Sist *et al.*, 1998) no se comprobó. Contrario a las expectativas, y a pesar de las intensidades de aprovechamiento similares desde el punto de vista estadístico (0,24 y 0,28 árboles/ha), se encontró que los sitios aprovechados informalmente presentaron un porcentaje menor de área perturbada ($6,9 \pm 1,3\%$) que los sitios aprovechados formalmente ($10,6 \pm 0,6\%$). Estos resultados, que contradicen investigaciones anteriores, se pueden atribuir al hecho de que dichas investigaciones analizaron operaciones de aprovechamiento a gran escala (industrial), mientras que las actividades de aprovechamiento en los sitios comunitarios eran relativamente de pequeña escala. Este menor grado de perturbación en los sitios aprovechados informalmente (vs. formalmente) se atribuye a dos factores: en primer lugar, la apertura de sendas cortas para llegar a los árboles de cosecha tendería a reducir la tala de otros árboles. Un estudio sobre el AIR a pequeña escala en comunidades de Acre, Brasil, también atribuyó la carencia de un efecto de la marcación de árboles de futura cosecha (para minimizar el daño colateral) al hecho que los propietarios marcaban senderos para orientar las actividades de arrastre (Rockwell *et al.*, 2007). Estos tipos de conocimiento e intervenciones locales resaltan los beneficios de integrar a la población local en la planificación y práctica del manejo forestal comunitario, particularmente en ámbitos comunitarios donde los valores del bosque son diversos y a menudo no son comprendidos por los madereros. Segundo, aunque no hubo diferencias estadísticamente relevantes, en sitios formales se obtuvieron mayores intensidades de aprovechamiento y un mayor número de árboles aprovechados que en los sitios aprovechados informalmente, variables que también podrían tener un impacto en la perturbación del bosque. Finalmente, no todos los aprovechamientos de madera aprobados legalmente son iguales. Guariguata *et al.* (2009) encontraron que el aprovechamiento certificado por el Consejo de Administración Forestal (FSC por sus siglas en inglés) en tres concesiones grandes de madera (-40 000-154 000 ha) ricas en castaña en Pando presentó un porcentaje menor de área perturbada (5,3-6,1%) que los sitios aprovechados formalmente (9,9-11,2%) en este estudio. Aunque la medición del grado de perturbación en este estudio también incluía los márgenes del bosque (2-3 m alrededor de las áreas perturbadas) y no solo el área del dosel perturbado en el caso de Guariguata *et al.* (2009), sus valores todavía serían comparativamente menores que los del presente estudio. Sin embargo, sus valores fueron bastante similares a los de los sitios aprovechados informalmente (5,3-9,1%) en este estudio, en especial cuando se tienen en cuenta las diferencias metodológicas en

la medición de las perturbaciones. No obstante, se obtuvieron estos resultados a pesar de la intensidad de aprovechamiento madera ligeramente mayor (0,5-0,6 árboles/ha en comparación a 0,1-0,3 árboles/ha encontrados en nuestro estudio), lo que sugiere que con la práctica y con la mano rigurosa de la certificación forestal, las operaciones de aprovechamiento pueden generar perturbaciones mínimas en los bosques del norte de Bolivia. Las operaciones certificadas de menor escala, en particular, podrían potencialmente reducir el grado de perturbación del bosque aun más de lo que se presenta aquí, lo que tendría mayores implicaciones para la reducción de emisiones de carbono.

4.4. ¿Es viable el manejo forestal de uso múltiple en las comunidades del norte de Bolivia?

Una conclusión general de este estudio es que la regeneración de *B. excelsa* (individuos de DAP inferior a 10 cm) no fue afectada por el aprovechamiento. Lo que complementa los resultados obtenidos por Guariguata *et al.* (2009) de un daño mínimo a los árboles de *B. excelsa* ≥ 10 cm de DAP siguiendo directrices del AIR. En conjunto, estos resultados sugieren que el aprovechamiento combinado de castaña y madera (una forma común de uso múltiple del bosque en el norte de Bolivia) son compatibles bajo ciertas circunstancias biofísicas y organizativas. Una condición posibilitante fue que la madera en los sitios de estudio fue aprovechada en bajas intensidades (0,13-0,31 árboles/ha), ubicándose en el rango más bajo de intensidades de aprovechamiento de madera en bosque natural tropical encontrado en la literatura (Johns *et al.*, 1996, Sist *et al.*, 1998 y Rockwell *et al.*, 2007) y resultando en niveles aceptables de perturbación del bosque. Además, los resultados estadísticos de mayores niveles de regeneración de *B. excelsa* en rodeos en comparación con perturbaciones menores, como pistas de arrastre, sugiere el éxito de la regeneración de este PFMN clave incluso en las partes más perturbadas del bosque aprovechado. Además, las operaciones a pequeña escala (7-10 árboles por parcela familiar), permitieron que los propietarios controlaran mejor la operación de aprovechamiento. En efecto, tal vez el factor más importante que contribuyó a que la perturbación de las operaciones de aprovechamiento en estos castañales fuera mínima, fue la participación efectiva de los residentes, en especial donde se llevaban a cabo actividades de aprovechamiento informal sin usar prácticas de aprovechamiento universalmente aceptadas. Los residentes locales eligieron los árboles a ser aprovechados, identificaron la mejor ruta para minimizar el daño colateral causado por el traslado de madera y vigilaron las operaciones de aprovechamiento durante la extracción de madera. Este tipo de vigilancia comunitaria e individual podría también mitigar problemas potenciales bajo planes de manejo formales como el uso continuo y ampliado de los caminos por madereros informales y cazadores furtivos para acceder a áreas remotas que hubieran sido de otro modo inaccesibles (Asner *et al.*, 2006 y Fredericksen, 2000). Estos ejemplos de conocimiento y supervisión local apenas empiezan a abordar las sinergias que pueden ocurrir cuando se da una colaboración efectiva con la población local para mejorar la investigación y aplicación del manejo forestal de uso múltiple. Guariguata *et al.* (2010) identifican el conocimiento local como un factor clave que facilita la compatibilidad entre sistemas maderables y no maderables, y las asociaciones de investigación con actores locales pueden aumentar la

relevancia de la investigación, mejorar el intercambio de información y resultar en un mayor éxito de la investigación y su implementación (Kainer *et al.*, 2009). La aplicación conjunta de la ciencia occidental y el conocimiento local (Fortmann, 2008) parecería ser un paso necesario cuando se exploran nuevas formas para manejar sistemas ecológicos complejos con el fin de obtener beneficios socioeconómicos. Por ello, basándose en los resultados obtenidos sobre los niveles de regeneración natural, tanto el aprovechamiento formal con planes aprobados de manejo como el aprovechamiento informal llevado a cabo bajo la supervisión de los propietarios, parecen ser técnicamente compatibles con el aprovechamiento de castaña. Aun así, estos dos sistemas de aprovechamiento en castañales todavía enfrentan serios desafíos.

4.5. Poniéndonos en el lugar de los propietarios comunitarios

Para que el aprovechamiento formal de madera sea rentable, es necesario extraer casi todos los fustes comerciales de las aproximadamente 200 ha de bosque productivo en un solo año (Cronkleton *et al.*, 2009), prohibiendo indirectamente la producción de madera a pequeña escala. Este aprovechamiento único significaría que las familias reciben un solo pago, lo que puede ser más difícil de manejar que la generación de ingresos a lo largo de varios años. Además, los requisitos para preparar los planes generales de manejo forestal (PGMF) son prácticamente imposibles de cumplir sin la asistencia y apoyo económico de instituciones externas (Benneker, 2006, Martínez Montaña, 2008 y Cronkleton *et al.*, 2009). Como resultado, aunque no se sentían cómodos participando en actividades ilegales, la mayor parte de los propietarios comunitarios en la región de estudio tendían a participar en actividades de aprovechamiento informal. Su razonamiento es que a largo plazo, el aprovechamiento formal no puede garantizar un aprovisionamiento continuo de beneficios económicos ni tampoco puede mejorar las condiciones de sus bosques después de la extracción de madera como sostienen los responsables del diseño y ejecución de las normas. Adicionalmente, no todos los árboles extraídos bajo aprovechamientos formales llegan al mercado, lo que representa grandes pérdidas para los propietarios porque ni siquiera reciben los ingresos esperados de aquellos árboles que de otra manera podrían servir como árboles de cosecha futura (Benneker, 2006). Por ello, estos propietarios llegaron a la misma conclusión que Martínez Montaña (2008) en el sentido de que bajo las condiciones actuales, el aprovechamiento formal era generalmente peor para sus ingresos y bosques que la venta ilegal de pequeñas cantidades de madera de alto valor aprovechada informalmente. Sin duda, el aprovechamiento ilegal también tiene repercusiones ecológicas negativas (Uhl y Vieira, 1989 y Kometter *et al.*, 2004). Solo está dirigido a especies de alto valor, disminuyendo estas especies rápidamente de los ecosistemas forestales (Figura 1). Tal vez el hecho más perjudicial es que la madera tropical aprovechada ilegalmente inunda los mercados de madera locales, lo que lleva a una devaluación de la madera aprovechada formalmente (Kaimowitz, 2007). Por ello, no debe sorprender que el impacto del aprovechamiento ilegal de madera en Bolivia represente alrededor de un económicamente devastador 40% del mercado de madera (Andaluz y Mancilla, 2006).

4.6. ¿Es posible la integración de estas actividades?

La esperanza de integrar sosteniblemente los aprovechamientos de madera en los regímenes existentes de aprovechamiento de castaña para el manejo de uso múltiple ha sido el centro de debates durante la última década en Bolivia. Las directrices para el aprovechamiento comercial de castaña empezaron con las “Normas técnicas para la elaboración de planes de manejo de castaña” (MDS y VRNyMA, 2005), pero estas se quedan cortas al ignorar el sistema tradicional existente e imponer serios costos de oportunidad (Guariguata *et al.*, 2008). Una resolución reciente para incentivar los planes generales de gestión integral de bosques (PGIB) (Superintendencia Forestal, 2008) empieza a abordar el manejo conjunto de maderables y no maderables. Aún así, mientras los planes de manejo de la castaña se están implementando lentamente con apoyo de las ONG, ningún PGIB ha sido aprobado a la fecha (Suarez, ex-Director de la Autoridad de Fiscalización y Control Social de Bosques y Tierra de Pando, comunicación personal). Además, ninguna de estas directrices legales aborda los problemas más serios de la región: la extracción ilegal de madera y la desconexión entre los derechos de propiedad delineados a nivel comunitario y la toma de decisiones a nivel familiar. Sin embargo, estamos seguros de que es posible mantener estos bosques bajo un sistema de uso múltiple dada la diversidad inherente de los productos maderables y no maderables (como castaña, goma y múltiples especies de palma, Mostacedo *et al.*, 2009). Por ello, el desarrollo de técnicas de AIR y directrices ecológicas referentes al volumen aprovechable, el porcentaje de retención de árboles semilleros y rotaciones sólidas de aprovechamiento para permitir la recuperación de la población de las especies aprovechadas se convierten en componentes fundamentales de los PGIB. También afirmamos que, en el norte de Bolivia, el aprovechamiento de madera a pequeña escala a lo largo de varios años por parte de comunidades individuales tiene mejores perspectivas que el aprovechamiento realizado en una sola vez cada 20 años, como es el resultado indirecto del aprovechamiento formal de madera. La elaboración de procedimientos y directrices legales, simples e integrales (Martínez Montaña, 2008), que incorporen estas diferencias a nivel comunitario en lugar de ignorarlas o integrarlas como algo marginal (Schmink, 2004) allana el camino para que el manejo forestal de uso múltiple satisfaga mejor las necesidades de los propietarios comunitarios.

Agradecimientos

Esta investigación no hubiera sido posible sin el apoyo de la Iniciativa para el Liderazgo en Conservación (ACLI), un programa de la Universidad de Florida financiado por la Fundación Gordon y Betty Moore así como apoyo económico similar del Instituto de Ciencias Alimentarias y Agrícolas (IFAS) de la Universidad de Florida. También deseamos expresar nuestro reconocimiento al Centro de Investigación y Preservación de la Amazonia (CIPA) por el apoyo logístico en Pando. Asimismo deseamos agradecer a Eben Broadbent, Jack Putz y Bonifacio Mostacedo por sus valiosos comentarios y revisión de los primeros borradores. Sobre todo, quisiéramos agradecer el apoyo e interés expresado por los residentes de las comunidades campesinas San Antonio, Purísima y Holanda,

especialmente los propietarios comunitarios donde se llevó a cabo esta investigación, que fueron fundamentales para la realización exitosa de la recolección de datos y este material. La discusión de resultados con representantes de las comunidades estudiadas e instituciones locales en Pando que trabajan con las comunidades enriquecieron nuestras conclusiones finales.

Referencias

- Andaluz, A. W., Mancilla, R. T., 2006. Gobernabilidad y cumplimiento de la legislación en el sector forestal de Bolivia. The World Bank, Washington, D.C., p. 62.
- Asner, G. P., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., Knapp, D. E., Silva, J. N. M., 2006. Conditions and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Science* 103, 12947-12950.
- Benneker, C., 2006. From policy to practice: the development of a community forest enterprise – a case study from Bolivia. En: FT/RRRI (Eds.), *Community-based forest enterprises in tropical forest countries: scoping study*. International Tropical Timber Organization, Forest Trends, Rights and Resources.
- Benneker, C., 2008. Dealing with the state, the market and NGOs: the impact of institutions on the constitution and performance of Community Forest Enterprises (CFE) in the lowlands of Bolivia. Tesis de Doctorado. Universidad de Wageningen, Países Bajos.
- Cámara Forestal de Bolivia, 2007. Anuario estadístico del sector forestal de Bolivia 2006. Cámara Forestal de Bolivia, Santa Cruz, Bolivia.
- Contreras, F., Cordero, W., Fredericksen, T. S., 2001. Evaluación del aprovechamiento forestal. Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Cotta, J. N., Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., Staudhammer, C. L., 2008. Shifting cultivation effects on Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) regeneration. *Forest Ecology and Management* 256, 28-35.
- Cronkleton, P., Pacheco, P., Ibagüen, R., Albornoz, M. A., 2009. Reformas en la tenencia forestal en Bolivia: la gestión comunal en las tierras bajas. CIFOR/CEDLA, La Paz, Bolivia.
- Cronkleton, P., Albornoz, M. A., Barnes, G., Evans, K., Jong, W., 2010. Social geomatics: participatory forest mapping to mediate resource conflict in the Bolivian Amazon. *Human Ecology* 38, 65-76.
- Duchelle, A. E., 2009. Conservation and livelihood development in Brazil nutproducing communities in a tri-national Amazonian frontier. Tesis de Doctorado. Universidad de Florida, EE. UU.
- Duchelle, A. E., Cronkleton, P., Kainer, K. A., Guanacoma, G., Gezan, S., 2011. Resource theft in tropical forest communities: implications for non-timber management, livelihoods, and conservation. *Ecology and Society* 16, 4.

- Fortmann, L. (Ed.), 2008. Participatory Research in Conservation and Rural Livelihoods: Doing Science Together. Wiley-Blackwell, West Sussex, Reino Unido.
- Fredericksen, T. S., 2000. Aprovechamiento Forestal y Conservación de los bosques tropicales. Documento técnico. Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Fredericksen, T. S., Pariona, W., 2002. Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 171, 223-230.
- García-Fernández, C., Ruiz-Pérez, M., Wunder, S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *Forest Ecology and Management* 256, 1468-1476.
- Grogan, J., Jennings, S. B., Landis, R. M., Schulze, M., Baima, A. M. V., Lopes, J. C. A., Morghauer, J. M., Oliveira, L. R., Pantoja, F., Pinto, D., Silva, J. N. M., Vidal, E., Zimmerman, B. L., 2008. What loggers leave behind: impacts on big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) commercial populations and potential for post-logging recovery in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 255, 269-281.
- Guariguata, M. R., Cronkleton, P., Shanley, P., Taylor, P. L., 2008. The compatibility of timber and non-timber forest product extraction and management. *Forest Ecology and Management* 256, 1477-1481.
- Guariguata, M. R., Licona, J. C., Mostacedo, B., Cronkleton, P., 2009. Damage to Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) during selective timber harvesting in Northern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258, 788-793.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges, and opportunities. *Forest Ecology and Management* 259, 237-245.
- Johns, J. S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89, 59-77.
- Kaimowitz, D., 2007. Forest law, enforcement, and rural livelihoods. En: Tacconi, L. (Ed.), *Illegal Logging*. Earthscan, Londres, Reino Unido, pp. 110-138.
- Kainer, K. A., Wadt, L.H.O., Staudhammer, C. L., 2007. Explaining variation in Brazil nut fruit production. *Forest Ecology and Management* 250, 244-255.
- Kainer, K. A., DiGiano, M. L., Duchelle, A. E., Wadt, L. H. O., Bruna, E., Dain, J., 2009. Partnering for greater success: local stakeholders and research in tropical biology and conservation. *Biotropica* 41, 555-562.
- Kometter, R. F., Martinez, M., Blundell, A.G., Gullison, R. E., Steininger, M. K., Rice, R.E., 2004. Impacts of unsustainable mahogany logging in Bolivia and Peru. *Ecology and Society* 9, 12.
- Lemon, P. E., 1957. A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* 55, 667-668.

- Ley Forestal, 1996. Ley No. 1700 del 12 de Julio de 1996. La Paz, Bolivia.
- Licona Vasquez, J. C., Peña Claros, M., Mostacedo, B., 2007. Composición florística, estructura y dinámica de un bosque Amazónico aprovechado bajo diferentes intensidades en Pando, Bolivia. Proyecto BOLFOR/Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Martínez Montaña, J. A., 2008. Marco legal para el manejo forestal por pequeños productores y comunidades en las tierras bajas de Bolivia. CIFOR, FORLIVE Project.
- MDS (Ministerio de Desarrollo Sostenible) and VRNyMA (Viceministerio de Recursos Naturales y Medio Ambiente), 2005. Norma técnica para la elaboración de planes de manejo de castaña (*Bertholletia excelsa* Humb and Bonpl.). Resolución Ministerial 077/2005. La Paz, Bolivia.
- MDSyMA (Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente), 2000. Normas técnicas forestales. DIREMA-UMAREMA, Prefectura de Santa Cruz, Bolivia.
- Mostacedo, B., Pinard, M., 2001. Ecología de semillas y plántulas de árboles maderables en bosques tropicales de Bolivia. En: Mostacedo, B., Fredericksen, T. S. (Eds.), Regeneración y silvicultura de bosques tropicales en Bolivia. Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Mostacedo, B., Balcazar, J., Montero, J.C., 2006. Tipos de bosque, diversidad y composición florística en la Amazonia sudeste de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41, 99-116.
- Mostacedo, B., Villegas, Z., Licona, J. C., Alarcón, A., Villarroel, D., Peña-Claros, M., Fredericksen, T. S., 2009. Ecología y silvicultura de los principales bosques tropicales de Bolivia. IBIF, Santa Cruz, Bolivia.
- Myers, G. P., Newton, A.C., Melgarejo, O., 2000. The influence of canopy gap size on natural regeneration of Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 127, 119-128.
- Ortiz, E. G., 2002. Brazil nut (*Bertholletia excelsa*). En: Shanley, P., Laird, S.A., Guillén, A. (Eds.), Tapping the Green Market: Certification and Management of Nontimber Forest Products. Earthscan Publications Ltd., Londres, Reino Unido, pp. 61-74.
- Pacheco, P., 1998. Estilos de Desarrollo y su Impacto en la Deforestación y Degradación de los Bosques de las Tierras Bajas de Bolivia. Serie Bosques y Sociedad, 2. CIFOR, Centro de Estudios para el Desarrollo Laboral y Agrario, Taller de Iniciativas en Estudios Rurales y Reforma Agraria.
- Pacheco, P., Ormachea, E., Cronkleton, P., Albornoz, M. A., Paye, L., 2009. Trayectorias y tendencias de la economía forestal extractiva en el norte amazónico de Bolivia. CIFOR/CEDLA/RRI, La Paz, Bolivia.
- Peña-Claros, M., Peters, E. M., Justiniano, M. J., Bongers, F., Blate, G. M., Fredericksen, T. S., Putz, F.E., 2008. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management* 255, 1283-1293.
- Pereira Jr, R., Zweede, J., Asner, G. P., Keller, M., 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in Eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management* 168, 77-89.

- Peres, C. A., Baider, C., 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in Southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 13, 595-616.
- Peters, C. M., 1996. The ecology and management of non-timber forest resources. World Bank Technical Paper No. 322. The World Bank, Washington, DC.
- Pinard, M. A., Putz, F. E., 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28, 278-295.
- Putz, F. E., Blate, G. M., Redford, K. H., Fimbel, R., Robinson, J., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15, 7-20.
- Rockwell, C. A., Kainer, K. A., Staudhammer, C.L., Baroloto, C., 2007. Future crop tree damage in a certified community forest in Southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 242, 108-118.
- Schmink, M., 2004. Communities, forests, markets, and conservation. En: Zarin, D.J., Alavalapati, J.R.R., Putz, F.E., Schmink, M. (Eds.), *Working Forests in the Tropics: Conservation Through Sustainable Use*. Columbia University Press, Nueva York, pp. 119-129.
- Schulze, M., Zweede, J., 2006. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 236, 56-64.
- Sist, P., Nolanb, T., Bertault, J. G., Dykstra, D., 1998. Harvesting intensity versus sustainability in Indonesia. *Forest Ecology and Management* 108, 251-260.
- Smith, J., Scherr, J. S., 2003. Capturing the value of forest carbon for local livelihoods. *World Development* 31, 2143-2160.
- Soriano Candia, M., 2005. Caracterización reproductiva y germinativa de especies forestales maderables en bosque seco Chiquitano en Santa Cruz, Bolivia. B.Sc. thesis. Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.
- Stoian, D., 2005. Making the best of two worlds: rural and peri-urban livelihood options sustained by nontimber forest products from the Bolivian Amazon. *World Development* 33, 1473-1490.
- Superintendencia Forestal, 2001. Resoluciones, directrices, e instructivos emitidos por la Superintendencia Forestal. Instructivo No. 003/2001. Santa Cruz, Bolivia.
- Superintendencia Forestal, 2007. Informe Anual 2006. Sistema de Regulación de Recursos Naturales Renovables, Santa Cruz, Bolivia.
- Superintendencia Forestal, 2008. Resolución No. 174/2008. Santa Cruz, Bolivia.
- Tuck Haugaasen, J. M., Haugaasen, T., Peres, C.A., Gribel, R., Wegge, P., 2010. Seed dispersal of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) by scatter-hoarding rodents in a central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 26, 251-262.
- Uhl, C., Vieira, I. C. G., 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica* 21, 98-106.

Van Rheenen, H. M. P. J. B., 2005. The role of seed trees and seedling regeneration for maintenance in logged over forests: a study in the Bolivian Amazon rainforest. Tesis de Doctorado. Universidad de Utrecht, Países Bajos.

Zuidema, P. A., Boot, R. G. A., 2002. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. *Journal of Tropical Ecology* 18, 1-31



El manejo de la madera y la biodiversidad en la Cuenca del Congo

Robert Nasi¹, Alain Billand², Nathalie Vanvliet³

Resumen

El manejo forestal de uso múltiple es considerado por muchos como una alternativa preferible a los modelos de manejo de uso único en los que, por lo general, predomina la madera. En los bosques húmedos de la Cuenca del Congo, la integración de los recursos forestales madereros y no madereros desempeña un papel clave en la subsistencia y las economías de mercado de las comunidades rurales. No obstante, esto sucede sobre todo en terrenos forestales “ordinarios”, y no en terrenos forestales declarados formalmente. En este documento estudiamos brevemente los principales usos de la tierra en la Cuenca del Congo y su uso múltiple real o potencial. A continuación, nos centramos en el sistema de producción predominante (concesiones madereras industriales) y analizamos los problemas y opciones que existen para gestionar la madera y la biodiversidad haciendo especial énfasis en la fauna silvestre y el rol de la certificación. En la región encontramos unos cuantos ejemplos prometedores aunque “incompletos” y estudiamos estos casos para extraer lecciones y recomendaciones. No obstante, afirmamos que el auténtico uso múltiple solo se podría llevar a la práctica ampliando los límites de las unidades de manejo formales a través de unidades de uso de la tierra nuevas e innovadoras, que permitan la coexistencia en el espacio de los intereses de la población local, los de las propuestas de conservación y los de las industrias extractivas en la misma unidad de manejo.

1 Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), P.O. Box 0113 BOCBD, Bogor, Indonesia – r.nasi@cgiar.org.

2 Centro de Cooperación Internacional en Investigación Agronómica para el Desarrollo (CIRAD-RU 105), Montpellier, Francia.

3 Departamento de Geografía y Geología, Universidad de Copenhague, Dinamarca.

1. Introducción

El manejo forestal de uso múltiple (MUM) para productos madereros, no madereros y servicios ambientales es considerado generalmente como una alternativa preferible a los modelos de manejo de uso único en los que suele predominar la madera. El MUM supone estrategias más equitativas para satisfacer las exigencias de muchas partes interesadas, y un criterio de aprovechamiento mucho más favorable. Debería añadir más valor a los bosques y hacerlos más resistentes a la conversión. Se ha convertido en un objetivo de manejo generalmente establecido de acuerdo con el paradigma del manejo forestal sostenible (MFS) (García-Fernández *et al.*, 2008; Guariguata *et al.*, 2010). Sin embargo, su aplicación en los trópicos y en la Cuenca del Congo en particular se ha quedado atrás respecto de las expectativas.

En los bosques de la Cuenca del Congo, el uso múltiple que combina recursos forestales madereros y no madereros desempeña un papel clave en la subsistencia y las economías de mercado de las comunidades rurales, mejorando su bienestar y reduciendo el riesgo económico (Ndoye y Tieguhong, 2004). No obstante, esto está sucediendo dentro de un sector económico informal y no regulado y con beneficios generalmente limitados para la sociedad y el medio ambiente. El manejo de uso múltiple en tipos de uso de la tierra legalmente designados (concesiones madereras industriales, áreas protegidas o cultivos comerciales) es muy infrecuente y se ve dificultado por complejidades socioecológicas, superposición espacial de distintos intereses y poder de negociación, los posibles usos múltiples (pero conflictivos) de algunas especies maderables, apoyo institucional inadecuado, políticas e incentivos poco apropiados, deficiente aplicación de la ley y derechos de uso y tenencia poco claros o no reconocidos.

2. Usos actuales de la tierra y prácticas de manejo respectivas

En los principales países de la Cuenca del Congo (Camerún, República Centroafricana –RCA– Congo, República Democrática del Congo –RDC– Guinea Ecuatorial y Gabón) la tierra, excepto en áreas urbanas, pertenece al Estado y está sujeta a diferentes regímenes de dominio (véase Karsenty, 2006). El Estado es el único autorizado a otorgar títulos o concesiones (aprovechamiento forestal, áreas protegidas, bosques comunitarios) mientras que la población local hace uso de tierras forestales “ordinarias” y sus recursos fuera de esas entidades jurídicas para sus medios de vida, sin ningún control real por parte del propietario “legal” del recurso.

2.1. Terrenos forestales ordinarios

Esta categoría corresponde a los bosques al margen de cualquiera de las tierras tituladas oficialmente que se mencionan más adelante, en las que los derechos de los usuarios locales, tal como se define en las leyes forestales y otras leyes, aplican sin restricción para la caza, la pesca, el aprovechamiento de productos forestales no maderables (PFNM) y la agricultura. Los bosques ordinarios consisten en un mosaico de remanentes de bosque

primario, bosques secundarios, terrenos baldíos de diversa duración luego del abandono y parcelas agrícolas permanentes. El sistema agrícola más utilizado en los bosques ordinarios de la región es todavía el cultivo itinerante. La agricultura permanente solo predomina en las áreas más densamente pobladas, donde los bosques son solo fragmentos residuales en el paisaje.

La agricultura migratoria se caracteriza por un cambio de campos en lugar de cambio de cosechas en el mismo campo, periodos de cultivo cortos (de 1 a 3 años) alternando con periodos improductivos más largos (de 4 a 60 años), corta y quema de la vegetación del terreno baldío al comienzo de cada periodo de cultivo, y el empleo casi exclusivo de fuerza humana en las operaciones de manejo (Watters, 1971). Los cultivos itinerantes crean paisajes únicos consistentes en un mosaico cambiante de campos de cultivo, terrenos baldíos de diferente antigüedad, bosques secundarios derivados de los terrenos baldíos, y remanentes de la vegetación original. La presencia de terrenos baldíos, definidos por Burgers *et al.* (2000) como la vegetación y la fauna asociada que ocupan un terreno deforestado para su cultivo pero actualmente no utilizado para ello, con sus usos múltiples asociados (provisión de leña o productos forestales no madereros, terreno de caza, etc.) hace del cultivo itinerante un auténtico sistema de manejo de uso múltiple. No obstante, este es principalmente un sistema de uso agrícola, cuyo propósito es cubrir las necesidades alimenticias y de ingresos de los agricultores locales, si bien crea paisajes que podrían sustentar altos niveles de biodiversidad (Finegan y Nasi, 2004). Aun así, este tipo de uso de la tierra ha sido acusado de ser una causa primordial de la deforestación en los trópicos; algunos estudios (por ejemplo, Ickowitz, 2006) sostienen que hay escasas pruebas que respalden esta afirmación en África Central. Si transformar bosques naturales en mosaicos de cultivo itinerante genera una pérdida permanente y significativa de las reservas de carbono (Nasi *et al.*, 2009), la transformación en otras plantaciones mecanizadas de monocultivo provocaría un deterioro aún mayor (Bruun *et al.*, 2009). Aunque es uno de los sistemas agrícolas más empleados, el cultivo itinerante no es fácil de detectar utilizando datos de imágenes satelitales de resolución baja o mediana pero, como una primera aproximación, se estima que puede ocupar unos 438 801 km² (Nasi *et al.*, 2009), representando así el tercer uso de tierra más extendido en la región.

2.2. Tierras tituladas o concesiones

Los dos principales usos “legales” de la tierra (Cuadro 1) en la subregión de la Cuenca del Congo (Nasi *et al.* 2009) son las concesiones madereras industriales (595 381 km²) y las áreas protegidas (444 973 km²). Solo existen bosques comunitarios en Camerún (aunque hay disposiciones en las leyes forestales de la RDC y en Gabón) y representan unos 10 000 km² para 341 bosques comunitarios. Las pocas plantaciones significativas de tamaño industrial corresponden a 430 km² (sitio web de la CDC) de la Corporación de Desarrollo de Camerún (palma aceitera, caucho y bananas), 260 km² de SOCAPALM (palma aceitera) y 680 km² de las plantaciones de eucalipto clónico de Eucalyptus Fibre Congo (EFC) (en el sitio web de MAG Industries).

Cuadro 1. Estimaciones de superficies por país y asignación por tipo de uso

Países	Tierra	Designada para protección		Designada para aprovechamiento maderero % ^a	
	Área (km ²)	Área (km ²)	% ^a	Área (km ²)	% ^a
Camerún	465 445	37 450	8,05	60 935	13,09
República Centroafricana	620 152	76 743	12,37	34 293	5,53
Congo	342 766	35 993	10,50	147 127	42,93
República Democrática del Congo	2 328 225	261 063	11,21	248 276	10,66
Guinea Ecuatorial	26 730	5104	19,09	14 375	42,93
Gabón	262 538	28 620	10,96	90 375	34,60
Cuenca del Congo	4 045 856	444 973	11	595 381	14,72

a % del área del terreno.

2.2.1. Áreas protegidas

Aproximadamente el 60% de las áreas forestales protegidas (De Wasseige *et al.*, 2009) pertenecen a las categorías I (reservas naturales estrictas) y II (parques nacionales) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN); el 40% restante pertenece a las categorías IV (áreas de manejo de hábitats/especies, 16%) y VI (áreas protegidas de recursos manejados, 24%). Por lo tanto, el patrón dominante es la conservación estricta y las únicas actividades reconocidas oficialmente en esas áreas protegidas son la investigación y la recreación (el ecoturismo). Las áreas protegidas de África central generalmente se manejan con fines recreativos y de biodiversidad, teniendo en cuenta la conservación y otros servicios como el agua y el almacenamiento de carbono. Su exigencia de conservación de la biodiversidad es incuestionable, aunque no siempre se aplica de forma muy eficiente y, de las 314 áreas protegidas registradas en África central, solo 10 se benefician de un plan de manejo aprobado formalmente por las autoridades, y varios emplazamientos importantes (como los parques nacionales Garamba y Virunga) están sometidos a intensas presiones por parte de facciones armadas o la afluencia de población desplazada por la guerra.

2.2.2. Concesiones madereras industriales

De las 293 concesiones (Cuadro 2a) oficialmente reconocidas en 2010, 90 operan siguiendo un plan de manejo aprobado, mientras que otras 95 están diseñando actualmente su plan de manejo que finalizará en los próximos 2 a 5 años, para una superficie total de 221 920 km² (el 59% de la superficie asignada para aprovechamiento de madera). Las concesiones certificadas (Cuadro 2b) sumaban unos 4754 km² en 2010 (3040 km² con certificación del FSC), más o menos el 13% de la superficie total de concesiones madereras. Podemos calificar este manejo como optimización de un solo bien (madera), pero teniendo en cuenta la conservación de otros bienes y servicios para la sostenibilidad a largo plazo en forma de limitaciones a la maximización de beneficios

Cuadro 2. Concesiones madereras industriales; (a) estado de manejo y (b) certificación

Unidades de manejo forestal	Camerún		Congo		Gabón		R. C. A.		R. D. Congo		Total	
	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº
Proceso de manejo no iniciado	1 396 884	13	3 696 109	27			674 561	3	9 170 246	65	14 937 800	108
Plan de manejo aprobado	5 341 895	65	1 907 843	3	3 419 475	12	2 881 142	10			13 550 355	90
Plan de manejo en preparación	1 039 789	38	6 371 718	22	647 379	32	582 789	3			8 641 675	95
Total manejo	6 381 684	103	8 279 561	25	4 066 854	44	3 463 931	13			22 192 030	185
Concesiones asignadas	7 778 568	116	11 975 670	52	4 066 854	44	4 138 492	16	9 170 246	65	37 129 830	293
Superficies de corta autorizadas anualmente (2007)	247 758	91	181 687	26	74 392	12	81 684	10			585 521	139
Total	8 026 326	-	12 157 357	-	4 141 246	-	220 176	-	9 170 246	-	37 715 351	-

Unidades de manejo forestal	Camerún		Congo		Gabón		R. C. A.		R. D. Congo		Total	
	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº	Área (ha)	Nº
Tipo de certificado												
Certificación de legalidad												
TLTV, OLB	1 613 245	23	0	0	622 399	2	0	0		1	2 540 685	25
Certificación de manejo												
FSC (certificados FM y FM/COC)	763 146	5	2 726 996	4	1 627 177	3					5 363 647	12
ISO 14001					549 327	1					549 327	1
Keurhout					688 262	2					688 262	2
Total de manejo certificado	763 146	5	2 726 996	4	3 111 094	6	0	0	0	0	6 601 236	15

de la madera. Las 108 concesiones que todavía no están desarrollando un plan de manejo propiamente dicho y las aproximadamente 139 áreas que cuentan con autorización para el corte anual, representan 155 233 km² (el 41% de la superficie de aprovechamiento de la madera) y se puede considerar que cuentan con un sistema de manejo de uso único, siendo la madera el producto para beneficio inmediato, sin considerar la sostenibilidad a largo plazo. Analizaremos estas concesiones y su potencial de MUM en las secciones 3 y 4 del documento.

2.2.3. Bosques comunitarios

Los bosques comunitarios formales solo existen en Camerún, pero las recientes leyes forestales de Gabón, la RDC y la RCA contienen disposiciones para este uso de la tierra. En Camerún, un bosque comunitario es un área del dominio forestal no permanente, con una extensión inferior a 5000 hectáreas (de hecho, alrededor de 3000 ha por bosque comunitario) en el que todos los derechos de uso de los recursos forestales son otorgados a una comunidad por un periodo de 25 años. Por lo tanto, el estatus de bosque comunitario no conlleva derechos de propiedad permanentes y, de hecho, es similar a una concesión, solo que menor y con un marco regulatorio diferente (Ezzine de Blas *et al.*, 2009). Ezzine de Blas y Pérez (2005) muestran que los PFM son normalmente una segunda opción comparada con la madera y solo se extraen cuando hay oportunidad. No obstante, en el caso de algunos productos como la corteza de *Prunus africana*, pueden generar ingresos considerables (Ruiz-Pérez *et al.*, 2004).

De este breve análisis y si exceptuamos el cultivo itinerante en terrenos forestales ordinarios, todos los tipos actuales de uso de la tierra y sus correspondientes modelos de manejo en la Cuenca del Congo se centran en un solo bien o servicio (rara vez dos) dentro de una sola unidad de manejo en los casos más avanzados, tratando de reducir la alteración y la degradación del resto de bienes o servicios forestales no manejados.

3. Concesiones madereras, bosques manejados, certificación y biodiversidad

Ahora nos centraremos en las concesiones madereras, la industria productiva más extendida, y veremos si el manejo de la madera y la biodiversidad es posible y si realmente se lleva a la práctica.

3.1. Bosques manejados en la Cuenca del Congo: ¿Qué significa?

Para explicarlo brevemente, el aprovechamiento industrial del bosque empezó después de la Segunda Guerra Mundial y, desde entonces, el volumen extraído y la superficie afectada han ido aumentando a ritmo constante. Se pueden distinguir tres periodos: 1945–1970, los tiempos “pioneros”, con capacidad limitada para operar lejos de la costa; 1970–1990 la expansión del aprovechamiento en las tierras del interior bajo un solo paradigma de producción de madera y una gran cantidad de investigación en silvicultura tropical pero sin manejo formal; y las últimas dos décadas que podríamos calificar como de apertura del sector forestal y de importancia del manejo forestal según el paradigma de

desarrollo sostenible (véanse Nasi *et al.*, 2006; De Wasseige *et al.*, 2009 y Karsenty, 2010, para estudios más profundos del sistema de concesiones).

En la Cuenca del Congo, durante las últimas dos décadas se ha presenciado la revisión de la mayoría de las leyes forestales (República Centrafricana en 1990 y 2008, Camerún en 1994 y en la actualidad, Congo en 2000, Gabón en 2001 y República Democrática del Congo en 2002) y el surgimiento del manejo forestal como ahora existe y se aplica en varios millones de hectáreas de concesiones madereras en la región. Al mismo tiempo, las administraciones forestales se han encontrado con el duro dilema de no poder llevar a cabo esta tarea de desarrollar y monitorear los planes de manejo por falta de fondos y personal adecuados. Como resultado, se establecieron en la región varias empresas especializadas en diseñar planes de manejo forestal, y fueron contratadas por las compañías madereras para desarrollar sus planes de manejo en estrecha colaboración con el Gobierno, instituciones científicas y el sector privado (Nasi *et al.*, 2006).

En la región, los planes de manejo se crean sobre un conjunto común de características y actividades y solo difieren ligeramente entre concesiones o países (ATIBT, 2007; Bayol y Borie, 2004). Primero se elabora un conjunto de mapas de base que sirva de apoyo a las operaciones de planificación y estudio. Se lleva a cabo un inventario del manejo siguiendo un diseño de muestreo sistemático, con una frecuencia de muestreo del 0,5 – 1,5%. Este inventario proporciona una evaluación del recurso maderero, su distribución espacial y el potencial de su producción. Utilizando el mismo diseño para optimizar costos, se recopila información adicional sobre regeneración, vida silvestre, productos forestales no maderables, actividades humanas, etc. Los datos son registrados en una base de datos con referencias espaciales. También se llevan a cabo estudios específicos de las características socioeconómicas de la concesión y su entorno para obtener información sobre los asentamientos humanos y los diversos usos de los recursos naturales que hace la población local. Basándose en todos los datos y la información disponible, se determinan los parámetros específicos de manejo de la concesión mediante negociaciones entre la empresa encargada de preparar el plan, la compañía maderera, el organismo forestal nacional y, finalmente, las autoridades locales. Estos parámetros fundamentales son la lista de especies comerciales seleccionadas para su manejo, la zonificación dentro de las concesiones (áreas de explotación, de protección, para uso de las poblaciones locales, situación de las infraestructuras), las tasas de recuperación admisibles y los diámetros mínimos de corta (Fargeot *et al.*, 2004). El plan de manejo terminado se envía al organismo forestal y es aprobado oficialmente por un decreto gubernamental. El plan de manejo es un contrato *de facto* entre el Estado, propietario del recurso, y la empresa maderera con el objetivo de asegurar un flujo continuo de madera al mismo tiempo que no se ponen en riesgo futuras cosechas y se conservan otros bienes y servicios forestales.

3.2. Rol del manejo y la certificación al abordar los problemas de biodiversidad

En 2008, con apoyo de la FAO, uno de nosotros (Billand *et al.*, 2010) realizó un estudio con la participación de 26 empresas madereras industriales, complementado con entrevistas a ONG, expertos en manejo forestal y auditores de certificación. Las empresas

fueron catalogadas como: (i) sin un plan de manejo, (ii) en proceso de diseñar un plan de manejo, (iii) aplicando un plan de manejo, y (iv) con manejo certificado. El objetivo del estudio era responder a cuatro preguntas principales referentes a cómo las empresas abordaban la biodiversidad en sus prácticas:

- Al enfrentarse a normas cada vez más precisas y exigentes, ¿cuál es el nivel de motivación y participación de los directores de las empresas y los gestores forestales?
- ¿Cuáles son las principales respuestas aplicadas por las empresas para favorecer la biodiversidad?
- ¿Cuáles son los principales obstáculos y dificultades que encuentran las empresas al aplicar las prescripciones voluntarias o legales?
- ¿Se puede definir una tipología de empresas y respuestas en relación con los problemas de biodiversidad?

El estudio demostró una clara progresión en la intensidad de las medidas para abordar los problemas de biodiversidad, desde las empresas del grupo (i) que no mostraban ningún tipo de interés, a las del (iv), que aplicaban una serie de medidas complejas, costosas y sometidas a auditoría externa. Los dirigentes de empresas con un plan de manejo existente o en preparación se encontraban en un término medio, mostrando concienciación sobre la biodiversidad pero promoviendo actividades de eficacia limitada en la práctica.

Las empresas (grupos ii y iii) que desarrollan o implementan un plan de manejo han adoptado un itinerario técnico similar para tomar datos relativos a la biodiversidad. Todos ellos consideran que el inventario de manejo forestal, diseñado para evaluar la situación de las especies de madera comercial dentro de la concesión, puede ser considerado como un inventario inicial de la biodiversidad, a pesar del hecho de que, generalmente, solo se centra en especies arbóreas a partir de un determinado diámetro. No obstante, durante la pasada década, se han ido añadiendo gradualmente estudios de biodiversidad al inventario forestal típico con el fin de incluir estudios de los grandes mamíferos —prestando atención limitada a otras especies animales— de las principales especies de PFTM y de los diversos indicios de presencia o actividad humana en la concesión. La información recolectada se procesa para apoyar la toma de decisiones: la importancia de las actividades humanas es valorada y mapeada, haciendo hincapié en la caza de animales silvestres, la presencia y abundancia de fauna, centrándose en las especies amenazadas o sensibles (sobre todo mamíferos; otros grupos suelen ser pasados por alto). Como los métodos son muy similares entre empresas, estos enormes conjuntos de datos permiten comparaciones a gran escala y proporcionan fuentes de gran valor para la investigación aunque aún sin explotar (pero véanse en Vanvliet y Nasi, 2008; Réjou-Méchain *et al.*, 2011 ejemplos del uso de estos datos).

No obstante, la aplicación de medidas específicas para la biodiversidad casi nunca está presente en estas compañías. La mayoría de las que ya implementaron un plan de manejo expresaron dificultades y definieron tres obstáculos principales:

- el costo, real o percibido, de las medidas en favor de la biodiversidad;
- la falta de motivación de algunas partes de las empresas para aplicar medidas sin impacto directo en la productividad;

- una falta de pautas técnicas estandarizadas, que podrían facilitar la planificación de personal, equipamiento y presupuestos a asignar para la conservación de la biodiversidad.

El estudio confirmó que la existencia de un plan de manejo, siendo un requisito legal, es una condición necesaria pero no suficiente para motivar a las empresas a que orienten su manejo en favor de la biodiversidad. Solo la certificación parece ofrecer el incentivo o el sentido de necesidad para que las empresas inviertan significativamente en procedimientos operativos para la conservación de la biodiversidad. Las empresas certificadas (grupo iv) mostraron de hecho el conjunto más exitoso de medidas en favor de la biodiversidad. Estas empresas crearon y aplicaron una amplia gama de medidas eficaces, incluidas actividades proactivas de protección de la biodiversidad y estudios periódicos para monitorear el progreso de tales actividades, con el fin de lograr los estándares de certificación y responder a las auditorías externas. Las actividades clásicas comprenden:

- implementación del aprovechamiento de impacto reducido;
- planificación mejorada de los campamentos forestales y las redes viales;
- protección de los lugares ecológicamente sensibles;
- control preventivo de las actividades de caza y promoción de alternativas a la carne de monte;
- control estricto de las redes viales y prohibición del transporte de carne de monte;
- capacitación (extracción de impacto reducido) y concienciación (caza, protección) del personal;
- monitoreo periódico de los progresos.

El progreso puede alcanzarse en la medida en que la investigación y las ONG ambientales reconozcan que el bosque, aprovechado de manera selectiva, y debidamente manejado y certificado, puede ser el hábitat de especies que de otro modo estarían amenazadas, además de que complementa las áreas protegidas (Meijaard *et al.*, 2006; Clark *et al.*, 2009). No obstante, aún queda mucho margen para mejorar y en particular para ampliar la consideración de los problemas de la biodiversidad más allá de las concesiones certificadas.

3.3. Propuestas de mejora en el manejo de la madera y la biodiversidad

3.3.1. Gobernanza

La autoridad en la práctica a cargo de los asuntos de biodiversidad en las concesiones forestales sigue estando poco clara en la región. Los organismos forestales se ocupan de la producción y generalmente tienen una experiencia, unas habilidades y una autoridad limitadas en lo que se refiere a la biodiversidad. Por otra parte, las entidades (administración, organismos u ONG ambientales) a cargo de las áreas protegidas cuentan con los conocimientos necesarios, pero por lo general tienen poca autoridad sobre las concesiones o acceso a ellas y sus planes de manejo. Cada una de estas administraciones (a

cargo de la producción forestal y áreas protegidas) solo tiene en cuenta su propio proceso de planificación, y con procedimientos muy limitados para armonizar las actividades de campo. Esta separación de responsabilidades y acciones en el campo se produce incluso en el caso de concesiones ubicadas en las inmediaciones de un área protegida, a pesar del hecho de que se han observado historias de éxito de conservación de la biodiversidad y producción de madera cuando la dirección de la concesión maderera y la del área protegida trabajan en estrecha colaboración. Clark *et al.* (2009) encontraron que las poblaciones de grandes mamíferos en las cuatro concesiones madereras tropicales estudiadas en el norte del Congo rivalizaban en sus abundancias con aquellas en el contiguo Parque Nacional Nouabale-Nodki. En Gabón, Laurance *et al.* (2009) encontraron que una concesión maderera situada cerca de la localidad de Rabi facilita los movimientos estacionales de los elefantes del bosque y otras especies salvajes entre las áreas interiores y costeras de los parques nacionales cercanos de Loango y Moukalaba-Doudou, y está desempeñando un papel clave en la conservación de la biodiversidad al mantener la conexión entre los bosques y limitar el crecimiento de la población humana cerca de los confines de los parques.

Cualquier mejora significativa hacia un manejo más sostenible de la biodiversidad en la Cuenca del Congo requerirá una mayor participación de todas las partes interesadas en el diseño e implementación de los planes de manejo referentes a bosques de producción y de conservación. Esto supone desarrollar plataformas a nivel local en las que se consulte sobre opciones y decisiones de manejo a representantes locales, nacionales e internacionales, procedentes de los sectores públicos y privados, del sector informal y de la sociedad civil. También es necesario un foro regional donde se pueda abordar la biodiversidad en los bosques de conservación y de producción. La Comisión de Bosques del África Central (COMIFAC de sus siglas en francés) es el organismo formal encargado de la armonización de las políticas forestales regionales, y de la aplicación de la estrategia regional aprobada y resumida en el “Plan de convergencia”. Bajo la COMIFAC, opera la Red de las Áreas Protegidas de África Central (RAPAC de sus siglas en francés), que es el organismo nacional dedicado a proporcionar orientación y herramientas para las áreas protegidas y los administradores. Sin embargo, no existe un equivalente regional para los bosques de producción ni para la biodiversidad a nivel global. En cambio, las concesiones industriales buscan apoyo de organizaciones no gubernamentales, como la Asociación Técnica Internacional de los Bosques Tropicales (ATIBT de sus siglas en francés), o del sector privado, como Asociación Interafricana de Industrias Forestales (IFIA, según sus siglas en inglés) que promueve los intereses de la industria. Como consecuencia, las instituciones forestales nacionales no tienen incentivos para armonizar los enfoques de producción y conservación de sus diversos organismos directivos.

3.3.2. Manejo, directrices y certificación

La certificación forestal ha mostrado un avance significativo en la región (de tener ningún bosque certificado en 1995 a unos 4,8 millones de hectáreas en 2010) y ya se ha indicado que las concesiones certificadas son por el momento las únicas que aplican medidas activas de

manejo de la biodiversidad o de mitigación de impactos. No obstante, los conocimientos más avanzados sobre la conservación de la biodiversidad en paisajes productivos siguen sujetos a considerables variaciones de interpretación entre la comunidad científica. Numerosos parámetros de las normas de certificación, y especialmente los verificadores, continúan estando sujetos a la interpretación personal de los auditores con demasiada frecuencia. Por otra parte, el sector requiere unas herramientas lo más estandarizadas posible, en particular para los procedimientos de monitoreo y evaluación, y la biodiversidad no debería ser una excepción. Las industrias necesitan procedimientos más estandarizados para la toma de datos, el análisis, el procesamiento y la toma de decisiones final en materia de biodiversidad. También para las áreas protegidas son necesarios procedimientos y conjuntos de datos estandarizados y comparables. Esto exige métodos e indicadores de biodiversidad armonizados para evaluar el manejo. También existe una necesidad clara de expertos regionales en biodiversidad más capacitados. Actualmente existe conocimiento por parte de las administraciones, empresas de consultoría y ONG ambientales, pero su capacidad real no está a la altura de los retos, y los resultados de los muchos proyectos que recurrieron a dicha experiencia regional con frecuencia son decepcionantes (Vanderhaute y Daucet, 2006). Estos métodos armonizados y pragmáticos deberían ser difundidos y promovidos a través de directrices regionales aprobadas por el sector público y privado que se incorporen a normas de certificación adaptadas a las necesidades locales.

De hecho, hay varios documentos de orientación para gerentes de concesiones y auditores de certificación. En 2003, la Organización Africana de la Madera, en colaboración con la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (ATO e ITTO, 2003), editó un conjunto de principios, criterios e indicadores para el manejo forestal sostenible en el Congo, que fue utilizado más adelante (2008-2010) como referencia para adaptar normas de certificación como la norma regional del FSC para la Cuenca del Congo. Las directrices fueron publicadas en 2009 por la ITTO y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad en los bosques tropicales de producción de madera (ITTO y UICN, 2009). Entre 2006 y 2007, la asociación profesional ATIBT publicó una serie de tres directrices prácticas diseñada específicamente para las necesidades de los propietarios y gerentes de concesiones de África Central, un volumen dedicado al bosque de producción (ATIBT, 2007), otro sobre los aspectos sociales del manejo forestal (ATIBT, 2006a) y un tercero sobre el manejo de la fauna en las concesiones forestales (ATIBT, 2006b). Estos tres documentos técnicos han sido muy difundidos entre la profesión y llegaron al público al que estaban dirigidos pero, lamentablemente, rara vez se han aplicado sobre el terreno.

4. Manejo de la madera y la fauna silvestre

A continuación se analiza el ejemplo específico de la fauna silvestre y el aprovechamiento de madera, ya que probablemente sea la principal preocupación referente a la biodiversidad (y los medios de vida) de la región.

4.1. Problemas referentes a la fauna silvestre y el aprovechamiento de madera en la Cuenca del Congo

Generalmente se citan cuatro causas principales de la alteración de la vida silvestre en las concesiones madereras y su entorno: carreteras, actividades de caza, el crecimiento de la población humana y la perturbación del hábitat causada por el aprovechamiento. Las carreteras de aprovechamiento forestal facilitan el acceso a los bosques remotos al abrir vías en áreas anteriormente inaccesibles, facilitando así el acceso a los mercados y transformando la caza, que de ser primordialmente una actividad de subsistencia se convierte en una actividad comercial (Thibault y Blaney, 2003; Poulsen *et al.*, 2009). La tasa de construcción de carreteras para el aprovechamiento forestal se ha incrementado de manera acentuada en la última década, con la apertura potencial de un 29% más de bosques de África Central (Laporte *et al.*, 2007). Las carreteras afectan a la población de especies de mamíferos en diferentes formas según la especie y las condiciones locales, como la situación de la carretera, su anchura y el tráfico de vehículos. Además, es algo difícil medir con precisión las perturbaciones directas causadas por la carretera y el aumento inducido de la caza. Clark *et al.* (2009) sugieren correlaciones muy negativas entre la proximidad a las carreteras y la abundancia de elefantes, chimpancés y guenones, pero otros estudios arrojan datos contradictorios. Vanvliet y Nasi (2008) no encontraron efectos negativos de las carreteras sobre la abundancia de elefantes y grandes simios, pero sí descubrieron que la abundancia de monos pequeños es superior en lugares más alejados de las carreteras. Para Laurance *et al.* (2008), los elefantes no resultan afectados por las carreteras y la abundancia de primates nocturnos aumenta con la proximidad a éstas, pero disminuye la riqueza de especies de primates. Aunque vieron que la abundancia de elefantes o duikers azules no se veía afectada por las carreteras, Vanvliet y Nasi (2008) demostraron que el duiker de lomo amarillo, el duiker bayo y el duiker de Peter son más abundantes en lugares a más de 10 km de distancia de las carreteras. Se sabe que algunos carnívoros utilizan las carreteras para desplazarse o como terreno de caza (como la civeta africana, Ray y Sunquist, 2001), y no les afectan las carreteras (van der Hoeven *et al.*, 2010) y que la abundancia de pangolines pequeños aumenta con la proximidad a las carreteras (Laurance *et al.*, 2008).

Una alta densidad de población humana está vinculada a la presencia de infraestructuras y campamentos de las empresas madereras, ya que a menudo ofrecen mejores instalaciones que los centros urbanos existentes (Nasi *et al.*, 2008) y atraen personas (operarios, familiares y comerciantes) de áreas poco pobladas. La agricultura y las actividades de caza se incrementan para responder a la mayor demanda de alimentos generada por la llegada de empleados de las compañías madereras a pueblos anteriormente remotos (Laurance *et al.*, 2006). En el norte del Congo, Poulsen *et al.* (2009) mostraron que a lo largo de seis años la población humana de cinco ciudades madereras creció un promedio del 69%, que la biomasa de carne de monte en esas poblaciones aumentó un 64%, y que el 72% de los animales encontrados en los mercados fueron cazados por inmigrantes en asentamientos dedicados a la extracción de madera y quienes también consumieron el 66% de toda la carne de monte. Las empresas forestales pagan salarios relativamente altos, lo que hace prosperar la economía local y atrae grandes cantidades de personas (trabajadores,

miembros familiares y comerciantes) hacia zonas previamente poco pobladas. Como la mayoría de las empresas forestales —excepto las certificadas— no disponen de normas que prohíban la caza y el comercio a sus trabajadores, ni tampoco les suministran unos sustitutos aceptables a bajo costo, la mayor parte de los trabajadores están involucrados en la caza de carne de monte. Por el contrario, la presión de la caza alrededor de los poblados pequeños tiene escaso efecto en la mayoría de los grupos funcionales y en especies de antílopes, elefantes, grandes simios o búfalos rojos. Solo los pequeños monos parecen evitar la proximidad a las aldeas (Vanvliet y Nasi, 2008). Los elefantes y los antílopes son más abundantes cerca de las poblaciones (Clark *et al.*, 2009) y el número de roedores aumenta en las áreas de caza (Laurance *et al.*, 2008). En el Congo, Clark *et al.* (2009) sugieren que la cantidad de antílopes solo decrece alrededor de las poblaciones con más de 1000 personas, el cual puede ser el punto en el que la presión de la caza comienza a ser insostenible.

Un análisis limitado de los estudios más recientes (siete estudios publicados en revistas referenciadas en el ISI desde 2000) relativos a los impactos en la abundancia de mamíferos en concesiones madereras de África Central sugiere diversas respuestas a las principales fuentes de perturbación en las concesiones dependiendo del grupo funcional y de la especie (véase el Cuadro 3). En general, la distribución de mamíferos dentro de una concesión forestal está más influenciada por la presión de la caza y las carreteras que por efecto directo del aprovechamiento (Laurance *et al.*, 2008; Vanvliet y Nasi, 2008; van der Hoeven *et al.*, 2010). De hecho, los antílopes y los roedores parecen beneficiarse de la presencia de remanentes de hábitats alterados por la tala de madera. Los grandes simios y algunos grupos de monos pequeños parecen ser la excepción y pueden resultar seriamente perturbados por las operaciones de aprovechamiento. White y Tutin (2001) suponen que el ruido y las molestias pueden provocar el desplazamiento de toda una comunidad de chimpancés y violentos conflictos con las comunidades vecinas, ocasionando alta mortalidad. Matthews y Matthews (2002) demostraron que las densidades del mangabeys de collar blanco eran significativamente más altas en áreas con menor nivel de perturbación por el aprovechamiento.

4.2. Posibles medidas para manejar la madera y la fauna silvestre dentro de las concesiones

En la actualidad existen varios documentos de orientación para gerentes de concesiones y auditores de certificación (véase la sección 3.3.2) que han sido ampliamente difundidos entre la profesión. Estos documentos promueven algunas medidas prácticas que pueden ser incluidas en el plan de manejo de las concesiones madereras y puestas en práctica para manejar la madera y la fauna silvestre.

En primer lugar, establecer pautas para la construcción de carreteras antes de comenzar la explotación podría ayudar a mitigar las graves limitaciones ecológicas sobre las poblaciones de fauna en áreas que podían quedar fragmentadas por esas carreteras. La red de carreteras parece ser el núcleo del problema ya que, con frecuencia, la intensidad de la caza tiene una fuerte correlación con la distancia a las carreteras. La construcción

Cuadro 3. Impactos del aprovechamiento sobre los mamíferos en las concesiones madereras

Causa principal	Grupo funcional	Especie o grupo funcional	Impacto en la población de la especie	País	Estudio
Alteración del hábitat (aprovechamiento)	Antílopes		(+)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
	Elefantes		(-)	Camerún	Matthews y Matthews (2002)
	Grandes simios	Chimpancés	(-)	Camerún	Matthews y Matthews (2004)
	Roedores	Puercoespín de cola de pincel	(-)	Gabón	White y Edwards (2001)
			(+)	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
	Monos pequeños	Roedores múridos	(+)	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
			(-)	Camerún	Matthews y Matthews (2002)
		Guenones	Camerún	Matthews y Matthews (2002)	
Caza	Antílopes	Antílope rojo	(-)	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
		Antílope de lomo amarillo	(-)	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Elefantes		(-)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
			No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Grandes simios	Chimpancés	(-)	Camerún	Matthews y Matthews (2004)
	Roedores	Gorilas	(-)	Camerún	Matthews y Matthews (2004)
		Puercoespín de cola de pincel	(+)	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
	Roedores múridos	(+)	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)	

continúa en la página siguiente

Cuadro 3. Continuado

Causa principal	Grupo funcional	Especie o grupo funcional	Impacto en la población de la especie	País	Estudio
Proximidad a pueblos y ciudades grandes	Grandes simios	Chimpancés	(-)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
	Monos pequeños	Guenones	(-)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
	Antílopes		(-)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
Proximidad a pequeñas aldeas	Antílopes		(+)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
	Elefante		(+)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
	Búfalo rojo		No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Grandes simios	Chimpancés	No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
		Gorilas	No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
Monos pequeños		(-)	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)	
Carreteras	Carnívoros		No afectada	Camerún	Van der Hoeven <i>et al.</i> (2010)
	Antílopes	Antílope bayo	No afectada	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
		Antílope azul	(-)	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
		Antílope azul	(-)	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
		Antílopes	(+)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
		Antílope de Ogilvy	(-)	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
		Antílope de Peter	No afectada	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
		Antílope rojo	(-)	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
Antílope de lomo amarillo	No afectada	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)		

continúa en la página siguiente

Cuadro 3. Continuo

Causa principal	Grupo funcional	Especie o grupo funcional	Impacto en la población de la especie	País	Estudio
		Antílope de lomo amarillo	(-)	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Elefantes		(-) No afectada	Congo Gabón	Clark <i>et al.</i> (2009) Laurance <i>et al.</i> (2008)
			No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Antílopes almizclero enano de agua		No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Potamóquero de río		No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Búfalo rojo		No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Grandes simios	Chimpancés	(-)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
		Chimpancés	No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
		Gorilas	No afectada	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)
	Pangolín		(+)	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
	Monos pequeños	Guenones	(-)	Congo	Clark <i>et al.</i> (2009)
		Monos pequeños diurnos	No afectada	Camerún	Van der Hoeven <i>et al.</i> (2010)
		Monos nocturnos	(+)	Gabón	Laurance <i>et al.</i> (2008)
		Monos pequeños diurnos	(-)	Gabón	van Vliet y Nasi (2008)

Impacto en la población de la especie: aumento de la población (+), disminución (-) o no está afectada por la causa principal involucrada (por ejemplo, se descubrió que la caza aumenta la población de puercoespines de cola de pincel en Gabón).

de carreteras limita el movimiento físico de algunas especies (Laurance *et al.*, 2006) y va acompañada de un aumento de la caza, colonización no planificada y deforestación o degradación forestal (Wilkie *et al.*, 2000; Blake *et al.*, 2008). Una planificación óptima y la gestión activa de la red vial para el aprovechamiento debería ayudar a limitar los impactos directos (por ejemplo manteniendo las carreteras alejadas de los límites de las áreas protegidas, reduciendo el número de carreteras secundarias), mientras que un mejor control del acceso (por ejemplo bloqueando las trochas de arrastre o carreteras secundarias usadas, barreras con personal de control en los accesos principales) ayudaría a limitar las actividades de caza comerciales (Vanvliet y Nasi, 2008). El acceso a las carreteras forestales debería estar restringido a vehículos de la empresa, las carreteras deberían cerrarse cuando no están siendo utilizadas para el aprovechamiento y las empresas deberían aplicar límites de velocidad (Poulsen *et al.*, 2009). Otras medidas que facilitan cruzar la carretera, como permitir que se recupere la densa vegetación a lo largo de ella o grandes árboles que sirvan de “puentes para monos” podrían significar una diferencia decisiva para la supervivencia de poblaciones fragmentadas que, de otra manera, ya estarían amenazadas por la caza y la destrucción de su hábitat (Meijaard *et al.*, 2006; van der Hoeven *et al.*, 2010).

En segundo lugar, suministrar a los trabajadores fuentes sostenibles de proteínas es crucial para evitar aumentos incontrolados de la caza y el comercio de carne de monte en los campamentos y asentamientos madereros recientes. Las empresas deben garantizar la importación o creación de fuentes de proteínas para los trabajadores y sus familias, estableciendo unos precios competitivos con la carne de monte y el pescado (Poulsen *et al.*, 2009). No se debe permitir portar armas al personal que realiza el inventario forestal y las empresas deberían prohibirles cazar para alimentarse. Las empresas deben ser las responsables de alimentar a sus empleados en todo momento mientras estén en el campo. Se pueden organizar actividades legales de caza para los trabajadores basadas en planes de caza sostenibles con el fin de satisfacer las necesidades de proteínas de los trabajadores y sus familias. Estos planes de manejo de la caza deberían tener como objetivo especies de animales de caza comunes (*Atherurus africanus* y *Cephalophus monticola*) que son particularmente resistentes a la degradación del hábitat o la caza. La empresa maderera podría desarrollar modelos de manejo de la caza, con rotación en el espacio y en el tiempo de las áreas abiertas a la caza en el año precedente al de las operaciones de aprovechamiento (Poulsen *et al.*, 2010; Vermeulen *et al.*, 2009). Además, los sistemas tradicionales de manejo de recursos como los territorios de caza, deberían formalizarse en el planeamiento de uso de la tierra (por ejemplo, planes de manejo para concesiones madereras) y se debe dar prioridad a la población indígena en el acceso a los recursos (Nasi *et al.*, 2008; Poulsen *et al.*, 2009).

En tercer lugar, las empresas deberían promover y aplicar normas internas que contribuyan al cumplimiento de la ley sobre fauna silvestre, asegurando que sus trabajadores no infrinjan las leyes de caza y comercio (Poulsen *et al.*, 2009). No obstante, como la caza comercial no es practicada necesariamente (o no solo) por los empleados de la empresa y con frecuencia involucra a cazadores comerciales con respaldo político, son necesarias alianzas

eficientes entre la empresa maderera y los organismos gubernamentales responsables del cumplimiento de la ley como medida para evitar la caza furtiva, especialmente la de las especies más vulnerables.

En cuarto lugar, cada vez se considera más prioritaria la necesidad de implementar sistemas de monitoreo de los impactos a largo plazo que puedan ser atribuidos a la empresa maderera y sus trabajadores (TRAFFIC, 2010). Las alianzas a largo plazo entre empresas y centros de investigación o con ONG a favor de la conservación son necesarias (Billand *et al.*, 2010) para lograr la aplicación práctica de herramientas de monitoreo a diferentes niveles (estudios de vida silvestre, niveles de caza, consumo y comercio de carne de animales silvestres, nivel de cumplimiento de las normas internas y las leyes nacionales, etc.). Los resultados, analizados de forma periódica, permitirán medir los efectos de las medidas establecidas y resaltarán las tendencias que requieran atención urgente.

5. Más allá de los límites: Enfoques del paisaje en la práctica

Las áreas protegidas por sí mismas, con frecuencia demasiado pequeñas y con financiamiento y personal inadecuados, no podrán evitar la pérdida continua de biodiversidad (Soulé y Sanjayan, 1998; Fagan *et al.*, 2006). Como se ha visto en las secciones 3 y 4, las concesiones forestales manejadas pueden resultar especialmente valiosas cuando están colindantes a áreas protegidas o rodean a estas. La necesidad de complementariedad entre estos dos usos de la tierra se ve aumentada por el hecho de que los esfuerzos para conservar la fauna silvestre en una unidad de paisaje pueden ser socavados si las áreas circundantes no son manejadas adecuadamente. En fechas recientes, el sector forestal ha sido a veces un socio dispuesto a colaborar y eficaz para la conservación (Elkan *et al.*, 2006; Poulsen *et al.*, 2007; Butler y Laurance, 2008). El sector forestal puede fomentar la conservación de la biodiversidad y los medios de vida para los humanos adoptando prácticas sostenibles que tengan en cuenta explícitamente los efectos directos e indirectos de sus actividades sobre la fauna silvestre (Robinson *et al.*, 1999; Milner-Gulland *et al.*, 2003). El gran tamaño y los variados hábitats de las concesiones madereras certificadas y con manejo sostenible parece ser por lo tanto un complemento para la red existente de áreas protegidas, agrandando considerablemente el “patrimonio de conservación” (Putz *et al.*, 2001; Clark *et al.*, 2009). Desde 2002, la Alianza para la protección forestal de la cuenca del río Congo (CBFP, por sus siglas en inglés) ha organizado sus intervenciones alrededor de 12 grandes paisajes (Altstatt *et al.*, 2009) combinando áreas protegidas y otros usos adyacentes (concesiones madereras, tierras consuetudinarias, etc.).

Pero existen acuerdos prometedores entre organizaciones no gubernamentales ambientalistas y empresas madereras que operan en el paisaje Trinacional Dja-Minkébé-Odzala. Estas colaboraciones han contribuido a unificar los enfoques de conservación en las concesiones madereras y a que los gerentes de estas se interesen en la biodiversidad (principalmente de las especies de carne de monte). En reciprocidad, han ayudado a las ONG a comprender mejor las reglas del juego y las limitaciones que enfrentan los gestores forestales (Nasi, 2008). Uno de los ejemplos más prometedores es

el proyecto PROGEPP, una alianza entre Ministerio de Economía Forestal congoleño, el Congolaise Industrielle des Bois (CIB) y Wildlife Conservation Society, cuya superficie abarca unos 3 millones de hectáreas de concesiones madereras con la certificación FSC alrededor del parque nacional Nouabale-Nodki. El proyecto creó un sistema de manejo de la fauna silvestre en las concesiones basado en cuatro principios clave: regular el acceso a los recursos de fauna silvestre mediante la planificación del uso de la tierra; promover la caza selectiva a través de la aplicación de la ley; involucrar a las comunidades en el manejo de la vida silvestre; y desarrollar alternativas a la caza y la carne de monte desde el punto de vista económico y de fuente de proteínas (véase Poulsen *et al.*, 2010 para más información sobre lo aprendido).

Un estudio reciente sobre otro paisaje, el Trinacional Sangha (TNS), mostró que una combinación de concesiones madereras y áreas protegidas está consiguiendo un buen equilibrio entre conservación y desarrollo local. La fauna silvestre sigue siendo abundante en las áreas aprovechadas y los bosques se recuperan bien después de la tala. No obstante, ni los indicadores ambientales ni los de los medios de vida de la población cambiaron sustancialmente hasta 2008. El mayor obstáculo para el progreso fue una gobernanza débil. Sin embargo, la crisis financiera global de 2008 tuvo consecuencias inmediatas y sorprendentes. Las empresas madereras restringieron sus actividades —ya no era rentable el aprovechamiento en una zona tan remota— y la población local perdió su única oportunidad de empleo remunerado. Las carreteras, las clínicas y las escuelas que las empresas habían apoyado fueron abandonadas. Los habitantes no tenían otra opción sino volver a la caza furtiva y a talar el bosque para la agricultura de subsistencia. Tanto la conservación como el desarrollo sufrieron (Endamana *et al.*, 2005).

Estos paisajes de la CBFPP podrían ser ejemplos vivos de territorios integrados de conservación y producción. No obstante, parece que aunque los resultados en términos de conservación son reales, todavía no hay una integración verdadera entre conservación y desarrollo en el manejo de uso múltiple, y los desafíos y las amenazas siguen siendo inmensos. El desarrollo y la conservación en este manejo de uso múltiple parecen todavía muy vulnerables a los ciclos financieros o al financiamiento externo. Dada la debilidad de los Gobiernos de la región, solo puede tener éxito a largo plazo con un compromiso activo del sector privado (empresas y ONG) y comunidades apoyadas por financiamiento externo, un campo de juego nivelado para el negocio y más beneficios para todos los participantes (como áreas más extensas protegidas eficazmente por las ONG; bonificaciones a empresas por las ventas de madera certificada; mejores infraestructuras; reconocimiento de derechos de caza y empleo para las comunidades).

Por lo que sabemos, el ejemplo más avanzado de este manejo integrado de producción y conservación se halla en el bosque Iwokrama (Guyana). Aquí, el Centro Internacional Iwokrama para la Conservación y el Desarrollo del Bosque Tropical (IIC, 2011) invirtió un capital considerable, gracias al financiamiento externo inicial, en medir, zonificar y desarrollar un modelo de manejo integrado de los recursos forestales para beneficio de la conservación y las comunidades. De la superficie total de 371 681 hectáreas, 184 506 están designadas como área de uso sostenible (SUA, por sus siglas en inglés); las otras

186 175 hectáreas han sido reservadas permanentemente como Reserva Natural (RN). La SUA se maneja para el aprovechamiento de madera según la certificación FSC a través de una empresa conjunta con socios privados y acciones repartidas entre el IIC, socios privados y comunidades locales. La RN se dedica al turismo ecológico, con la participación activa de las comunidades. Las comunidades locales conservan el derecho de uso de los recursos naturales dentro del bosque de Iwokrama y se benefician del empleo y la diversificación de la economía.

6. Conclusiones

En un estudio reciente, García-Fernández *et al.* (2008) llegaron a la conclusión de que “el manejo forestal de uso múltiple sigue siendo una alternativa de manejo válida en condiciones de contexto locales especialmente favorables, en particular cuando se lleva a cabo a escala de paisaje, pero estas condiciones son menos frecuentes de lo que supone generalmente” y que “son necesarios escenarios especiales con condiciones previas especiales para que funcione el MUM, incluidos una mentalidad nueva e incentivos para competir con éxito con opciones de uso de la tierra más especializadas”.

Creemos que, a pesar de los enormes problemas de gobernanza y los derechos poco claros de uso o tenencia de la tierra, es posible desarrollar unidades de manejo forestal de uso múltiple que combinen la protección y la producción a escala de paisaje en la Cuenca del Congo. Los casos antes mencionados son atisbos de movimiento en la dirección adecuada, pero el progreso general es escaso, y todavía debe cambiar la mentalidad de los sectores público y privado hacia una colaboración real entre los intereses de conservación y de desarrollo si realmente queremos avanzar hacia un manejo integrado de la madera y la biodiversidad en la Cuenca del Congo.

Billand y Nasi (2008) sugirieron implementar territorios de conservación y producción regidos por estatutos similares a los “Parcs Naturels Régionaux” franceses, cuyo propósito es proteger y dar valor a extensos paisajes rurales deshabitados, fomentando políticas e incentivos financieros que involucren a los actores de la conservación y la producción. Dichas alianzas deberían ir mucho más allá de la colaboración existente entre organizaciones no gubernamentales ambientalistas y empresas madereras hacia un auténtico manejo conjunto, con participación de las comunidades de extensos paisajes, al mismo tiempo que se garantiza una redistribución local de los beneficios de la producción a las comunidades y a la parte de protección. Esto requeriría, allí donde sea posible, darse cuenta de todo el potencial económico del aspecto de conservación (turismo ecológico, prospecciones biológicas, pago por servicios ambientales, etc.); manejar conjuntamente y valorar sectores informales como la caza, la pesca y la extracción de PFM para los medios de vida locales; y emplear parte de los ingresos generados por la producción para el manejo del área de conservación buscando beneficios recíprocos como la imagen del sector maderero, certificación del manejo o productos certificados, efectivo para actividades de conservación o para compensar a la población local.

Varios problemas económicos, técnicos y de gobernanza impiden todavía un mayor avance hacia el manejo de uso múltiple en la región. Entre estos se encuentra el alto costo de oportunidad de mantener los bosques y los escasos beneficios económicos — si los hay— de las prácticas de aprovechamiento mejoradas (certificadas) frente a las convencionales; la persistencia de problemas de tenencia y planificación del uso de la tierra; o la ausencia general de aplicación de normas y regulaciones forestales debido a la falta de medios financieros o de recursos humanos calificados. Además, la crisis económica que empezó en 2008 provocó una conmoción de la que aún no se han recuperado las empresas madereras, y los precios y volúmenes de las maderas exportadas continúan por debajo de la media. Hemos indicado la ausencia general de manejo de uso múltiple en la región de la Cuenca del Congo, pero también hay algunos ejemplos que muestran cómo se pueden superar los obstáculos para el manejo de uso múltiple: (i) fomentando el apoyo político a través de políticas y regulaciones preventivas (creando unidades de uso específico de la tierra, aceptando una redistribución o una renuncia a las ganancias por parte de las industrias extractivas) o, por lo menos, neutrales (sin interferencias indebidas del Estado); (ii) impulsando y premiando al sector productivo para que se certifique; e (iii) involucrando a todos los actores en la planificación del uso de la tierra y en el desarrollo de planes de manejo.

Los escasos ejemplos exitosos muestran que se necesita financiamiento inicial para cubrir los primeros costos de transacción requeridos para establecer las diversas plataformas de negociación y recoger los datos necesarios para la planificación del uso de la tierra. Teniendo en cuenta que un sistema de manejo de uso múltiple bien implementado, que aúne operaciones certificadas de aprovechamiento y áreas protegidas, capturaría más carbono que el manejo de uso único actual, las iniciativas existentes podrían ser reforzadas o ampliadas beneficiándose directamente de los fondos de REDD+.

Creemos además que tanto el manejo del aprovechamiento de la madera y de la biodiversidad es posible en el Congo, pero requiere una mentalidad nueva en términos de tipos de uso de la tierra, unas alianzas más sólidas entre el sector público y privado que abarquen los aspectos de producción y conservación del paisaje y un apoyo renovado a largo plazo de la comunidad donante internacional.

Agradecimientos

Queremos dar las gracias a nuestros colegas de la unidad de coordinación de FORAC/OFAC en Kinshasa (Richard Eba'a Atyi y Carlos de Wasseige) por los datos actualizados sobre manejo de concesiones industriales y estado de certificación; y a nuestro colega de la oficina regional de CIFOR en Yaoundé, Guillaume Lescuyer, por los datos actualizados sobre bosques comunitarios en Camerún. También damos las gracias a las tres personas que nos ayudaron con su revisión a mejorar significativamente nuestro manuscrito original.

Referencias

- Altstatt, A., Colom, A., de Marcken, P., Maisels, F., 2009. Capítulo 14: the Congo Basin Forest Partnership (CBFP) priority landscapes. En: de Wasseige, C., Devers, D., de Marcken, P., Eba'a Atyi, R., Nasi, R., Mayaux, Ph. (Eds.), *State of the Forests 2008*. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo, pp. 225–232.
- ATO–ITTO, 2003. Principles, Criteria and Indicators for the Sustainable Management of African Natural Tropical Forests. African Timber Organization and International Tropical Timber Organization, ITTO Policy Development Series No.14, Yokohama, Japón.
- ATIBT, 2006a. Practical Management Plan for Natural African Production Forests. Volumen II: Social Aspects. Association Technique Internationale des Bois Tropicaux, Saint Mandé, Francia.
- ATIBT, 2006b. Practical Management Plan for Natural African Production Forests. Volumen III: Wildlife Aspects. Association Technique Internationale des Bois Tropicaux, Saint Mandé, Francia.
- ATIBT, 2007. The Requirement of a Practical Forest Development Plan for Natural Tropical African Production Forests. Application in the Case of Central Africa. Volumen I: Production Forests. Association Technique Internationale des Bois Tropicaux, Saint Mandé, Francia.
- Bayol, N., Borie, J. M., 2004. Itinéraires techniques d'aménagement des forêts de productions en Afrique centrale. *Bois et Forêts des Tropiques* 281 (3), 35–48.
- Billand, A., Nasi, R., 2008. Production dans les forêts de conservation, conservation dans les forêts de production: vers des forêts tropicales durables, à partir du cas de l'Afrique central. En: Méral, P., Castellanet, C., Lapeyre, R. (Eds.), *La gestion concertée des ressources naturelles – L'épreuve du temps*. Coll. Économie et développement, Editions Gret et Karthala, pp. 201–219.
- Billand, A., Fournier, J., Rieu, L., Souvannavong, O., 2010. Prise en compte de la biodiversité dans les concessions forestières d'Afrique centrale. Document de travail sur la biodiversité forestière, n° 1. FAO, Roma, p. 102.
- Blake, S., Deem, S. L., Strindberg, S., Maisels, F., Momont, L., Isia, I. B., Douglas-Hamilton, I., Karesh, W. B., Kock, M. D., 2008. Roadless wilderness area determines forest elephant movements in the Congo Basin. *PLoS ONE* 3 (10), e3546.
- Bruun, T. B., de Neergaard, A., Lawrence, D., Ziegler, A., 2009. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Southeast Asia: carbon storage and soil quality. *Human Ecology* 37, 375–388.
- Burgers, P., Hairiah, K., Cairns, M., 2000. Indigenous Fallow Management. Lecture Note 4. International Centre for Research in Agroforestry, South East Asian Research Programme, Bogor, Indonesia.
- Butler, R. A., Laurance, W. F., 2008. New strategies for conserving tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 469–472.

- Cameroon Development Corporation Website, 2010. Disponible en: < <http://www.cdc-cameroon.com> > (consultado el 27 de diciembre de 2010).
- Clark, C. J., Poulsen, J. R., Malonga, R., Elkan, P. W., 2009. Logging concessions can extend the conservation estate for Central African Tropical Forests. *Conservation Biology* 23, 1281–1293.
- Ezzine de Blas, D. E., Pérez, M. R., 2005. Community Forests: Shadows and Lights in Rural Cameroon. Informe preparado para WWF. Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, España.
- De Wasseige, C., Devers, D., de Marcken, P., Eba'a Atyi, R., Nasi, R., Mayaux, P. (Eds.), 2009. Les Forêts du Bassin du Congo – Etat des Forêts 2008. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo. Disponible en: < <http://www.observatoire-comifac.net/edf2008.php> >.
- Elkan, P. W., Elkan, S. W., Moukassa, A., Malonga, R., Ngangoué, M., Smith, J. L. D., 2006. Managing threats from bushmeat hunting in a timber concession in the Republic of Congo. En: Peres, C., Laurence, W. (Eds.), *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Endamana, D., Boedhihartono, A. K., Bokoto, B., Defo, L., Eyebe, A., Ndikumagenge, C., Nzoo, Z., Ruiz-Pérez, M., Sayer, J. A., 2010. A framework for assessing conservation and development in a Congo Basin Forest Landscape. *Tropical Conservation Science* 3 (3), 262–281.
- Ezzine de Blas, D., Ruiz Pérez, M., Sayer, J. A., Lescuyer, G., Nasi, R., Karsenty, A., 2009. External influences on and conditions for community logging management in Cameroon. *World Development* 37 (2), 445–456.
- Fagan, C., Peres, C. A., Terborgh, J., 2006. Tropical forests: a protected area strategy for the twenty-first century. En: Laurance, W. F., Peres, C. A. (Eds.), *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 415–432.
- Fargeot, C., Forni, E., Nasi, R., 2004. Quelques outils de l'aménagement forestier dans le Bassin du Congo. *Bois et Forêts des Tropiques* 281 (3), 19–34.
- Finegan, B., Nasi, R., 2004. The biodiversity and conservation potential of swidden agricultural landscapes. En: Götz *et al.* (Eds.), *Agroforestry and Biological Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press, pp. 153–197.
- García-Fernández, C., Ruiz-Pérez, M., Wunder, S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *Forest Ecology and Management* 256 (7), 1468–1476.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Nasi, R., Sheil, D., Herrero-Jauregui, C., Cronkleton, P., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in tropical forests: perspectives, challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 259 (3), 237–245.
- Ickowitz, A., 2006. Shifting cultivation and deforestation in tropical africa: critical reflections. *Development and Change* 37 (3), 599–626.
- IIC, 2011. Iwokrama International Centre for Rainforest Conservation and Development. Disponible en: < <http://www.iwokrama.org/> > (consultado el 07 de marzo de 2011).

- ITTO e IUCN, 2009. ITTO/IUCN Guidelines for the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity in Tropical Timber Production Forests. Publicación conjunta de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. ITTO Policy Development Series No. 17, Yokohama, Japón.
- Karsenty, A., 2006. Capítulo 8: Comparaisons des législations et des réglementations dans les six pays forestiers d'Afrique centrale. En: Les Forêts du Bassin du Congo: Etat des Forêts 2006. Partenariat sur les Forêts du Bassin du Congo, COMIFAC, Ministère des Affaires Etrangères, Comisión Europea, USAID, pp. 63–79.
- Karsenty, A., 2010. La responsabilité sociale et environnementale des entreprises concessionnaires. En: Joiris, D.V., Bigombe Logo, P. (Eds.), La gestion participative des forêts d'Afrique centrale – Un modèle à l'épreuve de la réalité, ÉditionsQAE, Coll. Synthèses, pp. 35–55.
- Laporte, N. T., Stabach, J. A., Grosch, R., Lin, T. S., Goetz, S. J., 2007. Expansion of industrial logging in Central Africa. *Science* 316 (5830), 1451.
- Laurance, W. F., Croes, B. M., Tchignoumba, L., Lahm, S. A., Alonso, A., Lee, M., Campbell, P., Ondzeano, C., 2006. Impacts of roads and hunting on central-African rainforest mammals. *Conservation Biology* 20, 1251–1261.
- Laurance, W. F., Goosem, M., Laurance, S. G., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 659–669.
- Laurance, W. F., Croes, B. M., Guissouegou, N., Buij, R., Dethier, M., Alonso, A., 2008. Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African rainforests. *Conservation Biology* 22, 721–732.
- MAG Industries Website, 2010. Disponible en: < <http://www.magindustries.com/innerpage.aspx?pgid=15> > (consultado el 27 de octubre de 2010).
- Matthews, A., Matthews, A., 2002. Distribution, population density, and status of sympatric cercopithecids in the Campo-Ma'an area, Southwestern Cameroon. *Primates* 43, 155–168.
- Matthews, A., Matthews, A., 2004. Survey of gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*) and chimpanzees (*Pan troglodytes troglodytes*) in Southwestern Cameroon. *Primates* 45, 15–24.
- Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R., Stanley, S. A., 2006. Wildlife conservation in Bornean timber concessions. En el especial “Do we need new management paradigms to ensure sustainability in tropical forests?”. *Ecology and Society* 11 (1), 47. Disponible en: < <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art47/> >.
- Milner-Gulland, E. J., Bennett, E. L. Annual Meeting Wild Meat Group, 2003. Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology and Evolution* 18 (7), 351–357.
- Nasi, R., 2008. Beyond timber: making multiple-use forest management a reality in Central Africa. Keynote paper for the session multiple-use for diverse needs – can this be done sustainably with socio-economic benefits? En: Conferencia sobre el Manejo Forestal Sostenible en África, Stellenbosch, del 3 al 7 de noviembre.

- Nasi, R., Cassagne, B., Billand, A., 2006. Forest management in Central Africa: where are we? *International Forestry Review* 8 (1), 14–20.
- Nasi, R., Brown, D., Wilkie, D., Bennett, E., Tutin, C., van Tol, G., Christophersen, T., 2008. Conservation and Use of Wildlife-based Resources: the Bushmeat Crisis. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Montreal, y Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), Bogor. Technical Series No. 33, Montreal.
- Nasi, R., Mayaux, P., Devers, D., Bayol, N., Eba'a Atyi, R., Mugnier, A., Cassagne, B., Billand, A., Sonwa, D., 2009. Capítulo 12: a first look at carbon stocks and their variations in Congo Basin Forests. En: de Wasseige, C., Devers, D., deMarcken, P., Eba'a Atyi, R., Nasi, R., Mayaux, Ph. (Eds.), *State of the Forests 2008*. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo, pp. 191–208.
- Ndoye, O., Tieguhong, J.C., 2004. Forest resources and rural livelihoods: the conflict between timber and non-timber forest products in the Congo Basin. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, 1–9.
- Poulsen, J. R., Clark, C. J., Mavah, G., 2007. Wildlife management in a logging concession in Northern Congo: can livelihoods be maintained through sustainable hunting? En: Davies, G., Brown, D. (Eds.), *Bushmeat and Livelihoods*. Blackwell Publishing, pp. 140–157.
- Poulsen, J. R., Clark, C. J., Mavah, G., Elkan, P. W., 2009. Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in Northern Congo. *Conservation Biology* 23, 1597–1608.
- Poulsen, J. R., Clark, C. J., Curran, B. K., 2010. Case study 3 – forest concession land use planning: lessons learned from Congolaise Industrielle des Bois (CIB)–PROGEPP Project. En: Yanggen, D., Angu, K., Tchamou, N. (Eds.), *Landscape-Scale Conservation in the Congo Basin: Lessons Learned from the Central Africa Regional Program for the Environment (CARPE)*. IUCN, pp. 131–138.
- Putz, F. E., Bate, G., Redford, K. H., Fimbel, R., Robinson, J., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15, 7–20.
- Ray, J., Sunquist, M. E., 2001. Ecological separation within an African forest carnivore community. *Oecologia* 127, 395–408.
- Réjou-Méchain, M., Fayolle, A., Nasi, R., Gourlet-Fleury, S., Doucet, J. L., Gally, M., Hubert, D., Pasquier, A., Billand, A., 2011. Can we trust species identification in commercial forest inventories? *Forest Ecology and Management* 261, 187–194.
- Robinson, J. G., Redford, K. H., Bennett, E. L., 1999. Wildlife harvest in logged tropical forests. *Science* 284, 595–596.
- Ruiz-Pérez *et al.*, 2004. Markets drive the specialisation strategies of forest peoples. *Ecology and Society* 9 (2), 4.
- Soulé, M. E., Sanjayan, M. A., 1998. Conservation targets: do they help. *Science* 279, 2060–2061.

- Thibault, M., Blaney, S., 2003. The oil industry as an underlying factor in the bushmeat crisis in Central Africa. *Conservation Biology* 17 (6), 1807–1813.
- TRAFFIC, 2010. Forest Concessionaires Meet on Management of Wildlife Resources in the Congo Basin Forest. Disponible en: <<http://www.traffic.org/home/2010/6/14/forest-concessionaires-meet-on-management-of-wildlife-resour.html>>.
- Vandenhoute, M., Doucet, J. L., 2006. Etude comparative de 20 plans d'aménagement approuvés au Cameroun. Cooperación Técnica Alemana (GTZ), Yaoundé, Camerún.
- Van der Hoeven, C. A., de Boer, W. F., Prins, H. H. T., 2010. Roadside conditions as predictor for wildlife crossing probability in a Central African rainforest. *African Journal of Ecology* 48, 368–377.
- Vanvliet, N., Nasi, R., 2008. Mammal distribution in a Central African logging concession area. *Biodiversity and Conservation* 17, 1241–1249.
- Vanvliet, N., Nasi, R., Emmons, L., Feer, F., Mbazza, P., Bourgarel, M., 2007. Evidence for the local depletion of Bay Duiker *Cephalophus dorsalis* within the Ipassa Man and Biosphere Reserve, North-East Gabon. *African Journal of Ecology* 45 (3), 440–443.
- Vermeulen, C., Julve, C., Doucet, J. L., Monticelli, D., 2009. Community hunting in logging concessions: towards a management model for Cameroon's dense forests. *Biodiversity and Conservation* 18, 2705–2718.
- Watters, R. F., 1971. La Agricultura Migratoria en América Latina. Cuadernos de Fomento Forestal N.º. 17. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- White, L. J. T., Edwards, A. 2001. Conservation en forêt pluviale africaine. Méthodes de recherches. Wildlife Conservation Society, Libreville, 456 pp.
- White, L. J. T., Tutin, C. E. G., 2001. Why chimpanzees and gorillas respond differently to logging: a cautionary tale from Gabon. En: Weber, B., White, L. J. T., Vedder, A., Naughton, L. (Eds.), *African Rain Forest Ecology and Conservation*. Yale University Press.
- Wilkie, D., Shaw, E., Rotberg, F., Morelli, G., Auzel, P., 2000. Roads, development, and conservation in the Congo Basin. *Conservation Biology* 14, 1614–1622.



Uso múltiple del bosque a través de la cacería deportiva

Lecciones de un modelo comunitario del Petén, Guatemala

Erick H. Baur¹, Roan B. McNab², Lovett E. Williams Jr.³, Victor H. Ramos⁴, Jeremy Radachowsky⁵, Manuel R. Guariguata⁶

Resumen

El Proyecto Pavo es un proyecto que promueve la conservación del pavo ocelado (*Meleagris ocellata*) a través del uso sostenible de la especie en concesiones forestales comunitarias de uso múltiple en la Reserva de la Biosfera Maya en Petén, Guatemala. Desde el año 2000, el proyecto ha llevado a cabo varios aprovechamientos selectivos del pavo, realizado investigación relacionada con el tema y promovido los beneficios de conservación de la cacería deportiva controlada de la especie. Las actividades de campo del proyecto incluyen la prestación de actividades de cacería de alta calidad del pavo ocelado a clientes cazadores. Las concesiones participantes se benefician en forma directa de los ingresos del aprovechamiento de un recurso que no se había explotado anteriormente de forma comercial y, de forma indirecta, de las actividades del proyecto. El proyecto inició sus operaciones en una concesión sobre una base experimental y fue creciendo

1 Integrated Environmental and Wildlife Management Services S.A., Cobán, Alta Verapaz, Guatemala – ehbaur@hotmail.com.

2 Wildlife Conservation Society, Flores, Petén, Guatemala.

3 Real Turkeys L.L.C., Cedar Key, FL, EE. UU.

4 Centro de Monitoreo y Evaluación, Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP), Petén, Guatemala.

5 Wildlife Conservation Society, Flores, Petén, Guatemala.

6 Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.

hasta convertirse en una empresa comercial que opera en varias concesiones. El proyecto ha superado numerosos desafíos de desarrollo y operativos, incluyendo cuestiones de compatibilidad con la extracción de madera y de productos forestales no maderables (PFNM). Bajo las circunstancias adecuadas, los programas de cacería deportiva que han sido diseñados cuidadosamente pueden ofrecer alternativas de diversificación forestal rentables y sostenibles que son muy compatibles con el manejo de uso múltiple y los objetivos de conservación forestal.

1. Introducción

En América del Norte, la explotación y conversión no controlada del hábitat por una población humana en continua expansión promovió una acelerada disminución de muchas especies de fauna silvestre (Mares, 1986; Robinson y Bolen, 1989; Strickland *et al.*, 1994). En el caso de muchas especies, estas tendencias se revirtieron en el siglo XX cuando el fortalecimiento gradual de las instituciones públicas y privadas y la prosperidad económica permitieron el desarrollo de un modelo de conservación basado en el uso sostenible a través de la cacería deportiva controlada, la protección del hábitat e intervenciones de manejo basadas en la ciencia (Owen, 1971; Mares, 1986; Robinson y Bolen, 1989). Una de las recuperaciones más exitosas ha sido la del pavo salvaje (*Meleagris gallopavo*), una especie que estaba en peligro de extinción un siglo atrás y cuya distribución es hoy otra vez amplia y abundante en gran parte de los Estados Unidos (Schorger, 1966; Aldrich, 1967; Robinson y Bolen, 1989).

En los Estados Unidos y en muchos otros países desarrollados, la integración de actividades recreativas, como la cacería deportiva controlada con el manejo de uso múltiple del bosque es algo bastante común (Webb, 1960; Pearse and Holmes, 1993; Stedman *et al.*, 2008). Esfuerzos similares de integración son poco usuales en el trópico americano, donde los residentes de áreas rurales generalmente cazan en bosques naturales con fines de subsistencia o comerciales (Ojasti, 1984; Redford, 1992), con frecuencia con consecuencias perjudiciales sobre las poblaciones de fauna silvestre (Bodmer *et al.*, 1988; Peres, 1990; Robinson y Redford, 1991; Shaw, 1991; Robinson *et al.*, 1999). Aunque las normas que regulan el aprovechamiento de impacto reducido (revisado en Putz *et al.*, 2008) no afectan negativamente la calidad del hábitat de muchas especies animales (Radachowsky *et al.*, 2004; van Kujik *et al.*, 2009) e incluso pueden mejorar el hábitat de algunas especies explotadas (Fragoso, 1991; Williams *et al.*, 2010), el mejor acceso a las poblaciones de fauna silvestre como resultado de la infraestructura maderera facilita por lo general una explotación no sostenible del recurso (Auzel y Wilkie, 2000; Frumhoff, 1995; Thiollay, 1997). Las iniciativas que tienen como objetivo aprovechar los beneficios de conservación, económicos y sociales que se derivan de la explotación sostenible de fauna silvestre (Freese y Saavedra, 1991; Panayotou y Ashton, 1992; Shaw, 1991; Wang y Wilson, 2007) necesitan desarrollarse más en el contexto del uso múltiple del bosque en el trópico (pero véase un ejemplo en Elkan *et al.*, 2006).

Este documento analiza el diseño, desempeño y compatibilidad de un proyecto integrado de conservación y desarrollo que diversifica los beneficios económicos de los bosques tropicales manejados principalmente para la explotación de productos forestales maderables y productos forestales no maderables (PFNM) a través de la cacería deportiva comercial. El proyecto fue diseñado específicamente para apoyar la conservación del pavo ocelado (*Meleagris ocellata*) y mitigar el efecto negativo de la cacería de subsistencia en las concesiones forestales comunitarias ubicadas dentro de la Reserva de la Biosfera Maya (RBM) en el norte de Guatemala (Baur *et al.*, 2008). La actividad principal del proyecto, conocido localmente como “Proyecto Pavo”, es la realización de cosechas comunitarias selectivas del pavo ocelado con clientes interesados en la cacería deportiva.

El ingreso principal de las concesiones participantes proviene de la madera certificada por el Consejo de Administración Forestal (FSC por sus siglas en inglés) y aprovechada utilizando técnicas de impacto reducido (Carrera *et al.*, 2006). El PFNM más importante en términos económicos son las hojas de las palmeras de xate (*Chamaedorea spp.*) en el sotobosque, que se exportan para uso en arreglos florales y cuyo manejo ha sido incluido en la certificación del FSC (Pinelo, 2009). Otros PFNM tradicionales de importancia económica son la pimienta gorda, las semillas del árbol *Pimenta dioica*, y la resina del árbol *Manilkara zapota*, utilizada antiguamente como el ingrediente principal en la fabricación de chicle (Schwartz, 1990; ProPetén-Conservation International, 1996; OMYC-NPV, 1999). Los recolectores de madera y PFNM generalmente operan desde campamentos forestales temporales, aunque en las concesiones con comunidades residentes, los recolectores con frecuencia operan desde sus viviendas. La mayor parte de los residentes locales produce maíz y otros cultivos utilizando un sistema rotativo de producción de corta y quema (Baur *et al.*, 2008). Gran parte de la proteína consumida en las comunidades locales proviene de la cacería de subsistencia de varias especies de aves y mamíferos (Roling, 1995; Morales y Morales, 1998; Baur, 1999).

En la actualidad existen 10 concesiones forestales comunitarias cuya superficie oscila entre las 12 200 y 83 000 ha en la zona de uso múltiple (ZUM) de la RBM (Radachowsky *et al.*, 2004; la ZUM abarca cerca de 0,8 millones de ha de bosque de dosel cerrado, la superficie total de la RBM es de aproximadamente 2 millones de ha). Cada concesión cuenta una organización de manejo reconocida por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP), compuesta por miembros locales y operada por funcionarios elegidos. Los concesionarios tienen derechos de extracción de recursos naturales por un período de 25 años. El bosque ha sido clasificado como húmedo subtropical (Holdridge *et al.*, 1971). La precipitación media anual es de 1250 mm con picos en mayo-junio y septiembre, y la estación seca dura 4 meses, de enero a abril (Baur, 2008). Se aprovecha la madera de más de 20 especies pero los esfuerzos de extracción se concentran solo en cuatro de ellas: *Swietenia macrophylla*, *Cedrela mexicana*, *Calophyllum brasiliense* y *Lonchocarpus castilloi*, en intensidades que oscilan entre 0,8 y 2,4 árboles por hectárea (Radachowsky *et al.*, 2004). Los compartimentos de aprovechamiento anual oscilan entre 300 y 1200 ha, con ciclos planificados de rotación que van de 25 a 40 años (Radachowsky *et al.*, 2004).

2. Antecedentes

2.1. Cacería deportiva y el pavo ocelado

El pavo salvaje de América del Norte tiene cinco subspecies reconocidas; el pavo ocelado es la única otra especie de pavo (Aldrich, 1967). La popularidad de la cacería deportiva del pavo salvaje ha aumentado constantemente al ritmo de la recuperación de la especie (Schorger, 1966; Kennamer *et al.*, 1992). A los cazadores exitosos de pavos les lleva años poseer un conocimiento profundo de la conducta de esta ave y lograr la capacidad de imitar varios cantos, y, en el proceso, desarrollan con frecuencia gran entusiasmo por la actividad (Latham, 1967; Williams, 1989). Una de las principales organizaciones de conservación conformada por cazadores deportivos en América del Norte es la Federación Nacional del Pavo Salvaje (NWTF por sus siglas en inglés), que cuenta con más de 350 000 miembros y capítulos locales en Estados Unidos, Canadá, y México (Poole y Allard, 2007; NWTF, 2010). Esta federación promueve la conservación del pavo a través de la cacería deportiva controlada, realizando campañas educativas, activismo político y apoyando los esfuerzos de investigación y manejo. Una parte de los miembros de la NWTF participa en un sistema interno de logros que reconoce a aquellos que han cazado exitosamente combinaciones específicas de diferentes variedades de pavos (NWTF, 2010).

El pavo ocelado (Figura 1) es endémico de la Península de Yucatán. La distribución geográfica actual de la especie (Figura 2) incluye los estados mexicanos de Yucatán, Campeche y Quintana Roo, así como el norte de Guatemala y Belice (American Ornithologists' Union, 1998; Williams *et al.*, 2010). El interés por el pavo ocelado entre los cazadores de pavo norteamericanos ha aumentado considerablemente desde la década de los noventa (NWTF, 2010). La mayor parte de los miembros de la NWTF que cazan el pavo ocelado viajan a México, que cuenta con una mejor infraestructura para acceder a las poblaciones de pavos y una historia relativamente larga y estable de las actividades de cacería a cargo del Estado (NWTF, 2010) en comparación con sus vecinos del sur. En cambio, Belice no ha tenido un sistema establecido para administrar la cacería deportiva

en décadas recientes, y en Guatemala no existía un mecanismo para obtener licencias de cacería hasta el año 2005 (Baur *et al.*, 2008).



Figura 1. Pavo ocelado macho reproductor desplegando su plumaje detrás de una hembra

Fotografía: Lovett E. Williams Jr.

En México y Guatemala, al igual que en gran parte de América Latina, la cacería de pavos generalmente tiene lugar en áreas rurales donde el cumplimiento de la ley prácticamente no existe (Baur, 1999; Escamilla *et al.*, 2000; Jorgenson, 2000). Debido a que los organismos responsables de la fauna silvestre y de aplicación de la ley por lo general

están centralizados en áreas urbanas y que las regulaciones y protocolos de licenciamiento pertinentes no son claros, no les es posible a los residentes rurales cumplir con la legislación, lo que contribuye a la tendencia entre los cazadores de subsistencia a operar sin respetar las restricciones legales impuestas a las actividades de cacería (Leopold, 1959; Ojasti, 1984; Jorgenson, 2000). Los residentes rurales que dependen de la cacería de subsistencia deben satisfacer sus necesidades durante todo el año, a menudo explotando fauna silvestre de manera oportunista durante la realización de otras actividades (Baur, 1999; Jorgenson, 2000). La presión continua de la cacería sin tener en cuenta el estado reproductivo, la edad o el sexo tiene efectos muy dañinos sobre las poblaciones de fauna silvestre cuando se lleva a cabo por encima de niveles extremadamente bajos (i.e. cuando la presión de cacería excede o aumenta la presión de la depredación natural) (Robinson y Redford, 1991; Bennett y Robinson, 2000; Carrillo *et al.*, 2000).



Figura 2. Distribución geográfica aproximada del pavo ocelado (área sombreada)

Las poblaciones de pavo ocelado sufren la presión de la cacería de subsistencia en su distribución, excepto en algunos lugares donde las actividades de cacería han sido controladas eficazmente por las autoridades o por la falta de acceso. Incluso en los lugares donde todavía existen hábitats adecuados, los pavos ocelados han sido erradicados o seriamente reducidos debido a la presión ejercida por la cacería no sostenible (McNab *et al.*, 2004; Kampichler *et al.*, 2010).

A finales de la década de los noventa, el Gobierno federal mexicano dio inicio al Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural con el objetivo de integrar diversas estrategias de conservación de la fauna silvestre con la participación de diferentes actores (INE, Instituto Nacional de Ecología, 2000; Valdez *et al.*, 2006). El programa creó Unidades para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA) para integrar el uso sostenible de los recursos de fauna silvestre, incluyendo la cacería deportiva con fines comerciales, al manejo de uso múltiple (Valdez *et al.*, 2006). A pesar de ciertos éxitos en algunas regiones y del considerable crecimiento del programa (Valdez *et al.*, 2006), los críticos argumentan que debido a deficiencias administrativas y técnicas del sistema de UMA, la presión de la cacería deportiva comercial con frecuencia exacerba los problemas existentes vinculados a la cacería de subsistencia no controlada, particularmente en el sur de México, donde la mayoría de bosques remanentes es manejada por comunidades (Bray y Wexler, 1996; Weber *et al.*, 2006; García-Marmolejo *et al.*, 2008).

En México la mayor parte de la cacería deportiva llevada a cabo por extranjeros es organizada por empresas comerciales de cacería (Weber *et al.*, 2006). Muchas de ellas ofrecen excursiones de cacería del pavo ocelado con una serie de opciones de servicios y, con frecuencia, otras especies también están disponibles a los cazadores deportivos. Muchas de las UMA donde se permite la cacería de pavos son ejidos manejados comunitariamente con poblaciones que llevan a cabo actividades de cacería con fines de subsistencia (Escamilla *et al.*, 2000; García-Marmolejo *et al.*, 2008). Las empresas comerciales llevan su personal y equipo y transportan a los clientes a las UMA, donde las autoridades locales de manejo solo reciben una cantidad limitada del total de los ingresos derivados de las actividades de cacería (Weber *et al.*, 2006). Los ingresos de la UMA procedentes de la cacería deportiva son reducidos e irregulares en muchos casos, ofreciendo pocos incentivos a los cazadores locales de subsistencia para que adopten prácticas sostenibles de extracción (García-Marmolejo *et al.*, 2008).

A finales de la década de los noventa, Guatemala empezó a establecer concesiones forestales comunitarias como parte de la estrategia de conservación de la RBM y en 2004 aprobó una ley para regular las actividades de cacería (CONAP, 2001; Congreso de la República de Guatemala, 2004; Nittler y Tschinkel, 2005; Bray *et al.*, 2008). Aunque los recursos naturales como la madera y los PFNM tradicionales se incluyeron en el marco de manejo del sistema de concesiones forestales, el uso del recurso de fauna silvestre por parte de los residentes de la RBM solo fue abordado superficialmente (i.e. ProPetén-Conservation International, 1996). Si bien la ley general de caza y las normas correspondientes se refieren específicamente a la cacería de subsistencia, no concilian las necesidades de subsistencia con el uso sostenible de la fauna silvestre u ofrecen mecanismos significativos que mejoren el cumplimiento de las normas legales por parte de los cazadores de subsistencia rurales (CONAP, 2001).

2.2. Factores que contribuyen al aprovechamiento sostenible

El aprovechamiento de un número limitado de machos a finales de la época de reproducción ha tenido un mínimo impacto en el tamaño de la población por una serie de razones (Lindzey, 1967). Los pavos son promiscuos y los machos compiten por el acceso reproductivo a varias hembras (Bailey, 1967; Williams *et al.*, 2010). La combinación de machos socialmente dominantes que impiden que otros machos se apareen y la capacidad de aparearse con varias hembras resulta en un exceso numérico de adultos machos necesarios para fines reproductivos. Las hembras son responsables exclusivas de la incubación de los huevos y del cuidado de las crías; por ello, la cosecha de machos después del apareamiento no afecta negativamente el éxito reproductivo (Williams *et al.*, 2010). Por lo general, los pavos empiezan a aparearse en febrero o marzo y para abril las hembras empiezan a separarse de las bandadas reproductoras y permanecen solas mientras se encuentran anidando (Bailey y Rinell, 1967; Steadman *et al.*, 1979; Williams *et al.*, 2010). La reducción gradual de hembras disponibles produce un aumento en el canto de los machos durante la época reproductiva, lo que facilita su cosecha precisamente cuando su contribución al esfuerzo reproductivo anual está disminuyendo (Bailey y Rinell, 1967; Steadman *et al.*, 1979; Williams *et al.*, 2010). Durante la época reproductiva, los machos

presentan varios rasgos físicos y de conducta que facilitan ubicarlos y diferenciarlos de las hembras (Williams *et al.*, 2010).

Debido a la depredación natural, la mayor parte de los polluelos producidos cada año no sobreviven los seis meses de edad en la mayor parte de poblaciones de pavos, después de lo cual la probabilidad anual de supervivencia oscila entre 40 y 60% (Mosby, 1967). En respuesta a la alta mortalidad natural, los pavos han desarrollado una serie de rasgos que contribuyen a su alta tasa de fecundidad, lo que a su vez les permite resistir la presión de cosecha. Las hembras alcanzan la edad reproductiva a los doce meses, ponen anidadas grandes y con frecuencia intentan poner huevos nuevamente si las primeras anidadas sucumben ante depredadores (Gonzalez *et al.*, 1998; Williams *et al.*, 2010). Debido a la combinación de alta mortalidad y fecundidad, un poco más de la mitad de las poblaciones de pavos que entran a la época reproductiva son aves de un año de edad nacidas el año anterior (Lindzey, 1967). Por lo general, los machos no tratan de aparearse hasta los dos años de edad; por ello, los aprovechamientos selectivos de machos adultos son mitigados por el ingreso de machos juveniles al componente reproductivo de la población cada temporada reproductiva (Mosby, 1967).

En comparación con varios recursos maderables y no maderables, las poblaciones de pavos pueden responder a la presión de una cosecha no sostenible y recuperarse en un período relativamente corto de tiempo. Las altas tasas de mortalidad, la rápida madurez sexual y la alta fecundidad llevan a un recambio de la población cada 3-4 años (Mosby, 1967; Williams, 1989). Aun sin llevar a cabo esfuerzos orientados a monitorear las poblaciones de pavos, cambios importantes en la abundancia tendrían efectos fácilmente observables en el éxito de la cacería. Si el aprovechamiento excede la producción o tiene serios efectos negativos en la productividad de las poblaciones de pavos, entonces se podría advertir una reducción importante. En estos casos, bastaría con ajustar los niveles de aprovechamiento o suspender las actividades para permitir la recuperación de las poblaciones luego de pocas temporadas de apareamiento (Williams, 1989). Por ello, la cacería deportiva comercial de largo plazo de las mismas poblaciones tiene un ciclo inherente de retroalimentación que limita el potencial de infligir daños graves a la base de recursos. Los esfuerzos comerciales solo podrán atraer clientes y continuar si el éxito de la cacería es alto, lo que exige que los pavos sean lo suficientemente abundantes como para garantizar que cada cliente tenga una excursión de cacería exitosa (en lo ideal más de un pavo por cliente), recayendo la responsabilidad sobre las empresas de cacería y las autoridades de manejo a fin de que ellos garanticen la sostenibilidad de la cosecha (Baur *et al.*, 2008).

2.3. Historia del proyecto

El Proyecto Pavo se concibió a fines de la década de los noventa ante el creciente interés en el pavo ocelado entre los cazadores de pavos salvajes. Sin embargo, en vista de que los componentes esenciales del modelo de conservación norteamericano, como una aplicación efectiva de la ley, capacidad de manejo y mecanismos de apoyo financiero, no estaban bien desarrollados en los lugares donde está presente la especie, se temía que

la cacería deportiva no llegara a contribuir de manera significativa a la conservación del pavo ocelado como había sido el caso en los Estados Unidos (Baur *et al.*, 2008). Debido a que el estado de las poblaciones de pavos ocelados parecía estar determinado por los cazadores de subsistencia de las áreas rurales, se llegó a la conclusión de que era necesario encontrar un mecanismo que permitiera que la cacería deportiva proporcionara incentivos de conservación directamente a los usuarios locales (Williams *et al.*, 2010). El concepto original del proyecto era un modelo de cacería deportiva en el que los residentes rurales tendrían la responsabilidad principal de las operaciones de campo a fin de obtener una buena parte del ingreso derivado de las actividades de cacería como un incentivo para mitigar su propio uso de subsistencia. Los primeros esfuerzos por desarrollar un proyecto comunitario de cacería en Quintana Roo, México, no tuvieron éxito debido a la falta de contrapartes locales apropiadas y al poco éxito de las actividades de cacería como resultado de la presión de subsistencia local (Baur *et al.*, 2008).

Los esfuerzos en Guatemala empezaron en 1999 con la ayuda de otros actores con experiencia en desarrollo rural en la RBM interesados en diseñar iniciativas de manejo de fauna silvestre para el incipiente sistema de concesiones forestales comunitarias en la reserva (Baur *et al.*, 2008). El diseño del Proyecto Pavo se fue ampliando debido a la expectativa de que un programa exitoso de manejo para el pavo ocelado podría tener una serie de impactos positivos (Freese y Saavedra, 1991; Baur *et al.*, 2008). Investigaciones realizadas anteriormente habían demostrado que la presión de subsistencia a nivel local estaba inversamente relacionada con las oportunidades de empleo, las cuales por lo general disminuyen durante la estación seca (Baur, 1999). Por ello, uno de los principales objetivos del Proyecto Pavo ha sido generar, a nivel local, alternativas de empleo a la cacería de subsistencia.

Debido a que las actividades del proyecto solo necesitan un número reducido de empleados, se diseñaron políticas para distribuir los beneficios económicos a nivel de la comunidad a fin de evitar la percepción de que los beneficios solo favorecerían a una minoría (Stoian *et al.*, 2009). Con el objetivo de apoyar el manejo comunitario en las concesiones participantes, cada año una parte de los ingresos del proyecto local se distribuye entre las autoridades locales de manejo. Como incentivo para reemplazar la presión de la cacería de subsistencia, los residentes locales con parcelas agrícolas ubicadas dentro de las áreas de cosecha del pavo reciben aproximadamente 70 USD en moneda local cuando un cliente caza un pavo en su parcela (lo que prácticamente equivale a dos semanas de salario o 14-18 veces el valor de subsistencia de un pavo). Las utilidades locales del proyecto también se usaron para apoyar proyectos cívicos, como una escuela comunitaria e iniciativas de agua potable (Baur *et al.*, 2008).

Cuando se le propuso la idea del Proyecto Pavo al CONAP en 1999, Guatemala no contaba con un sistema operativo para administrar las actividades de cacería deportiva. Después de una evaluación exhaustiva de los impactos potenciales del proyecto, se obtuvo la autorización para desarrollar un proyecto de cacería deportiva comunitaria en el marco de una investigación científica durante un período experimental de cinco años. Durante ese tiempo, el proyecto debía monitorear la respuesta de las poblaciones de pavos ocelados

a aprovechamientos selectivos y centró sus actividades en la formulación de políticas de cosecha y procedimientos de campo así como en la investigación de las características ecológicas de la especie relevantes para el manejo (Baur *et al.*, 2008). Los primeros esfuerzos del Proyecto Pavo se llevaron a cabo en Uaxactún, una aldea con casi 1000 pobladores que en 1999 estaba negociando con CONAP los términos de la cogestión de una concesión forestal comunitaria de 83 000 ha (Baur *et al.*, 2008). Se llevaron a cabo reuniones públicas en Uaxactún para establecer una relación con la comunidad y discutir las expectativas en torno a la participación en el Proyecto Pavo. Posteriormente se incluyeron las actividades propuestas del proyecto y un plan de manejo básico de fauna silvestre en el plan maestro de manejo que fue aprobado para la concesión de Uaxactún (OMYC-NPV, 1999).

El proyecto realizó su primera prueba en Uaxactún en el año 2000 y la primera cacería del pavo ocelado en el año 2001. El proyecto procedió a evaluar tres concesiones forestales comunitarias adicionales y en el año 2004 incorporó a la concesión forestal de Carmelita, de 53 000 ha de extensión y 400 residentes (no se agregaron las otras dos unidades de manejo debido a problemas de infraestructura y gobernanza). La legislación que regula las actividades de cacería a nivel nacional y un sistema de administración de licencias se concluyeron en el año 2004, después de lo cual el proyecto pasó de ser experimental a comercial y, en el proceso, negoció con las autoridades de manejo de las concesiones participantes términos que pudieran ser aceptados por ambas partes. El proyecto continuó creciendo hasta 2008 cuando decidió incorporar una tercera concesión forestal de aproximadamente 52 000 ha, manejada por una asociación ubicada en las cercanías del pueblo de San Andrés (Figura 3).

3. Actividades del proyecto y desempeño

3.1. Estructura organizativa

El Proyecto Pavo es una alianza centrada en un producto con componentes tanto locales como privados (e.g., Ros-Tonen *et al.*, 2008). En las concesiones participantes, los ingresos de la cosecha, las operaciones de campo y el personal son administrados por comités locales que funcionan como filiales de las autoridades de manejo de cada una de las concesiones. Una empresa estadounidense, propiedad del fundador del proyecto y operada por él, es responsable de la comercialización, el trato con los clientes, el cobro de los pagos y el desembolso de los fondos a los componentes guatemaltecos del proyecto. Una empresa en Guatemala, operada por un administrador del proyecto en el país, es responsable de procesar las autorizaciones y licencias. Los componentes del sector privado del proyecto acompañan todo el proceso anual de operaciones para garantizar la calidad del producto y la satisfacción del cliente, proveer apoyo logístico y material a los grupos comunitarios y administrar actividades relacionadas con el proyecto.

El diseño, desarrollo y administración han estado principalmente en manos del componente privado del proyecto. El apoyo institucional para el desarrollo del proyecto fue prestado por la Federación Nacional del Pavo Salvaje, que proporcionó parte del

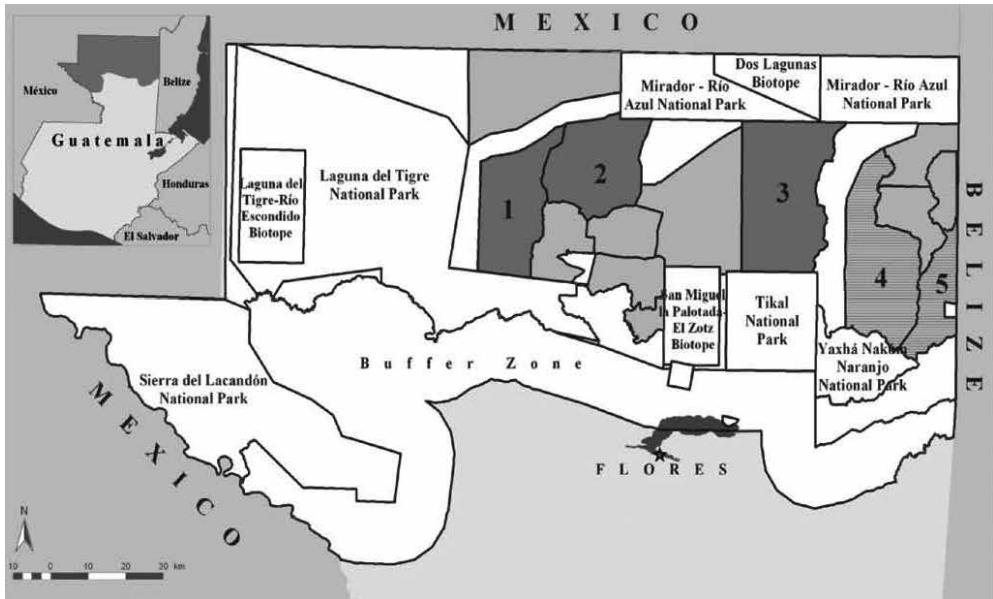


Figura 3. Mapa de la Reserva de la Biosfera Maya en Petén, Guatemala, que muestra las concesiones forestales en la zona de uso múltiple (polígonos sombreados). Las concesiones forestales comunitarias que participan en el proyecto del pavo ocelado corresponden a los siguientes números en el mapa: San Andrés (1), Carmelita (2) y Uaxactún (3). También se evaluaron las concesiones comunitarias Árbol Verde (4) y El Esfuerzo (5), pero estas no se agregaron al proyecto.

financiamiento, y el Programa de Guatemala de la Sociedad para la Conservación de la Vida Silvestre (WCS por sus siglas en inglés), que ayudó a establecer relaciones a nivel local y financió parcialmente los esfuerzos de monitoreo de las poblaciones de pavo. Las actividades de investigación recibieron apoyo parcial de instituciones afiliadas como la WCS (Nueva York) y la Universidad de Florida (Gainesville). La Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), a través de la organización Counterpart International (CPI), otorgó varios subsidios pequeños para apoyar la participación de la comunidad en el proyecto.

3.2. Inventario de recursos

Aunque el CONAP le exigió al proyecto monitorear los impactos de la cosecha durante la fase experimental, esta entidad no contaba con protocolos establecidos de monitoreo poblacional. Por ello fue necesario diseñar métodos que fueran asequibles, pudieran ser llevados a cabo con mano de obra local y ejecutados de manera sistemática en grandes extensiones y en varias unidades de manejo. Al igual que muchos PFNM no arborescentes, los recursos de fauna silvestre no siempre se prestan a los métodos de inventario de madera aplicados a las especies sésiles (Guariguata *et al.*, 2010). Los recursos de fauna silvestre exhiben movimientos diarios y con frecuencia estacionales

y responden a las actividades de explotación con cambios en el uso de hábitat, los períodos de actividad diaria y la tolerancia a la actividad humana (Lancia *et al.*, 1994; Reyna-Hurtado y Tanner, 2005). La descripción de la abundancia de fauna silvestre se complica aún más por las fluctuaciones en la población natural debido a la variabilidad en el éxito reproductivo, sobrevivencia, inmigración y emigración, lo que puede tener serios impactos en el tamaño de la población, ya sea estacional o interanualmente (Glanz, 1982; Lancia *et al.*, 1994). Las fluctuaciones anuales en el tamaño de la población de hasta 50% de la media de largo plazo se consideran normales en las poblaciones de pavos norteamericanos (Mosby, 1967). En lugar de tratar de hacer un censo exacto de las poblaciones de fauna silvestre para monitorear los impactos de la cosecha, es más práctico monitorear las tendencias de los índices de abundancia o las relaciones entre los niveles de cosecha (números de animales aprovechados dentro de un período o una unidad específicos) y los esfuerzos de cosecha (e.g., el número acumulado de días dedicados a actividades de cacería por todos los cazadores en una unidad particular durante el curso de una cosecha) (Strickland *et al.*, 1994).

Si no se los caza, los pavos ocelados se acostumbran a la presencia humana y se puede realizar un recuento exacto donde frecuentan grandes áreas abiertas, como en la unidad del Parque Nacional Tikal de la RBM (Steadman *et al.*, 1979; Sugihara y Heston, 1981). Sin embargo, la observación directa prolongada de bandadas enteras es prácticamente imposible en hábitats forestales donde los pavos son cazados y temen la presencia humana. El proyecto desarrolló métodos de encuestas basados en una forma simplificada de muestreo de transectos lineales que proporciona datos que pueden ser usados para generar estimaciones de densidad de los machos adultos (Burnham *et al.*, 1980).

Aunque el CONAP no ha exigido la realización de actividades de monitoreo desde el año 2005, el proyecto ha continuado llevando a cabo encuestas anuales para mostrarle a esta institución el compromiso que tiene con la sostenibilidad. Se midieron y marcaron veinte o más transectos conformados por secciones de igual longitud (en la actualidad 2 km cada uno) a lo largo de caminos existentes y senderos en intervalos regulares en el área de cosecha de cada una de las concesiones. Los residentes locales que han sido capacitados en la recolección de datos para la encuesta monitorean los transectos sistemáticamente desde mediados de marzo hasta mediados de mayo. Los encuestadores toman muestras desplazándose lentamente en cada transecto al atardecer y registran la ubicación de todas las observaciones que han hecho de los machos adultos o sus cantos de reproducción. En cada concesión, los trabajadores toman entre 120 y 200 muestras por temporada, representando esto un esfuerzo total que oscila entre 240 y 400 km. Las comparaciones de las estimaciones de densidad anual de los machos adultos entre temporadas posibilitan hacer un seguimiento de las tendencias de abundancia en el tiempo. Para aumentar el valor de las encuestas en términos de manejo, también se recolectaron datos referidos a otras especies. Durante la fase experimental del proyecto, las encuestas también incluyeron las cuatro especies de aves más cazadas con fines de subsistencia. Desde 2005, las encuestas han incluido todas las especies cinegéticas legales, incluyendo 8 especies de mamíferos y otras 12 especies de aves (CONAP, 2006).

3.3. Áreas de manejo del pavo

En cada una de las concesiones participantes, el proyecto designa un área de manejo para el pavo ocelado de 25 000–30 000 ha, donde se llevan a cabo las operaciones de campo. Las áreas de manejo no están delimitadas físicamente, pero están indicadas en los mapas incluidos en los planes de manejo para la cosecha presentados por el proyecto al CONAP y a las autoridades locales y en los anuncios colocados ocasionalmente por el proyecto en las comunidades participantes. Las áreas de manejo se designan utilizando dos criterios: el estado de la población de pavos y el acceso vehicular. Al igual que otras especies de cacería, la densidad poblacional del pavo está directamente relacionada con la distancia a los asentamientos humanos debido a un gradiente de la presión de cacería, que es mayor donde se concentran las actividades humanas (Redford y Robinson, 1987; Polisar *et al.*, 1998; Baur, 1999; Robinson y Bennett, 2000); por ello, las áreas de manejo están ubicadas lo más lejos posible de las aldeas. Las áreas de manejo deben estar ubicadas donde ya existe una red vial debido a que durante las actividades de cosecha se necesita acceso vehicular a diferentes áreas de cacería desde un campamento ubicado centralmente.

3.4. Operaciones anuales de campo

Las operaciones anuales de campo del proyecto se realizan entre marzo y mayo, lo que coincide tanto con la época seca a nivel regional como con la época reproductiva de la especie. En ocasiones, las actividades de campo empiezan con el corte del sotobosque en lugares utilizados de forma sistemática por los machos adultos como áreas de despliegue. Los machos se ven atraídos a hábitats abiertos que facilitan sus enérgicos despliegues reproductivos y regularmente patrullan sus áreas preferidas de despliegue (Williams *et al.*, 2010). Los hábitats preferidos para ello incluyen tanto claros naturales como bordes de pantanos, cauces intermitentes y depresiones naturales, y también claros artificiales como patios de acopio de madera abandonados y campamentos de colecta de PFNM, caminos, pastizales y barbechos. En cada una de las áreas de manejo de pavos, el proyecto se encarga de mantener los caminos, senderos y los campamentos usados durante las cacerías. Se utilizan campamentos rústicos conformados por varias cabañas abiertas de techos de palma construidos con recursos forestales locales para albergar a los clientes y al personal durante las operaciones de campo.

Las actividades de aprovechamiento se realizan la primera semana de mayo, lo que coincide con el pico promedio del canto reproductivo de los machos (Williams *et al.*, 2010). Antes de que lleguen los clientes, se buscan machos adultos revisando cuidadosamente las áreas de manejo y escuchando su canto reproductivo al atardecer. Las comunidades suministran cuatro días de servicios de cacería y el derecho a aprovechar un macho adulto a cada cliente por una tarifa estándar. Cada día de cacería, los clientes abandonan el campamento antes del amanecer en vehículos y se los deja en compañía de guías locales a una corta distancia a pie del sitio de percha del pavo. Cuando los pavos empiezan a graznar al amanecer, los cazadores empiezan a tocar cantos grabados en dispositivos portátiles con el objetivo de atraer a las aves a áreas donde puedan ser cazadas. La cacería continúa durante el día hasta que los cazadores regresan al campamento. El proceso se repite nuevamente en la tarde hasta el anochecer.

3.5. Impactos del aprovechamiento del pavo

Las cosechas de pavo tienen pocos impactos ambientales en comparación con otras actividades extractivas llevadas a cabo en las concesiones (madera y PFNM). En particular, la biomasa y los nutrientes removidos anualmente del bosque como resultado de cada cosecha de pavos están limitados a menos de 30 kg de piel y plumas que son exportados por los clientes. A partir de un análisis de los datos recolectados durante las encuestas se ha podido determinar que los aprovechamientos de baja intensidad llevados a cabo por el Proyecto Pavo no han tenido impactos observables en el tamaño de las poblaciones (Williams *et al.*, 2010). Las intensidades de las cosechas anuales oscilan entre 0,03 y 0,11 pavos por km², lo que representa aproximadamente el 5-15% de los machos adultos y entre el 0,7% y el 4,0% de todas las poblaciones de pavos ocelados basados en estimaciones de abundancia derivadas de los datos obtenidos en encuestas anuales (Baur, datos inéditos). Los esfuerzos del Proyecto Pavo son los únicos intentos conocidos por monitorear las respuestas de las poblaciones de pavos ocelados a la presión de caza; sin embargo, existen casos documentados de poblaciones de pavos salvajes con intensidades de aprovechamiento de hasta 40% de los machos adultos y más del 10% de la población total (Mosby, 1967).

4. Compatibilidad del aprovechamiento del pavo con otros usos del bosque

4.1. Aprovechamiento de productos maderables y no maderables

En términos generales, existe un alto grado de compatibilidad entre las actividades del Proyecto Pavo y el aprovechamiento de madera. En dos de las tres concesiones forestales comunitarias que participan en el proyecto, los aprovechamientos de madera han coincidido espacialmente con las áreas de manejo de pavos. Las interacciones directas entre las dos actividades son mínimas debido a una separación temporal, ya que las operaciones de campo de las actividades madereras se encuentran generalmente en su etapa final cuando comienza la cosecha de pavos. Cuando las dos actividades coinciden, tanto espacial como temporalmente, el proyecto no puede cazar pavos dentro de las áreas de aprovechamiento debido al ruido provocado por la maquinaria y la actividad humana. El hecho de que el proyecto no pueda cazar mientras se realizan las actividades de aprovechamiento de madera no ha representado un impedimento serio a las actividades del proyecto debido a lo reducido de la superficie de los compartimentos anuales de aprovechamiento maderero (400-1 200 ha) en comparación con el tamaño de las áreas de manejo de los pavos (25 000-30 000 ha). Con mucha frecuencia, las actividades de cacería solo coinciden con el período durante el cual los camiones transportan la madera talada a los aserraderos, lo que en ocasiones representa un peligro de tránsito para los vehículos del proyecto. Los conflictos con las operaciones forestales relacionados con la disponibilidad de mano de obra local son mínimos. El aprovechamiento forestal beneficia indirectamente a las actividades del proyecto al proporcionar pistas de arrastre y caminos madereros que son con frecuencia usados para acceder a las áreas de cacería y llevar a cabo inventarios de fauna silvestre. El proyecto también se beneficia de las aperturas de bosque creadas por los caminos y los rodeos, con frecuencia preferidas por los machos para sus

actividades de despliegue durante la época de apareamiento. Las actividades de campo del proyecto no tienen efecto alguno sobre las actividades de aprovechamiento forestal.

En general, las actividades de extracción de PFM también son compatibles con las operaciones de campo del proyecto. El mantenimiento de caminos y trochas llevado a cabo por el proyecto con frecuencia facilita los esfuerzos de aprovechamiento de PFM. Los campamentos mantenidos por el proyecto son ocupados en ocasiones por recolectores de PFM fuera de la temporada de cacería. Normalmente esto no genera problemas, pero en algunos casos los recolectores de PFM han modificado los campamentos de cacería hasta el punto en que ya no pueden ser utilizados por el proyecto, lo que resulta en costos adicionales de construcción para reemplazarlos. El aprovechamiento de la pimienta gorda y del chicle se lleva a cabo a finales del año (julio-diciembre) y, por ello, están separados temporalmente de las actividades de campo del proyecto. Generalmente, la única extracción de PFM que coincide con estas actividades es el aprovechamiento de las hojas de palma de xate. Han surgido conflictos sin importancia en los campos de colecta de xate y dentro de las áreas de manejo de pavos durante las cacerías programadas o inmediatamente antes de ellas porque la presencia de los recolectores pone nerviosos a los pavos y es difícil ubicarlos y cazarlos. Sin embargo, los comités locales del proyecto han tenido bastante éxito al convencer a los recolectores de xate de que no utilicen las áreas de manejo de pavos durante las operaciones de campo del proyecto. Un problema constante para el proyecto ha sido la cacería de subsistencia realizada por los residentes locales, incluyendo madereros y recolectores de PFM que ocasionalmente le disparan a un pavo ocelado dentro de las áreas de manejo.

4.2. Compatibilidad con el manejo de las concesiones forestales comunitarias

Las actividades del proyecto benefician a las autoridades locales encargadas del manejo de las concesiones de diferentes maneras. Los comités locales del proyecto pagan un promedio de 4% de los ingresos anuales del aprovechamiento a sus respectivas autoridades de manejo. Los puestos de trabajo generados por el proyecto contribuyen a los esfuerzos de gobernanza local. Existe constante presión pública para que las autoridades encargadas de las concesiones ofrezcan empleo a los residentes locales. En su punto máximo de capacidad, el proyecto provee trabajo temporal a 25-30 miembros de la comunidad en cada concesión anualmente, reduciendo las expectativas puestas sobre las autoridades concesionarias y ayudando a que los pobladores se sientan satisfechos con las operaciones de la concesión. Con el correr de los años, el proyecto desarrolló, a nivel local, precedentes organizativos y de políticas que han servido de modelo para la participación comunitaria en otras actividades. El proyecto cultiva los recursos humanos al proporcionar experiencia y desarrollar capacidades en los campos de administración financiera, organización social, prestación de servicios aplicables al turismo, así como logística y planificación de actividades grupales de campo en lugares remotos.

El mantenimiento de los caminos y senderos a cargo del proyecto mejora la capacidad de respuesta local justo antes de que la vulnerabilidad del bosque a los incendios llegue

a su punto máximo. En repetidas ocasiones, el personal del proyecto ha apoyado en forma directa los esfuerzos de control y extinción de incendios forestales. La presencia del personal del proyecto durante períodos largos en áreas remotas de cada concesión también apoya los esfuerzos de vigilancia al desalentar a terceros y personas locales de participar en actividades no autorizadas. En repetidas ocasiones el personal ha encontrado y notificado grupos de recolectores de PFMN y cazadores furtivos que se encontraban operando de manera ilegal dentro de los límites de las concesiones. El proyecto ha acumulado un año de información sobre la abundancia de los recursos de fauna silvestre que ofrecen bases de datos locales para iniciativas de manejo relevantes. En una de las concesiones participantes, el proyecto produjo el mapa más detallado disponible sobre la topografía, ubicación de los campamentos y red existente de caminos y senderos dentro de la unidad, el que luego ha sido utilizado por las autoridades concesionarias y otras organizaciones para planificar los esfuerzos de vigilancia y extracción de PFMN.

5. Impacto económico de las operaciones de aprovechamiento del pavo

Antes del proyecto, los pavos ocelados eran explotados a nivel local principalmente con fines de subsistencia, aunque algunos cazadores vendían carne de monte a sus vecinos para complementar sus ingresos (Roling, 1995; Baur, 1999). Las cosechas anuales con fines de subsistencia en Carmelita y Uaxactún de aproximadamente 50 y 75 ejemplares respectivamente tienen en la actualidad un valor local, como carne de monte, de 250-375 USD (OMYC NPV, 1999; Baur *et al.*, 2008). En México, los precios de cacería del pavo ocelado oscilan entre 2000-3250 USD. Los diseñadores del proyecto y los organismos donantes asumieron los costos locales de arranque y han subsidiado las operaciones de las concesiones participantes para asegurar la viabilidad financiera a nivel comunitario. Se han realizado esfuerzos sistemáticos para mejorar la calidad de los servicios de manera que el proyecto pueda mejorar la rentabilidad aumentando las tarifas cobradas a los clientes. A medida que la calidad del servicio ofrecido fue mejorando, se fueron incrementaron los precios, pasando del precio inicial de 2200 USD por cazador al precio actual de 3000 USD. Las tarifas estándar por concepto de servicios de cacería y el derecho a cazar un pavo se incrementaron de 1250 a 1450 USD. Con la llegada de la ley de caza, más pavos se convirtieron en una opción legal y las comunidades también retienen ahora el 70% de los ingresos del segundo pavo (700 USD) y el 100% de los ingresos del tercer pavo (500 USD).

A la fecha, Uaxactún ha tenido 122 clientes, cosechado 200 pavos y obtenido ingresos derivados de la cosecha que alcanzan aproximadamente 237 575 USD. Los ingresos derivados de la cosecha anual de pavos fueron equivalentes al 5-18% del ingreso anual de madera y promediaron el 10% de este entre 2006 y 2009 (OMYC, datos inéditos). En un corto período de tiempo, Carmelita y San Andrés atendieron a 65 clientes, cosecharon 96 pavos y obtuvieron ingresos de cosecha que alcanzaron los 112 600 USD. A nivel local, una parte importante de estos es utilizada internamente en comparación con los gastos que demanda el aprovechamiento de madera porque el proyecto no tiene costos asociados con maquinaria pesada o necesita transportar cantidades considerables de

biomasa. Sistemáticamente, el desembolso anual más elevado realizado por la comunidad corresponde a la mano de obra local, que ha promediado un 49% de los gastos (Baur, datos inéditos).

Además de los ingresos derivados del aprovechamiento, las comunidades participantes se benefician económicamente de actividades relacionadas con el proyecto. El personal de los campamentos obtienen ingresos adicionales de las propinas y tarifas pagadas directamente por los cazadores por la preparación y empaquetado de los trofeos. Gran parte de los costos de investigación y desarrollo durante la fase experimental del proyecto se pagaron a nivel local. Las comunidades han sido los principales beneficiarios de los subsidios recibidos por el proyecto. A la fecha, las actividades del proyecto han contribuido con más de 80 000 USD en las concesiones participantes.

6. De cara al futuro

En la actualidad el Proyecto Pavo es el único ejemplo de un proyecto comunitario de conservación de cacería deportiva en Guatemala, así como el único ejemplo en la región del pavo ocelado. Los ingresos del proyecto aumentaron continuamente hasta 2008 y, en el proceso, el proyecto capturó una parte importante del mercado de cacería deportiva del pavo ocelado. Entre 2001 y 2009, cerca del 20% de los especímenes de pavo ocelado registrados con la NWTF provinieron de las operaciones del proyecto en Guatemala (NWTF, 2010). Debido a la crisis económica en Estados Unidos, las operaciones del proyecto se redujeron a la mitad de la capacidad en 2009, fueron suspendidas debido a la poca demanda en 2010 y se realizaron sobre una base limitada en 2011. Aunque el nicho de mercado para la cacería deportiva del pavo ocelado permitió el éxito financiero del proyecto y la diversificación de las concesiones forestales comunitarias participantes durante muchos años, la dependencia de un solo mercado y una sola especie se convirtió, en última instancia, en un pasivo.

6.1. Obstáculos persistentes

A pesar de la mejora general con el correr del tiempo, los procedimientos regulatorios dentro de las burocracias gubernamentales relevantes han desafiado sistemáticamente las operaciones del proyecto. La legislación nacional y los procedimientos correspondientes, tanto para la regulación de la cacería como de las armas de fuego, han cambiado por completo durante la historia del proyecto. La mayor parte de las agencias gubernamentales de Guatemala están centralizadas en la capital. Los burócratas de estas entidades públicas son por lo general de la ciudad y tienen una buena educación y, con frecuencia, están totalmente desvinculados de la realidad rural de Guatemala. Los procesos de autorización usualmente constan de varias etapas y están sujetos a cambios, idiosincrasias o modificaciones arbitrarias sin aviso previo. No es raro que los procesos de licenciamiento y autorización requieran una inversión seria en términos de viaje y tiempo y, en muchos casos, de apoyo paralegal de terceras partes para completar su tramitación. A pesar de

los permanentes esfuerzos llevados a cabo por el proyecto para involucrar al personal del CONAP, los procesos burocráticos relacionados con la cacería han sido obstaculizados en repetidas ocasiones por la alta rotación de personal y la falta histórica de experiencia en la regulación de las actividades de cacería dentro de la agencia y de currícula relevante en las universidades en Guatemala.

Las dinámicas sociopolíticas también han planteado retos constantes al proyecto. Se necesitó considerable tiempo y esfuerzo para desarrollar recursos humanos, políticas y modelos organizativos a nivel comunitario para la operación eficiente del proyecto y para alcanzar altos niveles de calidad en los servicios. Los cambios constantes en el liderazgo de las autoridades locales de manejo complicaron, en ocasiones, la relación del proyecto con las comunidades participantes. La región del Petén de Guatemala es una sociedad fronteriza con una larga historia de inmigración desde diferentes áreas, lo que afecta la cohesión social en muchas de las comunidades rurales (Schwartz, 1990). En varias ocasiones, individuos ajenos al proyecto amenazaron a nivel local, regional y nacional con obstaculizar, usurpar o llevar a cabo cualquier otra acción para poner fin al proyecto por diversos motivos. A nivel local, el proyecto es vulnerable a esfuerzos maliciosos e intencionales, como la cacería deliberada de pavo en las áreas de aprovechamiento del proyecto y actos de vandalismo en las instalaciones de los campamentos del proyecto. Cabe resaltar que también se han presentado desafíos sociales y burocráticos similares en otras iniciativas de manejo de recursos naturales, como los esfuerzos de extracción de madera y PFMN.

6.2. Factores que contribuyen al éxito del proyecto

Varios factores han contribuido al éxito del proyecto. El pavo ocelado se adapta bien y resiste la presión del aprovechamiento selectivo. La existencia de un mercado especializado para la cacería del pavo ocelado entre los cazadores norteamericanos de pavo, que le da gran valor a una experiencia de cacería de calidad, fue vital para la viabilidad financiera del proyecto. La disposición y la capacidad de varias instituciones de apoyar el desarrollo del proyecto posibilitó que este madurara. Asimismo, los individuos involucrados en el diseño y administración del proyecto tenían intereses, experiencias y capacidades que se complementaban. Los esfuerzos exitosos para mejorar la calidad del servicio fueron un factor clave para los logros del proyecto. Debido a la larga historia de dependencia económica de la extracción de PFMN, los residentes de las comunidades participantes poseen un conjunto de habilidades que se adapta muy bien a los tipos de servicios requeridos por la empresa. El establecimiento simultáneo del sistema de concesiones forestales comunitarias al principio del proyecto, el empoderamiento resultante de las comunidades locales en el manejo de la extracción de recursos naturales y la voluntad de las autoridades locales de manejo de participar en el proyecto fueron también esenciales para su éxito. La integridad ecológica de las concesiones participantes y el estado saludable de las poblaciones residentes de pavo ocelado permitieron también mantener altos niveles de éxito en la cacería.

7. Conclusiones

Los logros del Proyecto Pavo demuestran que la cacería deportiva puede ser un medio efectivo para diversificar el manejo de uso múltiple de los bosques tropicales y que es compatible con actividades de extracción de madera y otros PFNM en situaciones similares a las existentes en las concesiones forestales comunitarias del Petén. Si el mercado de cacería deportiva para el pavo ocelado se recupera lo suficiente, no hay razón para que otros esfuerzos similares no tengan éxito en todo el ámbito geográfico de la especie. Si el mercado no se llega a recuperar, esfuerzos similares podrían tener éxito si recibieran el apoyo de organizaciones que no dependan en su totalidad de los ingresos derivados de las actividades de cacería. Aunque el Proyecto Pavo no ha intentado hacerlo, las instalaciones de campo del proyecto y los recursos humanos serían muy apropiados para la diversificación, ya sea de las especies cazadas o a través de actividades como el ecoturismo. Cuando hay grandes poblaciones de especies cinegéticas, acceso a mercados de cacería deportiva y capacidad de manejo para controlar el acceso a los recursos de fauna silvestre y su uso, los esfuerzos explícitos de actores comprometidos pueden crear oportunidades para que la cacería deportiva sostenible contribuya a un manejo de uso múltiple y a los objetivos de conservación del bosque.

Referencias bibliográficas

- Aldrich, J. W., 1967. Taxonomy, distribution, and present status. En: Hewitt, O.H. (Ed.), *The Wild Turkey and its Management*. The Wildlife Society, Washington D.C., pp. 17-44.
- American Ornithologists' Union, 1998. *Check-list of North American Birds*, Séptima ed. American Ornithologists' Union, Washington D. C.
- Auzel, P., Wilkie, D. S., 2000. Wildlife use in Northern Congo: hunting in a commercial logging concession. En: Robinson, J. G., Bennett, E. L. (Eds.), *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, Nueva York, pp. 413-426.
- Bailey, R. W., 1967. Behavior. En: Hewitt, O. H. (Ed.), *The Wild Turkey and its Management*. The Wildlife Society, Washington D. C., pp. 93-111. Bailey, R. W., Rinell, K. T., 1967. Events in the turkey year. En: Hewitt, O. H. (Ed.), *The Wild Turkey and its Management*. The Wildlife Society, Washington D. C., pp. 73-91.
- Baur, E. H., 1999. *Study of Subsistence Hunting in the Forestry Concession of Carmelita, San Andrés, Petén Report*. Propetén-Conservation International, Flores, Petén, Guatemala.
- Baur, E. H., 2008. *Structure of a Lowland Neotropical Galliform Bird Guild*. M. Sc. Thesis. University of Florida, Gainesville.
- Baur, E. H., McNab, R. B., Ramos, V. H., Strindberg, S., Williams, L. E., 2008. *Community-based Ocellated Turkey (Meleagris ocellata) Sport Hunting in the Petén, Guatemala. Case Study*. Wildlife Conservation Society, Nueva York, Url: <<http://www.rmpportal.net/library/content/translinks/translinks-2008/wildlife>

- conservation-society/TurkeySportHuntingGuatemala_CaseStudyWCS_2008.pdf/view >.
- Bennett, E. L., Robinson, J. G., 2000. Hunting for sustainability: the start of a synthesis. En: Robinson, J.G., Bennett, E. L. (Eds.), *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, Nueva York, pp. 499-519.
- Bodmer, R. E., Fang, T. G., Ibanez, L. M., 1988. Ungulate management and conservation in the Peruvian Amazon. *Biological Conservation* 45, 303-310.
- Bray, D. B., Duran, E., Ramos, V. H., Mas, J. F., Velazquez, A., McNab, R. B., Barry, D., Radachowsky, J., 2008. Tropical deforestation, community forests, and protected areas in the Maya Forest. *Ecology and Society* 13 (2), 56, Url: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art56/>>.
- Bray, D. B., Wexler, M. B., 1996. Forest policies in Mexico. En: Randall, R. (Ed.), *Changing Structure in Mexico*. M. E. Sharpe, Armonk, Nueva York, pp. 217-228.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., Laake, J. L., 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72.
- Carrera, F., Stoian, D., Campos, J. J., Morales, J., Pinelo, G., 2006. Forest certification in Guatemala. En: Cashore, B., Gale, F., Meidinger, E., Newsom, D. (Eds.), *Confronting Sustainability: Forest Certification in Developing and Transitioning Countries*. Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, pp. 363-405.
- Carrillo, E., Wong, G., Cuaron, A. D., 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14, 1580-1591.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP), 2001. Plan maestro de la Reserva de la Biosfera Maya 2001-2006. Presidencia de la República, Ciudad de Guatemala.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP), 2006. Resolución número 001/2006. Diario de Centro América. Publicaciones Varias. Número 64: 7-9. Presidencia de la República, Ciudad de Guatemala.
- Congreso de la República de Guatemala, 2004. Ley general de caza. Decreto 36-04, Congreso de la República de Guatemala, Ciudad de Guatemala.
- Escamilla, A., Sanvicente, M., Sosa, M., Galindo-Leal, C., 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* 14, 1592-1601.
- Elkan, P. W., Elkan, S. W., Moukassa, A., Malonga, R., 2006. Managing threats from bushmeat hunting in a timber concession in the Republic of Congo. En: Laurance, W. F., Peres, C. A. (Eds.), *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 393-415.
- Fragoso, J. M. V., 1991. The effect of hunting on tapirs in Belize. En: Robinson, J. G., Redford, K. H. (Eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 154-162.
- Freese, C. H., Saavedra, C. J., 1991. Prospects for wildlife management in Latin America and the Caribbean. En: Robinson, J. G., Redford, K. H. (Eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. University of Chicago Press, pp. 430-444.

- Frumhoff, P. C., 1995. Conserving wildlife in tropical forest managed for timber. *Bio-Science* 45, 456-464.
- García-Marmolejo, G., Escalona-Segura, G., Van Der Wal, H., 2008. Multicriteria evaluation of wildlife management units in Campeche, Mexico. *The Journal of Wildlife Management* 72 (5), 1194-1202.
- Glanz, W. E., 1982. The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado Island: censuses and long-term changes. En: Leigh, E. G., Jr., Rand, A. S., Windsor, D. M. (Eds.), *The Ecology of a Tropical Forest*. Smithsonian Institution Press, Washington D. C., pp. 455-468.
- Gonzalez, M. J., Quigley, H. B., Taylor, C. I., 1998. Habitat use and reproductive ecology of the Ocellated Turkey in Tikal National Park, Guatemala. *The Wilson Bulletin* 110 (4), 505-510.
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ingram, V., 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 259, 237-245.
- Holdridge, L. R., Genke, W. C., Hatheway, W. H., Liang, T., Tosi Jr., J. A., 1971. *Forest Environments in Tropical Life Zones: A Pilot Study*. Pergamon Press, Oxford, Reino Unido.
- Instituto Nacional de Ecología (INE), 2000. *Estrategia nacional para la vida silvestre*. México, D. F.
- Jorgenson, J. P., 2000. Wildlife conservation and game harvest by Maya hunters in Quintana Roo, Mexico. En: Robinson, J. G., Bennett, E. L. (Eds.), *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, Nueva York, pp. 251-266.
- Kampichler, C., Calmé, S., Weissenberger, H., Arriaga-Weiss, L. S., 2010. Indication of a species in an extinction vortex: the Ocellated Turkey on the Yucatan peninsula, Mexico. *Acta Oecológica* 36, 561-568.
- Kenamer, J. E., Kenamer, M., Breneman, R., 1992. History. En: Dickson, J. G. (Ed.), *The Wild Turkey: Biology and Management*. Stackpole Books, Mechanicsburg, pp. 6-17.
- Lancia, R. A., Nichols, J. D., Pollock, K. H., 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. En: Bookhout, T. A. (Ed.), *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*, Quinta ed. The Wildlife Society, Bethesda, pp. 215-274.
- Latham, R. M., 1967. Turkey Hunting. En: Hewitt, O. H. (Ed.), *The Wild Turkey and its Management*. The Wildlife Society, Washington D. C., pp. 535-547.
- Leopold, A. S., 1959. *Wildlife of Mexico*. University of California Press, Berkeley.
- Lindzey, J. S., 1967. Highlights of management. En: Hewitt, O. H. (Ed.), *The Wild Turkey and its Management*. The Wildlife Society, Washington D. C., pp. 245-260.
- Mares, M. A., 1986. Conservation in South America: problems, consequences, and solutions. *Science* 233, 734-739.
- McNab, R. B., Monroy, N. S., Ramos, V. H., López, J., Dubon, T., 2004. Distribución actual del pavo ocelado (*Meleagris ocellata*) en Guatemala. Report. Wildlife

- Conservation Society-Guatemala, National Wild Turkey Federation, Consejo Nacional de Áreas Protegidas-CONAP, Flores, Petén, Guatemala.
- Morales, C. P., Morales, J. R., 1998. Registro de la actividad de cacería en la comunidad de Uaxactún, Flores, Petén, Guatemala. Report. Organización Nacional Para la Conservación y el Ambiente, Ciudad de Guatemala.
- Mosby, H. S., 1967. Population Dynamics. En: Hewitt, O. H. (Ed.), *The Wild Turkey and its Management*. The Wildlife Society, Washington D. C., pp. 113-136.
- Nittler, J., Tschinkel, H., 2005. Community forest management in the Maya Biosphere Reserve of Guatemala. Protection through Profits. United States Agency for International Development (USAID) y Sustainable Agriculture and Natural Resource Management (SANREM) Collaborative Research Support Program (CRSP), University of Georgia.
- NWTF, 2010. National Wild Turkey Federation. Url: < <http://www.nwtf.org/> >.
- Ojasti, J., 1984. Hunting and conservation of mammals in Latin America. *Acta Zoologica Fennica* 172, 177-181.
- OMYC-NPV, 1999. Plan de manejo integrado de la unidad de manejo Uaxactún, Flores, Petén. Organización de Manejo y Conservación de Uaxactún, Naturaleza para la Vida, Flores, Petén Guatemala.
- Owen, O. S., 1971. *Natural Resource Conservation: an Ecological Approach*. Macmillan, Nueva York.
- Panayotou, T., Ashton, P. S., 1992. *Not by Timber Alone: Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests*. Island Press, Washington, D. C.
- Pearse, P. H., Holmes, T. P., 1993. Accounting for nonmarket benefits in southern forest management. *Southern Journal of Applied Forestry* 17, 84-89.
- Peres, C. A., 1990. Effects of hunting on Western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54, 47-59.
- Pinelo, G., 2009. ¿Qué factores favorecen la compatibilidad del manejo para madera y la palma de xate (*Chamaedorea spp.*) en Guatemala? En: Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Nasi, R., Sheil, D., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., Ndoye, O., Ingram, V. (Eds.), *Hacia un manejo múltiple en bosques tropicales: consideraciones sobre la compatibilidad del manejo de madera y productos forestales no maderables*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, p. 18.
- Polisar, J., McNab, R. B., Quigley, H., Gonzalez, M. J., Cabrera, M., 1998. Preliminary assessment of the effects of subsistence hunting in the Maya Biosphere Reserve. Part 1: progress report-game populations in Tikal National Park and Uaxactún. Report. Wildlife Conservation Society, Flores, Petén, Guatemala.
- Poole, R. M., Allard, W.A., 2007. Conserving hunters: for the love of land. *National Geographic* 212 (5), 112-139.
- ProPetén-Conservation International, 1996. *Concesión Forestal Comunitaria de Carmelita: plan de manejo integrado de recursos*. Flores, Petén.
- Putz, F. E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256, 1427-1433.

- Radachowsky, J., García, R., Cordova, M., Aguirre, O., Marroquin, C., Dubón, T., Cordova, F., Funes, S., López, J., García, G., Oliva, F., Orellana, G., Tut, H., Manzaneros, A., Cordova, E., Hernandez, P., 2004. Effects of Certified Logging on Wildlife in Community and Industrial Forest Concessions of Northern Guatemala. Report. The Wildlife Conservation Society, Nueva York.
- Redford, K. H., 1992. The empty forest. *Bioscience* 42, 412-422.
- Redford, K. H., Robinson, J. G., 1987. The game of choice. Patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* 89, 650-667.
- Reyna-Hurtado, R., Tanner, G. W., 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37, 676-685.
- Robinson, J. G., Bennett, E. L., 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. En: Robinson, J. G., Bennett, E. L. (Eds.), *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press, Nueva York, pp. 13-30.
- Robinson, J. G., Redford, K. H., 1991. Sustainable harvest of neotropical forest mammals. En: Robinson, J. G., Redford, K. H. (Eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 415-429.
- Robinson, J. G., Redford, K. H., Bennett, E. L., 1999. Wildlife harvest in logged tropical forest. *Science* 284, 595-596.
- Robinson, W. L., Bolen, E. G., 1989. *Wildlife Ecology and Management*, Segunda ed. Macmillan, Nueva York.
- Roling, G., 1995. Programa piloto de manejo de vida silvestre. Informe. Asociación de Rescate y Conservación de Animales Silvestres, IUCN/CONAP, Universidad de San Carlos, Escuela de Biología, Ciudad de Guatemala.
- Ros-Tonen, M. A. F., van Andel, T., Morsello, C., Otsuki, K., Rosendo, S., Scholz, I., 2008. Forest-related partnerships in Brazilian Amazonia: there is more to sustainable forest management than reduced impact logging. *Forest Ecology and Management* 256, 1482-1497.
- Schorger, A. W., 1966. *The Wild Turkey: its History and Domestication*. University of Oklahoma Press, Norman.
- Schwartz, N. B., 1990. *Forest Society*. University of Pennsylvania Press, Philadelphia.
- Shaw, J. H., 1991. The outlook for sustainable harvest of wildlife in Latin America. En: Robinson, J. G., Redford, K. H. (Eds.), *Tropical Wildlife Use and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 24-36.
- Stedman, D. W., Stull, J., Eaton, S. W., 1979. Natural history of the Ocellated Turkey. *World Pheasant Association* 4, 15-37.
- Stedman, R. C., Bhandari, P. L., Diefenbach, A. E., Finley, J. C., 2008. Deer hunting on Pennsylvania's public and private lands: a two-tiered system of hunters? *Human Dimensions of Wildlife* 13, 222-233.
- Stoian, D., Donovan, J., Pooler, N., 2009. Unlocking the development potential of community forest enterprises: findings from a comparative study in Asia, Africa, Latin America, and the United States. XIII Congreso Forestal Mundial, Buenos Aires, Argentina.

- Strickland, M. D., Harju, H. J., McCaffery, K. R., Miller, H. W., Smith, L. M., Stoll, R. J., 1994. Harvest management. En: Bookhout, T. A. (Ed.), *Research, Management Techniques for Wildlife, Habitats*, Quinta ed. The Wildlife Society, Bethesda, pp. 445-473.
- Sugihara, G., Heston, K., 1981. Field notes on winter flocks of the Ocellated Turkey (*Agriocharis ocellata*). *Auk* 98, 396-398.
- Thiollay, J. M., 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation* 6, 1155-1173.
- Valdez, R., Guzmán-Aranda, J. C., Abarca, F. J., Tarango-Arámbula, L. A., Sánchez, F. C., 2006. Wildlife management and conservation in Mexico. *Wildlife Society Bulletin* 34, 270-282.
- van Kujik, M., Putz, F. E., Zagt, R., 2009. *Effects of Forest Certification on Biodiversity*. Tropenbos International, Wageningen, Países Bajos.
- Wang, S., Wilson, B., 2007. Pluralism in the economics of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 9, 743-750.
- Webb, W. L., 1960. Forest wildlife management in Germany. *The Journal of Wildlife Management* 24, 147-161.
- Weber, M., García-Marmolejo, G., Reyna-Hurtado, R., 2006. The tragedy of the commons: wildlife management units in southeastern Mexico. *Wildlife Society Bulletin* 34, 1480-1488.
- Williams Jr., L. E., 1989. *The Art and Science of Wild Turkey Hunting*. Real Turkeys, Gainesville, Florida.
- Williams Jr., L. E., Baur, E. H., Eichholz, N. F., 2010. *The Ocellated Turkey in the Land of the Maya*. Real Turkeys, Cedar Key, Florida.

Los Documentos de CIFOR contienen resultados de investigación relevantes para el uso sostenible de los bosques tropicales. Su contenido es revisado por pares interna y externamente.

Aún prevalecen muchas barreras que impiden que el manejo forestal de uso múltiple pase a ser un tipo de uso más generalizado en el trópico. Por un lado, las capacidades técnicas y administrativas necesarias para aplicar un enfoque integral de manejo generalmente varían en función del producto forestal a manejar y por otro, las oportunidades de mercado divergen para diferentes productos del mismo bosque. Además, el nivel de conocimiento técnico todavía se centra en el recurso madera. Las comunidades locales y los operadores forestales a menudo enfrentan dificultades para adaptar sus prácticas tradicionales a las regulaciones oficiales que muchas veces se diseñan con poca armonización de múltiples objetivos de manejo. Aunque la evidencia sugiere que las prácticas de manejo formal favorecerían la especialización por sobre la diversificación, hasta la fecha, son pocos los estudios que han tratado de discernir y discutir en detalle las lecciones aprendidas sobre los retos de implementar sistemas de uso múltiple en el trópico húmedo. Esta edición tiene como objetivo contribuir al conocimiento relacionado con algunos de los aspectos biofísicos, institucionales, regulatorios y socioeconómicos que influyen en el diseño, la ejecución y la efectividad del manejo con objetivos múltiples. A través de una serie de artículos sobre el tema, se discuten los principales factores que favorecen u obstaculizan el desarrollo de enfoques integrales de manejo en bosques tropicales con fines de producción y se proponen direcciones futuras de investigación y desarrollo.

Esta publicación forma parte del Programa de Investigación de CGIAR sobre Bosques, Árboles y Agroforestería. El objetivo del programa es mejorar el manejo y uso de los bosques, la agroforestería y los recursos genéticos de los árboles a lo largo del paisaje, desde bosques hasta plantaciones. CIFOR dirige el programa de colaboración en asociación con Bioversity International, CIRAD, el Centro Internacional de Agricultura Tropical y el Centro Mundial de Agroforestería.

cifor.org

blog.cifor.org



Center for International Forestry Research

CIFOR impulsa el bienestar humano, la conservación ambiental y la equidad mediante investigación orientada hacia políticas y prácticas que afectan a los bosques de los países en vías de desarrollo. CIFOR es un centro de investigación del Consorcio CGIAR. La sede principal de CIFOR se encuentra en Bogor, Indonesia. El centro también cuenta con oficinas en Asia, África y Sudamérica.

