

Documento Científico
No. 1 - 2006
FOMABO

**Sostenibilidad del manejo de los bosques secos
tropicales de Bolivia aplicando múltiples
objetivos**

J. Edgar Ponce



El “Documento Científico” crece de la colaboración FOMABO entre las tres universidades la Carrera de Ingeniería Forestal de la Universidad Autónoma Gabriel René Moreno (UAGRM) de Santa Cruz, la Escuela de Ciencias Forestales (ESFOR) de la Universidad Mayor de San Simón (UMSS) de Cochabamba y el Centro Danés de Bosque, Paisaje y Manejo de la Universidad Real de Veterinaria y Agricultura (KVL) de Copenhague, Dinamarca. El proyecto FOMABO esta financiado por la Cooperación Danesa (DANIDA) a través del programa de capacitación e investigación ENRECA.

El documento tiene el fin de acelerar el proceso de difusión resultados de investigaciones científicas resultado de la colaboración e impulsar la discusión de los resultados.

Las opiniones y juicios expresados en este documento son de exclusiva responsabilidad del autor y no reflejan necesariamente la opinión o política de UAGRM, UMSS o KVL.

Referencia

Ponce, E., 2006. Sostenibilidad del manejo de los bosques secos tropicales de Bolivia aplicando múltiples objetivos. Documento Científico Proyecto FOMABO no. 1 – 2006. Proyecto FOMABO, Cochabamba, Bolivia.

Editorial

Proyecto FOMABO
Escuela de Ciencias Forestales (ESFOR)
Av. Atahuallpa (Final), Zona Temporal, Barrio Prefectural, Casilla 447
Cochabamba, Bolivia

Reservados todos los derechos. Ninguna parte de esta publicación se puede reproducir, almacenar en sistema de recuperación ni transmitir en forma alguna por medios electrónicos, mecanismos, fotocopia o cualquier otro medio, sin una adecuada referencia a la fuente.

Sostenibilidad del manejo de los bosques secos tropicales de Bolivia aplicando múltiples objetivos

J. Edgar Ponce^a

^a Royal Veterinary and Agricultural University (KVL), Danish Centre for Forest, Landscape and Planning, Department of Economics, Policy and Management Planning, 23, Rolighedsvej, DK-1958 Frederiksberg C, Denmark. E-mail: edg@kvl.dk, phone: +45 35281739, fax: +45 35281508.

Contenido

Abstract	6
1. Introducción	7
1.1. Planificación del manejo forestal sostenible	7
1.2. Los modelos de matrices en el manejo forestal.....	7
1.3. El manejo forestal con múltiples objetivos	8
1.4. La programación lineal y los objetivos múltiples	9
1.5. Objetivos del presente estudio.....	10
2. Métodos y materiales	10
2.1. Área de estudio.....	10
2.2. Matrices de transición	11
2.3. Criterios económicos.....	13
2.4 Criterios ecológicos.....	13
2.5 Criterios sociales	14
2.6 Estrategias de manejo forestal en el largo plazo	14
2.7 La programación lineal multiobjetivo	15
3. Resultados	16
3.1 Tasa de incremento medio anual	16
3.2 Planes operativos anuales.....	16
3.3 Matrices de transición	17
3.4 Escenarios de manejo forestal	19
3.5 Programación lineal de múltiples objetivos	22
4. Discusión y conclusiones	24
Agradecimientos	27
Referencias.....	27

Resumen

Un enfoque del modelo cuantitativo involucrando múltiples objetivos es descrito y aplicado a una concesión forestal en el bosque tropical seco de Bolivia. Un modelo markoviano de estado-espacio fue construido con datos de las parcelas permanentes y representado por probabilidades de transición, tiempo de residencia promedio, reclutamiento, y mortalidad. Información de las áreas anuales de corta fue utilizada para estimar el número de árboles comerciales en cada clase diamétrica. De esta manera, el manejo forestal sostenible actual con un ciclo de corta (cc) de 25 años, una intensidad de aprovechamiento (ia) de hasta el 80% y un diámetro mínimo de corta (dmc) de 50 cm fue analizado a través de una simulación en el largo plazo que establece la base para la evaluación del nivel de sostenibilidad en términos económicos, ecológicos, y sociales de las diferentes estrategias de corta.

El objetivo fue ilustrar las interrelaciones, o ganancias y pérdidas, entre la sostenibilidad ecológica, eficiencia económica, y factibilidad social y las consecuencias en el largo plazo cuando una solución de un buen acuerdo es seleccionado. Relaciones de perdidas y ganancias son aplicados por el uso de una matriz de recompensas. El efecto de diferentes esquemas alternativos de aprovechamiento sobre un conjunto de objetivos fue simulado utilizando el ciclo de corta, intensidad de aprovechamiento, y un diámetro mínimo de corta como variables y de este modo, a través de la ponderación de objetivos o el uso de una restricción como un análisis de objetivos múltiples nos permite seleccionar la mejor solución compromiso en el largo plazo por el uso de la programación lineal de múltiples objetivos. El valor neto presente, margen neto de la primera cosecha, el índice de diversidad de Shannon-Wiener, relación de árboles grandes después y antes de la corta, volumen para la corta en el estado de equilibrio, y relación de existencias antes de la corta y en el estado de equilibrio fueron aplicados como criterios para la comparación de 12 alternativas de manejo en el largo plazo. Un incremento anual del diámetro (menor de 3.5 mm/año) fue identificado como la mas importante limitación para alcanzar el manejo sostenible económico en este tipo de bosques.

Palabras claves: Bosque tropicales secos disetaneos, Dinámica de bosques, Manejo sostenible, Modelos markov, Mortalidad, Programación lineal de múltiples objetivos, Simulación forestal a largo plazo, Reclutamiento.

Abstract

A quantitative modelling approach involving multiple objectives is described and applied to a forestry concession in the Bolivian dry forest. A Markovian state-space model was constructed with data from permanent plots and represented by transition probabilities, mean residence time, recruitment, and mortality. Information and data from the annual cutting areas were used in order to estimate the number of commercial trees in each diameter class. Thereby, current sustainable forest management with a cutting cycle of 25-90 years, harvest intensity of up to 80% and a minimum cutting diameter of 50-80 cm was analyzed through a simulation in the long run that forms the basis for evaluation of the level of sustainability in economic, ecological, and social terms of the different cutting strategies.

The objective was to illustrate the interrelationships, or trade-offs, between ecological sustainability, economic efficiency, and social feasibility and the consequences in the long run when a good compromise solution is selected. Trade-off ratios are applied by use of a pay-off matrix. The effect of different alternative harvesting schemes on a set of objectives was simulated using cutting cycle, harvesting intensity, and minimum cutting diameter as variables and thereby, through weighing of objectives or the use of constraints linear programming multiple objective analyses enable us to choose the best compromise solution in the long run. Net Present Value, gross margin in the first harvest, Shannon-Wiener diversity index, ratio between larger trees after and before harvest, harvesting volume in the steady state, ratio between stocking before harvest and in the steady state were applied as criteria for comparison of 12 long-term management alternatives. A low annual diameter increment (less than 3.5 mm/year) was identified as the most important limitation to achieve economic sustainable management in this type of forest.

Keywords: Forest Dynamics, Forestry simulation in the long-term, Markov models, Mortality, Multiple objective linear programming, Sustainable management, Uneven-aged tropical dry forest, Recruitment

1. Introducción

1.1. Planificación del manejo forestal sostenible

Muchos países en el mundo están tratando de demostrar que están moviéndose hacia las metas del manejo forestal sostenible (Siry *et al.* 2005). En este contexto, Bolivia es uno de los países que ha adoptado nuevas prácticas de planificación de actividades de aprovechamiento forestal en el corto y largo plazo (USAID, 2004). No obstante, los resultados del manejo forestal deben ser valorados en aspectos económicos, ambientales y sociales a través de criterios e indicadores (Pearce *et al.* 1999, McGinley & Finegan 2003, McDonald & Lane 2004).

En el pasado, ningún tipo de planificación se efectuaba durante la extracción forestal y tampoco se prestaba atención a las futuras cosechas y tratamientos silviculturales para aumentar el rendimiento maderable (Fredericksen & Peralta, 2001). En la actualidad, el régimen forestal ha logrado restaurar la legitimidad para el sector productivo forestal. En adición, el sector genera trabajo e ingresos basados en una producción primaria sostenible y han sido capaces de demostrar que el manejo de los bosques no son incompatibles con la protección de la biodiversidad y puede ayudar a aliviar la pobreza (USAID, 2004).

Por otro lado, la sostenibilidad esta sustentada por un ciclo de corta mínimo de 20 años, diámetros mínimos de corta y conservación de árboles remanentes en al menos el 20% (BOLFOR, 2003). Sin embargo, la comprobación de estas especificaciones es un aspecto vital para garantizar la sostenibilidad de los bosques (Fredericksen & Peralta, 2001). Asimismo, se debe aproximar a un estado de equilibrio entre el rendimiento del bosque y el crecimiento de las existencias, de manera que solamente se reduzcan el número de árboles en las clases diamétricas que exceden y dejar que los demás árboles sigan creciendo (Buongiorno *et al.* 1995). En adición, el manejo sostenible en los bosques tropicales requiere la conexión de un modelo de simulación del crecimiento y rendimiento con un modelo financiero para predecir el probable rendimiento de madera en el largo plazo. De hecho, es posible comparar los retornos financieros de diferentes escenarios de manejo (van Gardingen *et al.* 2003, McLeish *et al.* 2002).

1.2. Los modelos de matrices en el manejo forestal

Las matrices de transición permiten conocer proporciones de movimiento en una matriz. Además, presentan variaciones como las cadenas de Markov, matrices Usher y sus generalizaciones, que difieren en las suposiciones consideradas. En el caso de las matrices de markov las suposiciones son que el sistema puede estar en un número finito de estados y durante el siguiente intervalo se tiene una probabilidad conocida de movimiento a cualquier otro estado (Vanclay 1994, Picard *et al.* 2003). En realidad, las matrices presentan probabilidades de movimiento de un estado a otro en función del tiempo, de manera que se pueda predecir la evolución de los bosques en el futuro en el corto y en el largo plazo (Lu & Buongiorno 1993, Buongiorno & Gilless 2003).

De esta manera, la dinámica de los bosques puede ser modelada considerando las probabilidades de residencia, mortalidad y reclutamiento por clase diamétrica (Spathelf & Durlo, 2001). De hecho, estas matrices de transición son construidas con información de las parcelas permanentes de muestreo (PPM). En adición, se pueden construir matrices para grupos de especies basados en criterios ecológicos, morfológicos y económicos (Namaalwa *et al.* 2005, Lu & Buongiorno 1993) o basados en las funciones que dependen de las características de regeneración y mortalidad y que permiten simular la dinámica de la fisiografía (Acevedo *et al.* 1996). Finalmente, las matrices de transición son útiles en la simulación del efecto de las diferentes intensidades de corta en los bosques naturales (Sanquetta *et al.* 1996).

1.3. El manejo forestal con múltiples objetivos

El manejo forestal a largo plazo debe aproximarse a un balance entre los beneficios económicos para la concesión y la diversidad del bosque (Ingram & Buongiorno 1996, Orozco 2004). De hecho, es necesario conectar los modelos de crecimiento con modelos financieros. No obstante, una restricción ha sido la falta de datos financieros y de modelos biológicos para describir la complejidad en los bosques tropicales (McLeish *et al.* 2002). En adición, la planificación a largo plazo presenta incertidumbre relacionada con errores en la información del bosque, precios futuros de madera, y la predicción del desarrollo del bosque (Kangas *et al.* 2005). Asimismo, estableciendo una meta como la distribución diamétrica actual se debe aproximarse a un compromiso entre los retornos financieros y la diversidad del bosque (Ralston *et al.* 2004). En adición, el manejo forestal sostenible (MFS) considera diferentes productos y servicios que ofrecen los bosques de manera sostenida en el largo plazo, esto incluye productos no maderables, servicios ecológicos, y usos sociales del bosque (Pearce *et al.* 1999, Bojanic, 2003).

Por otro lado, el manejo de los bosques para múltiples usos es inevitable, ya que se tiene un conjunto de objetivos (Berck, 1999). En realidad, se tienen objetivos físicos relacionados con la sostenibilidad de la producción de madera; objetivos económicos referidos a la liquidez, rentabilidad y estabilidad; y objetivos sociales relacionados con el bienestar y el empleo (Helles & Tarp, 2003). Sin embargo, muchos de estos objetivos son incompatibles y generan conflictos cuando se los optimiza simultáneamente (Rustagi & Bare, 1987). De hecho, para valorar, monitorear y reportar el MFS se tienen criterios e indicadores relacionados con la protección, producción y conservación (ITTO, 2005). En realidad, estos criterios e indicadores para el MFS miden el grado de desarrollo en la dirección deseada. No obstante, todavía faltan medidas para monitorear la sostenibilidad social de los bosques (Boon & Helles, 1999).

La identificación, desarrollo y uso de criterios económicos, ambientales y sociales son importantes en la toma de decisiones y la evaluación del manejo forestal sostenible en términos de la sostenibilidad ecológica, económica y social en el largo plazo (Buongiorno *et al.* 1995, Davis *et al.* 2001). De esta manera, se tienen criterios económicos como el valor neto presente (NPV), el valor bruto o neto de las existencias en crecimiento, y la tasa de retorno (Buongiorno *et al.* 1995) y criterios ecológicos como el índice de Shannon-Wiener (Buongiorno *et al.* 1995, Lu & Buongiorno 1993), el número mínimo de árboles en las clases diamétricas y el área basal (Buongiorno *et al.* 1995).

De esta manera, debe asegurarse un suministro continuo de madera en el largo plazo (Pearce *et al.* 1999), considerando restricciones como área basal residual comercial, diámetros mínimos y máximos y abundancia en clases diamétricas (Schulte & Buongiorno, 1998). Por lo tanto, se deben comparar escenarios de manejo forestal considerando el ciclo de corta y el nivel de existencias de bosque residual que continua creciendo (Sánchez *et al.* 2004). En adición, la toma de decisiones multicriterio (TDMC) trata de resolver problemas de decisión y planificación (Korhonen, 1999), estructurando el problema, comparando y evaluando alternativas en base a ciclos de corta y diámetros mínimos de corta (Dauber, 2003). En realidad, se apoya al responsable de la toma de decisiones a encontrar la mejor decisión de entre varias alternativas (Korhonen, 1999).

1.4. La programación lineal y los objetivos múltiples

Las técnicas de programación lineal se aplican cuando las interrelaciones entre las variables de decisión son lineales y están restringidos a operaciones de más y menos. De hecho, es posible encontrar una solución óptima para una función objetivo y restricciones (Davis *et al.* 2001). De esta manera, uno de los objetivos es expresado mediante la función objetivo y los demás son expresados como restricciones (Buongiorno & Gilles, 2003). En realidad, la función objetivo especifica las preferencias del que toma las decisiones (Jongkamp *et al.* 2004). En cambio, la programación no lineal involucra operaciones de productos, potencias y logaritmos, y no se puede encontrar una solución óptima global (Davis *et al.* 2001).

Por otro lado, se tiene la programación por metas donde la función objetivo minimiza la desviación ponderada de los valores solución de las metas establecidas para las variables de decisión (Mendoza 1987, Davis *et al.* 2001). En realidad, algoritmos interactivos de programación por metas permiten definir las preferencias del que toma las decisiones ajustando los niveles de los objetivos, las ponderaciones y el ordenamiento asignado para las variables de la desviación (Rustagi & Bare, 1987). Sin embargo, la aplicación de la programación por metas presenta la dificultad para establecer esquemas de corta compatibles con altos niveles de carbón capturado, esto es, desde un punto de vista económico y forestal (Díaz-Balteiro & Romero, 2003)

Por otro lado, la programación por metas ponderado puede ser aplicado para evaluar la respuesta o el impacto de políticas macroeconómicas acerca del manejo de las tierras forestales, de manera que se pueda evaluar el alcance de las metas (Tchale *et al.* 2003). De esta manera, se puede reconciliar las demandas de las familias locales, sector privado, y del gobierno (Nhantumbo & Kowero, 2001). En realidad, el manejo de diferentes objetivos en el MFS puede ser guiado por modelos de optimización, que buscan el mejor régimen de cortas bajo una función objetivo y restricciones, considerando que los bosques proporcionan ingresos, minas de carbón, y son reservorios de diversidad biológica (Boscolo & Buongiorno, 1997).

En realidad, la planificación del manejo forestal es un proceso conjunto de síntesis de decisión y un análisis de pérdidas y ganancias. En adición, la programación lineal con múltiples objetivos (PLMO) es una técnica matemáticamente equivalente comparado a la programación por metas y a la programación lineal de un solo objetivo con el uso de restricciones (Tamiz *et al.* 1998) es otra técnica que ayuda al proceso de planificación. De hecho, se ha aplicado para la planificación de las tierras (Liu & Davis,

1995). De hecho la PLMO es aplicada en la planificación forestal, tratando de encontrar la solución de mejor acuerdo en problemas de programación de cortas de madera, considerando criterios económicos, ambientales y sociales (Díaz-Balteiro & Romero, 1998).

1.5. Objetivos del presente estudio

El objetivo de este artículo es presentar una metodología para la planificación a largo plazo de un bosque seco tropical, aplicando el enfoque de múltiples objetivos.

- Generar una matriz de transición de probabilidades para simular la dinámica del bosque considerando la mortalidad y reclutamiento.
- Generar estrategias de manejo forestal en el largo plazo considerando el ciclo de corta, la intensidad de aprovechamiento y diámetro mínimo de corta.
- Calcular criterios económicos, ecológicos y sociales en el largo plazo, considerando las condiciones actuales de manejo forestal y las estrategias de manejo.
- Analizar las interrelaciones entre objetivos económicos, ecológicos y sociales de las diferentes estrategias de manejo forestal a través de una matriz de recompensas.

2. Métodos y materiales

2.1. Área de estudio

El estudio fue llevado a cabo en una concesión forestal localizada en la región de la Chiquitania en el Departamento de Santa Cruz, Bolivia ($16^{\circ}29'19''$ a $17^{\circ}02'43''$ Latitud sur y $59^{\circ}35'14''$ a $59^{\circ}49'20''$ Longitud oeste) y esta clasificado como un bosque seco subtropical (bs-St), tal como se puede ver en la Figura 1. Esta región tiene aproximadamente 6.3 millones ha de bosque, lo cual representa un 22% del área estimada de la producción total, llegando a constituirse en la segunda región productora mas importante. El bosque chiquitano seco presentan alturas de 100 a 1,400 m, con una temperatura anual promedio de 21-28°C con fuerte influencia de vientos fríos del sur, precipitación promedio anual 600 a 2,300 mm, con 3-8 meses secos, vegetación con bosque decíduo semi-alto, forma un mosaico complejo con otras regiones tales como el cerrado y las sabanas inundadas. Es una de los bosques secos mas ricos en términos de especies de plantas a una escala global (Ibisch & Merida, 2004). A pesar, de que estos bosques son considerados problemáticos y están desapareciendo rápido por la desertificación, y que generalmente no son manejados para producción de madera, presentan algunas especies de valor comercial (Contreras-Hermosilla, 1999).

La concesión Cimal San Miguel inicialmente desarrollo sus actividades en forma independiente, pero ahora forma parte de la empresa CIMAL/IMR LTDA. La superficie total de la concesión que ha sido certificado en 1998 es de 87,562 ha, de las cuales 77,903 ha corresponden al bosque productivo (SmartWood, 2004). A pesar de haber sido incluidas 14 especies como aprovechables, en realidad solamente se esta aprovechando la especie roble (*Amburana cearensis*), ya que la especie morado (*Machaerium scleroxylon*) fue aprovechada anteriormente. El sistema de aprovechamiento es selectivo basado en la prescripción de un diámetro mínimo de corta, intensidad de aprovechamiento de 80% (20% de árboles son preservados) y un ciclo de corta de 25 años. El promedio del área anual de

aprovechamiento (AAA) es de 2,960 ha y esta concentrado a la especie roble con volúmenes menores de 2m³/ha. En adición, la concesión tiene 80 trabajadores.

Por otro lado, 20 parcelas permanentes de muestreo (PPM) de 1 ha, con excepción de la parcela 19 la cual tiene 1.2 ha. Sin embargo, solamente 18 parcelas fueron encontradas para las remediciones. Por lo tanto, se tienen 18.2 ha de PPM que fueron establecidas siguiendo la metodología propuesta por Alder & Silva (2000). Las mediciones fueron llevadas a cabo a partir de 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) en la mayoría de las PPM, mientras que en otras PPM algunas sub-parcelas se midieron a partir de 10 cm y otras sub-parcelas a partir de 20 cm. El establecimiento de las PPM se efectuó en las gestiones 1998, 1999, y 2000 y las remediciones desde el 2000 hasta el 2004. Para la generación de la matriz de transición se utilizaron los incrementos anuales de diámetro provenientes de estas PPM y las parcelas con mediciones desde 1998 hasta 2004 (6 años).

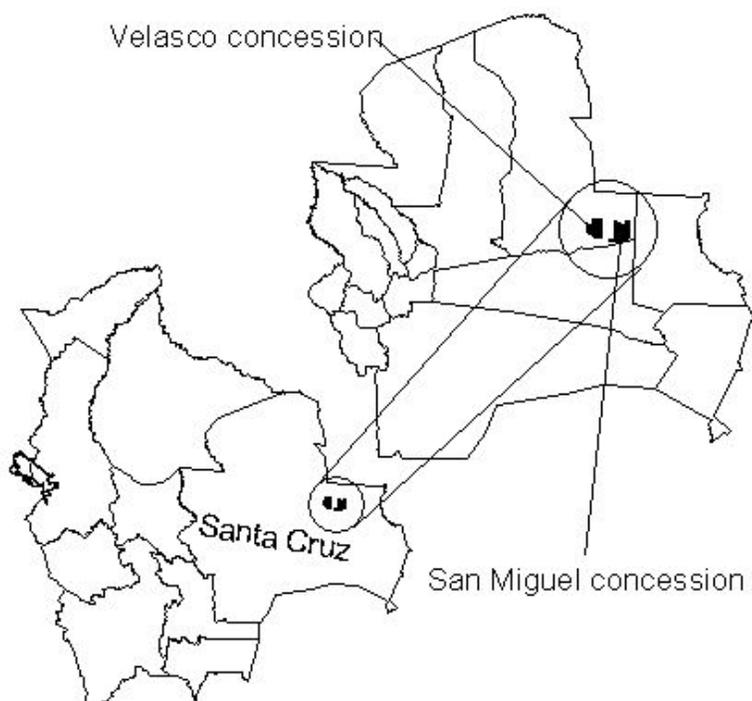


Figura 1 Localización de la concesión forestal Cimal San Miguel de la empresa CIMAL/IMR LTDA

2.2. Matrices de transición

La dinámica del bosque fue simulado a través de una matriz de transición, en la que se presentan la relación de movimientos de una clase diamétrica con relación a la siguiente. El método de matrices de transición es eficiente para pronosticar la estructura diamétrica independientemente del periodo de medición a pesar de los cambios en la estructura del bosque debidos a mortalidad y reclutamiento (Pulz

et al. 1999). En realidad, una matriz de transición presenta m filas y n columnas que multiplicando con un vector que representa la distribución diamétrica es posible obtener una nueva distribución diamétrica. En general un modelo de crecimiento a través de matrices de transición es calculado como:

$$y_{t+k}=G(y_t-h_t)+c \quad (1)$$

Donde G es la matriz de probabilidades de transición como función de las clases diamétricas, y_t es el vector de existencias al tiempo t, c es el vector de reclutamiento, además y_{t+k} es el vector de existencias al tiempo de predicción t+k (Spathelf & Durlo, 2001). Esta matriz de probabilidades puede estar en función a clases diamétricas, clases de área basal o clases de volumen (Sánchez *et al.* 2004). Por otro lado, la mortalidad se obtuvo sustrayendo la tasa anual de mortalidad de las probabilidades de que los árboles permanezcan y que pasen a la siguiente clase. En cambio, el reclutamiento fue incorporado en la clase diamétrica inferior (10-20 cm). De hecho, estas relaciones son representadas de la siguiente manera:

$$\begin{bmatrix} y_{1t+k} \\ y_{2t+k} \\ y_{3t+k} \\ y_{4t+k} \\ y_{5t+k} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ b_1 & a_2 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & b_2 & a_3 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & b_3 & a_4 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & b_4 & a_5 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} y_{1t} - h_{1t} \\ y_{2t} - h_{2t} \\ y_{3t} - h_{3t} \\ y_{4t} - h_{4t} \\ y_{5t} - h_{5t} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} r \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

De esta manera, h_{jt} representa a los árboles que han sido cortados de la j-esima clase diamétrica y en el tiempo t, la diagonal a_{jt} es la proporción de árboles sobrevivientes de la clase diamétrica j al tiempo t y que están todavía en la misma clase diamétrica al tiempo t+1, mientras que la proporción de árboles sobrevivientes de la clase diamétrica j al tiempo t que se han movido de la clase diamétrica j a la j+1 entre t y t+1 es denotado por b_{jt} . En adición, los árboles de la mayor clase diamétrica se quedan allí hasta que ellos sean aprovechados o se pierdan como efecto de la mortalidad (Boscolo *et al.* 1997, Namaalwa *et al.* 2005). La probabilidad de crecer desde de una clase diamétrica j a j+1 entre los años t y t+1 es calculado como:

$$b_{jt} = \frac{g_{jt}}{d} \quad (2)$$

Donde g_{jt} es el crecimiento anual de un árbol de la clase diamétrica j y d es el ancho de la clase diamétrica en cm (Osho 1996, Namaalwa *et al.* 2005). Para el crecimiento anual por clase diamétrica se considero solamente a las especies comerciales. Asimismo, debido a que los datos de reclutamiento de las PPM son inconsistentes se ha utilizado una tasa anual de reclutamiento de 2.5% (Castro *et al.* 2005), mientras que la mortalidad fue evaluado por medio de la formula del interés compuesto (Pinelo 1997, Dauber *et al.* 2003), luego estos valores fueron discriminados por clase diamétrica.

2.3. Criterios económicos

El manejo sostenible en los bosques tropicales requiere la conexión de un modelo de simulación del crecimiento y rendimiento de los bosques a un modelo financiero para predecir el probable rendimiento de madera en el largo plazo. De hecho, es posible generar escenarios de manejo y compararlos en base a su rendimiento financiero. La tasa interna de retorno (TIR) y el valor neto presente (VNP) del estado del bosque son los criterios económicos utilizados (van Gardingen *et al.* 2003). El VNP es especialmente utilizado para comparar diferentes escenarios de manejo forestal en el largo plazo (Bojanic, 2003). El VNP de un aprovechamiento forestal en el año t será igual a:

$$VNP_t = \frac{V_t - F_t}{(1+r)^t} \quad (3)$$

Donde V_t es el margen bruto en el año t en \$/ha, F_t es el costo fijo en el año t en \$/ha, r es la tasa de interés anual en decimales (Buongiorno & Gilles, 2003). En general, el VNP total de todos los aprovechamientos es igual a:

$$VNP = VNP_0 + VNP_{25} + VNP_{50} + \dots + VNP_T \quad (4)$$

Donde T es el tiempo de simulación (horizonte de planificación), el cual para el presente trabajo es de 900 años. De hecho, para valores altos de T , el VNP se acercaría al VNP que el bosque produciría con este manejo sobre una longitud de tiempo infinito (Buongiorno & Gilles 2003, Lin *et al.* 1996).

Por comparación de alternativas mutuamente excluyentes del VNP, el valor neto presente con un horizonte de tiempo eterno es computado utilizando la siguiente fórmula, asumiendo que el VNP_t es el valor del primer ciclo de corta replicado en un tiempo infinito (eternidad):

$$VNP(\text{eternidad}) = \frac{VNP_t}{(1 - (1+r)^{-t})} \quad (5)$$

Por otro lado, se ha utilizado el margen bruto anual para la primera cosecha (MBAPC), esto se obtiene dividiendo el margen bruto del valor de la cosecha del bosque por el ciclo de corta. En adición, se ha utilizado un valor de 20 \$/m³ para calcular el precio de árbol en pie, considerando la venta de todas las especies comerciales incluidas en el censo forestal y una tasa real de descuento después de los impuestos a los ingresos e inflación de 5% considerando la tasa nominal de interés y la tasa de inflación anual de Bolivia para el año 2005. Si los datos históricos no están disponibles, la tasa de descuento debería ser estimado utilizando un horizonte de tiempo largo.

2.4 Criterios ecológicos

La distribución diamétrica de los árboles puede ser cuantificado a través de diversos índices. De hecho, el índice de Shannon (H) es uno de los más comunes y se puede expresar de la siguiente manera:

$$H = -\sum_{i=1}^n p_i \ln(p_i) \quad (6)$$

Donde p_i es la proporción de árboles en una clase diamétrica en particular, y n es el número de clases diamétricas (Lu & Buongiorno 1993, Lin *et al.* 1996). El valor de H es más grande cuando los árboles están distribuidos uniformemente en todas las clases (valor máximo de 2.48). Asimismo este valor también aumenta con el número de clases y su valor mas alto es igual a $\ln(n)$ (Buongiorno, 2001). Este

índice de Shannon fue calculado para las existencias con aprovechamiento forestal y para el horizonte de planificación de 900 años. Por otro lado, la relación de árboles grandes (> a 80 cm DAP) después y antes del aprovechamiento (LTA/LTB) ha sido otro criterio ecológico considerando que la diversidad del tamaño de clases declina cuando la intensidad de aprovechamiento aumenta, debido a que se reduce la proporción de árboles en las clases de tamaños más grandes (Lin *et al.* 1996).

2.5 Criterios sociales

En realidad, hay una falta de criterios adecuados para valorar los aspectos sociales del manejo forestal sostenible. No obstante, es posible relacionar ciertos parámetros y cocientes con el impacto que podrían tener sobre los trabajadores de las concesiones y sus familias. De hecho, el volumen aprovechable en el largo plazo o estado de equilibrio (HVSS) está relacionado con los futuros ingresos económicos que se tendría por la venta de madera y la disponibilidad de recursos para el pago de los salarios a los trabajadores de la concesión. Asimismo, se tiene la relación de existencias antes del aprovechamiento y en el largo plazo o estado de equilibrio (SBH/SSS) considerando tanto árboles aprovechables como remanentes. En realidad, este cociente permite cuantificar la diferencia en abundancia y volumen entre el bosque al inicio y aquel que se tendría después de aprovechar el bosque en el largo plazo (estado de equilibrio).

2.6 Estrategias de manejo forestal en el largo plazo

Para estudiar los efectos a largo plazo (estado de equilibrio) del manejo forestal en las condiciones actuales, diferentes opciones de manejo han sido planteados en base a la intensidad de corta (IC), ciclo de corta (CC) y diámetro mínimo de corta (DMC). De hecho, estas variables son las que sustentan el manejo forestal sostenible en Bolivia (Fredericksen & Peralta, 2001). En el caso de los bosques de Bolivia, se tiene una intensidad máxima de aprovechamiento de 80%, especificado en las normas técnicas (MDSP, 1998). En realidad, se han generado 12 escenarios de manejo forestal abarcando desde los enfoques más conservadores hasta los más progresistas y los mismos son presentados en la Tabla 1.

Tabla 1. Definición de los escenarios de manejo forestal en la concesión Cimal San Miguel

Escenario de manejo	Ciclo de corta (años)	Intensidad de aprovechamiento (%)	Diámetro mínimo de corta (cm)
1	30	80	40
2	30	60	50
3	30	40	60
4	30	20	70
5	60	80	40
6	60	60	50
7	60	40	60
8	60	20	70
9	90	80	40
10	90	60	50
11	90	40	60
12	90	20	70

2.7 La programación lineal multiobjetivo

La programación lineal es un método para apoyar el proceso de identificación y selección de alternativas ya que trata de encontrar relaciones lineales entre insumos y productos para cada objetivo y cada restricción (Orozco, 2004). De esta manera, es utilizado para el análisis económico de la distribución óptima de recursos escasos en la producción agrícola y forestal (Pattie & Merry, 1999). Por otro lado, se tiene la programación por metas que establece una meta específica numérica para cada uno de los objetivos. De hecho, formula una función objetivo para cada objetivo, y después busca una solución que minimice la suma de las desviaciones de estas funciones objetivo de sus respectivas metas (Hillier & Lieberman, 2002). En realidad, la programación por metas es un método para resolver problemas cuando existen objetivos múltiples, estableciendo un conjunto de objetivos a optimizar, se determina un nivel de aspiración (metas) para cada objetivo y el método acerca lo más posible a estos niveles, además se introducen variables de desviación que mide la diferencia entre el valor alcanzado y el nivel de aspiración (Van Leeuwen *et al.* 2001).

La función objetivo en la programación por metas puede contener o no todas las variables meta. En realidad, el propósito de la función objetivo es hacer que la desviación total de todas las variables sea la mas pequeña posible.

$$\min Z = A^- + A^+ + E^- + E^+ + S^- + S^+ \quad (7)$$

Donde $A^-, A^+, E^-, E^+, S^-, S^+$ son las desviaciones de los objetivos ambientales, económicos y sociales. De hecho, esta es una suma ponderada de las desviaciones de todas las metas.

$$\min Z = w_a^- A^- + w_a^+ A^+ + w_e^- E^- + w_e^+ E^+ + w_s^- S^- + w_s^+ S^+ \quad (8)$$

Donde $w_a^-, w_a^+, w_e^-, w_e^+, w_s^-, w_s^+$ son constantes de ponderación. De hecho, estas ponderaciones hacen que todas las desviaciones ponderadas sean proporcionales y expresen la importancia relativa de cada meta. Sin embargo, es difícil asignar ponderaciones apropiadas, ya que estos deberían ser buenos indicadores de la importancia relativa de cada meta. En adición, se debe identificar las desviaciones que nos interesan minimizar.

Por otro lado, debido a ventajas computacionales y analíticas y a una formulación del modelo más simple, además debido a la equivalencia entre la programación por metas y la programación lineal de múltiples objetivos (PLMO), este último método ha sido aplicado en este trabajo. La PLMO es aplicada como es ilustrado matemáticamente en términos generales como sigue:

$$\max_{\{x,p\}} \mathbf{w} \mathbf{p} \quad (9)$$

$$s.t. \mathbf{C} \mathbf{x} = \mathbf{p} \quad (10)$$

$$\mathbf{A} \mathbf{x} \leq \mathbf{b} \quad (11)$$

Donde w es el vector de filas con las ponderaciones de los objetivos de dimensión o , $w \geq 0$, p es un vector de columnas de las variables objetivo, representando funciones de objetivos, de dimensión o , estos son los parámetros de la parte derecha (RHS), C es una matriz de los coeficientes de la función objetivo de dimensión $n \times o$, x es un vector de columnas de las variables de decisión n , $x \geq 0$, A es una matriz del parámetro de tecnología de dimensión $n \times m$, b es un vector de columnas de los valores de la parte derecha (RHS) de dimensión m , o es el número de objetivos/metás consideradas. En adición, los valores recíprocos de la diagonal de la matriz de recompensas (llamados a si mismos valores ancla) son aplicados como ponderaciones para alcanzar ponderaciones relativas iguales de los objetivos inicialmente (Tamiz *et al.* 1998).

3. Resultados

3.1 Tasa de incremento medio anual

A partir de la información proveniente de las PPM, se han calculado los incrementos medios anuales (IMA) del DAP para las clases diamétricas comenzando con un DAP de 10 cm. En realidad, se han obtenido valores de IMA tanto para el conjunto de las especies comerciales como para la especie roble (*Amburana cearensis*) en particular, ya que esta es la especie que actualmente está siendo aprovechada. La tasa anual de incremento diamétrico es de 1.69 mm/año (2767 individuos) para las especies comerciales, y 2.86 mm/año (117 individuos) para el roble. En adición, y debido a la inconsistencia de la información (pocos árboles) en las clases diamétricas superiores, esto es mayores a 80 cm, se han asumido los incrementos promedio para las especies comerciales y para la especie roble como incrementos medios anuales, tal como se puede ver en la Figura 2.

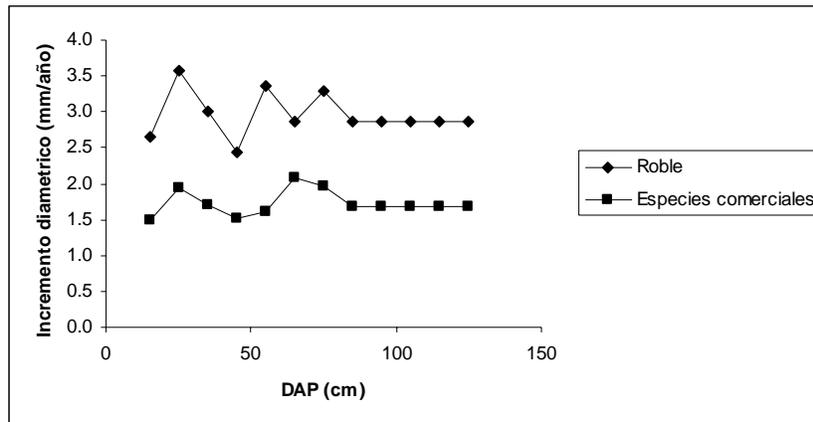
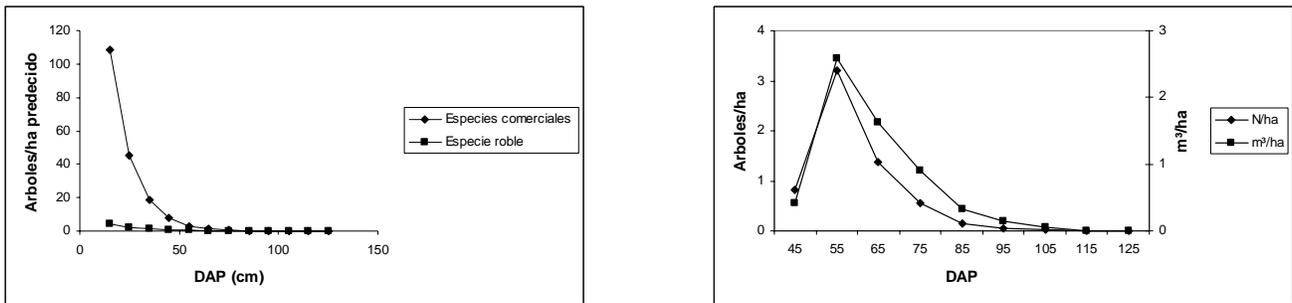


Figura 2 Incremento medio anual por clase diamétrica para el grupo de especies comerciales y para la especie roble en particular.

3.2 Planes operativos anuales

Las AAA de la concesión Cimal San Miguel establecen diferentes compartimentos en las que se efectúa el censo forestal. La distribución diamétrica para los grupos de especies considerados

corresponde a un promedio de los compartimentos. En realidad, se han predecido los valores del número de árboles por ha (N/ha) a través del modelo $N/ha = \exp(a - b \cdot DAP)$, con una suma de cuadrados residual (SCR) de 0.0103 ($P < 0.0001$) para las especies comerciales y 0.00770 ($P < 0.0001$) para el roble. Para esta predicción no se han utilizado los valores de la clase diamétrica de 40-50, ya que este DMC es solamente para las especies *Caesalpinia pluviosa*, *Machaerium scleroxylon*, *Acosmium cardenasii* y *Cordia trichotoma*. La distribución diamétrica de este bosque presenta la forma de una J invertida, donde la especie roble representa el 21.80% de la abundancia a partir del DMC de 50 cm (Figura 3a). Por otro lado, se tiene una abundancia de 6.19 árboles/ha, una área basal 1.71 m²/ha, y un volumen de 6.04 m³/ha, concentrados en la clase diamétrica de 50-60, esto es el 51.68% de abundancia, 44.04% de área basal y 42.64% del volumen comercial, tal como se puede ver en la Figura 3b.



(a)

(b)

Figura 3 Parámetros de las áreas de aprovechamiento (a) Distribución diamétrica predecida, (b) abundancia (N/ha) y área basal por hectárea (m²/ha).

3.3 Matrices de transición

Matrices de transición han sido generados en base a las tasas de incremento diamétrico anual que se tienen en la Figura 2. En realidad, existe una buena relación entre las proporciones observadas en las PPM en el periodo 1998-2004 (6 años) y las esperadas utilizando el IMA ($\chi^2_{6, 0.05} = 12.59$, $P < 0.999$). Sin embargo, se puede observar que las menores diferencias entre lo observado y esperado están en las clases diamétricas inferiores donde se tiene un número mayor de árboles por ha. En cambio, las mayores diferencias se presentan en las clases diamétricas superiores (120-130), donde se tiene un número bastante bajo de individuos, lo que genera errores de estimación, tal como se puede ver en la Figura 4. Las probabilidades mayores (de color negro) corresponden a los árboles que continúan en la misma clase diamétrica y las probabilidades menores (de color gris) a los que pasan a la siguiente clase diamétrica en un periodo de 6 años.

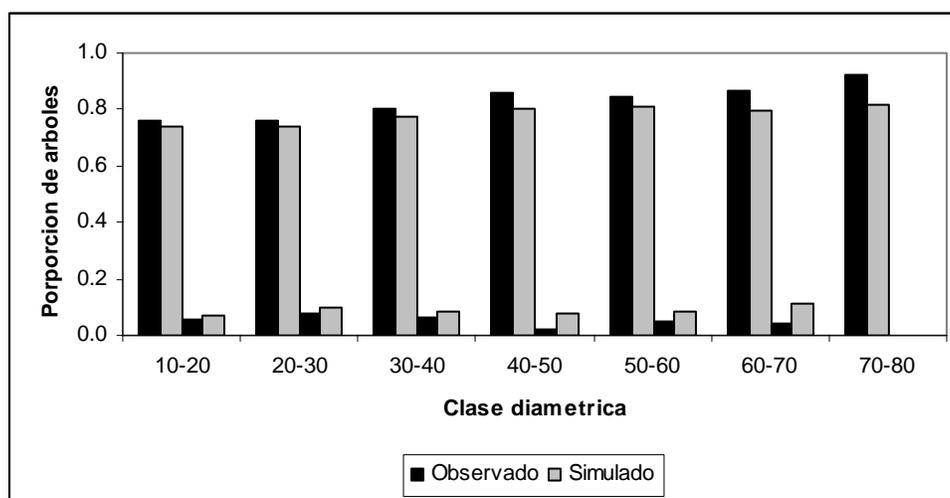


Figura 4 Proporción de árboles que continúan en la misma clase diamétrica y aquellos que han pasado a la siguiente después de 6 años de simulación.

Por otro lado, se han generado matrices de transición para las especies comerciales y para la especie roble. El intervalo de diámetro ha sido de 10 cm y para clases diamétricas desde 10-20 hasta 120-130. En el caso del conjunto de especies comerciales, las probabilidades de que permanezcan o pasen a la siguiente clase aumentan a medida que el DAP también aumenta, a excepción de la clase 60-70 donde se tiene un valor inferior (0.679), tal como se puede ver en la Tabla 2. Esto es un efecto de la mortalidad, donde los valores más altos se presentan en las clases inferiores y valores más bajos en las clases superiores.

Tabla 2 Matriz de transición para las especies comerciales en la concesión Cimal San Miguel.

Diámetro	15	25	35	45	55	65	75	85	95	105	115	125
15	0.603	0.105										
25		0.600	0.145									
35			0.647	0.133								
45				0.686	0.124							
55					0.701	0.135						
65						0.679	0.179					
75							0.707	0.172				
85								0.745	0.151			
95									0.757	0.154		
105										0.768	0.156	
115											0.777	0.158
125												0.944

En el caso de la especie *Amburana cearensis* (roble), la matriz de transición presenta probabilidades de permanencia en la misma clase menores a los del conjunto de especies comerciales, e inversamente presenta probabilidades de paso mayores, esto es un efecto de la mayor tasa de incremento medio anual de esta especie al igual que las especies *Anadenanthera colubrina* (curupaú) y *Cedrela fissilis* (cedro), tal como se puede ver en la Figura 2 y en la Tabla 3.

Tabla 3 Matriz de transición para la especie roble (*Amburana cearensis*) en la concesión Cimal San Miguel.

Diámetro	15	25	35	45	55	65	75	85	95	105	115	125
15	0.521	0.187										
25		0.48	0.266									
35			0.546	0.234								
45				0.613	0.197							
55					0.555	0.281						
65						0.613	0.246					
75							0.59	0.288				
85								0.64	0.256			
95									0.65	0.261		
105										0.659	0.264	
115											0.667	0.267
125												0.944

3.4 Escenarios de manejo forestal

Los escenarios de manejo forestal definidos en la Tabla 1 han sido simulados en el largo plazo (900 años) y son presentados en la Tabla 4. Considerando los 12 escenarios de manejo forestal, los criterios económicos del VNP y el MBAPC presentan los valores más altos para el escenario 1 (CC=30 años, IC=80%, y DMC=40 cm) y los valores más bajos para el escenario 12 (CC=90 años, IC=20%, y DMC=70 cm). En cambio, los criterios ecológicos del índice de Shannon (H) y el cociente LTA/LTB, presentan el valor más alto en el escenario 12 (CC=90 años, IC=20%, y DMC=70 cm), mientras que los valores más bajos corresponden al escenario 1 (CC=30 años, IC=80%, y DMC=40 cm). En adición, el criterio social HVSS presenta el valor más alto para el escenario 9 (CC=90 años, IC=80%, y DMC=40 cm) y el valor más bajo en el escenario 4 (CC=30 años, IC=20%, y DMC=70 cm). Finalmente, el valor más alto para el cociente SBH/SSS se presenta en el escenario 1 (CC=30 años, IC=80%, y DMC=40 cm) y el valor más bajo en el escenario 12 (CC=90 años, IC=20%, y DMC=70 cm).

El VNP presenta una relación directa con la IC ya que los escenarios con mayores IC, presentan los valores más altos e inversamente los valores más bajos se encuentran en escenarios con menores IC. En cambio, el MBAPC está relacionado tanto con la IC y el DMC, ya que los escenarios con una IC=80% y DMC=40 cm presentan los valores más altos, mientras que los escenarios con una IC=20% y DMC=70 cm presentan los valores más bajos, tal como se puede ver en la Tabla 4. Por otro lado, el índice de Shannon está relacionado con la IC y el DMC, ya que los escenarios con una IC de 20% y DMC de 70 cm son los que presentan los mayores valores. En contraste, los escenarios con una IC de 80% y DMC de 40 cm presentan los valores más bajos. Asimismo, el cociente LTA/LTB presenta una relación con el CC, IC y DMC. De hecho, los valores más altos se presentan para una IC de 20% y DMC de 70 cm, mientras que los valores más bajos están en relación con un CC de 30 años.

Tabla 4. Criterios económicos, ecológicos y sociales para los escenarios de manejo forestal.

Escenario de manejo	Criterios económicos		Criterios ecológicos		Criterios sociales	
	VNP (\$/ha)	MBAPC (\$/ha)	Índice de Shannon (H)	LTA/LTB-80	HVSS (m³/ha)	SBH/SSS
1	156.353	4.773	0.877	0.481	1.666	3.363
2	68.230	2.093	0.929	0.719	1.524	1.783
3	22.972	0.776	0.958	0.839	1.053	1.074
4	2.112	0.207	0.975	0.927	0.618	0.532
5	143.014	2.386	0.923	0.722	3.346	1.840
6	60.492	1.047	0.954	0.849	2.640	1.138
7	19.493	0.388	0.971	0.914	1.652	0.752
8	1.502	0.104	0.982	0.962	0.821	0.423
9	139.416	1.591	0.947	0.811	4.795	1.380
10	58.484	0.698	0.966	0.894	3.449	0.932
11	18.599	0.259	0.978	0.941	2.014	0.648
12	1.301	0.069	0.984	0.974	0.914	0.388

En relación al HVSS esta relacionado con el CC, IC, y DMC, ya que los escenarios con un CC de 90 años presentan los mayores valores. En contraste, escenarios con una IC de 20% y DMC de 70 cm presentan los valores más bajos. Por otro lado, el cociente SBH/SSS esta relacionado con la IC y DMC. De hecho, los escenarios con una IC de 80% y DMC de 40% presentan los valores más altos, mientras que valores mas bajos se presentan en un IC de 20% y DMC de 70 cm.

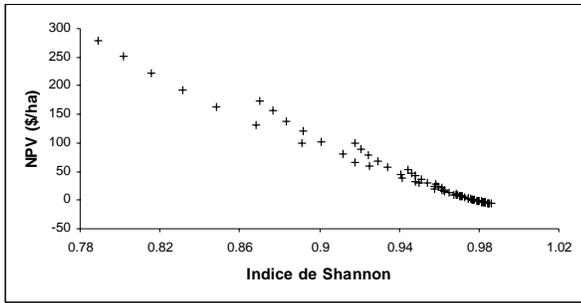
Por otro lado, una matriz de compensación ha sido construida con los valores óptimos de los criterios utilizados, tal como se puede ver en la Tabla 5. Los valores óptimos del VNP y MBAPC corresponden al escenario 1 (CC=30 años, IC=80%, y DMC=40 cm). En contraste, los valores óptimos para el índice de Shannon y el cociente LTA/LTB se presentan en el escenario 12 (CC=90 años, IC=200%, y DMC=70 cm). Asimismo, el valor optimo para HVSS se presenta en el escenario 9 (CC=90 años, IC=80%, y DMC=40 cm). Finalmente, el cociente SBH/SSS presenta su valor optimo en el escenario 12 (CC=90 años, IC=20%, y DMC=70 cm). En realidad, todos los valores óptimos corresponden a los máximos, a excepción del cociente SBH/SSS donde el valor optimo es el mínimo.

Tabla 5. Matriz de compensación de los criterios económicos, ecológicos y sociales.

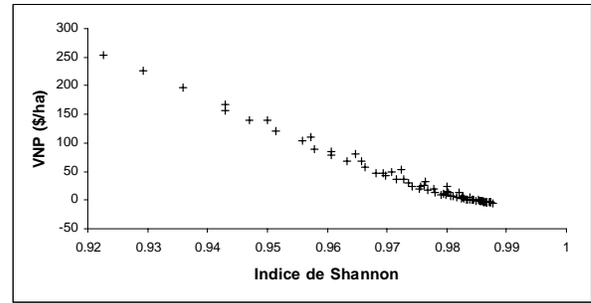
	VNP (\$/ha)	MBAPC (\$/ha)	Índice de Shannon	LTA/LTB	HVSS (m³/ha)	SBH/SSS
VNP (\$/ha)	156.3530	4.7728	0.8766	0.4814	1.6661	3.3625
MBAPC (\$/ha)	156.3530	4.7728	0.8766	0.4814	1.6661	3.3625
Índice de Shannon	1.3013	0.0691	0.9843	0.9739	0.9145	0.3884
LTA/LTB	1.3013	0.0691	0.9843	0.9739	0.9145	0.3884
HVSS (m³/ha)	139.4160	1.5909	0.9471	0.8111	4.7948	1.3803
SBH/SSS	1.3013	0.0691	0.9843	0.9739	0.9145	0.3884

La matriz de compensación permite observar relaciones entre los criterios económicos, ecológicos y sociales. De esta manera, el cambio desde los criterios económicos VNP, MBAPC hacia los criterios ecológicos del índice de Shannon, el cociente LTA/LTB, y el criterio social del cociente SBH/SSS, las mayores variaciones se presentan en el VNP y el cociente LTA/LTB. De hecho, el VNP disminuye en

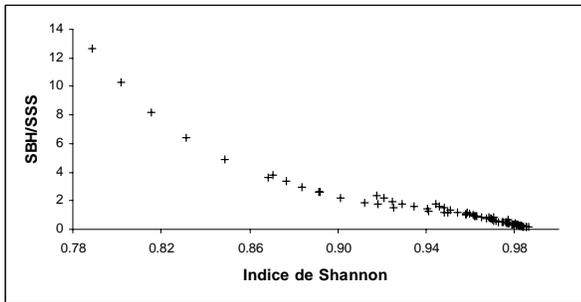
un 99.2% y el cociente LTA/LTB aumenta en un 102.3%. Por otro lado, cambiando desde los criterios económicos hacia el criterio social de HVSS, el MBAPC presenta una disminución de un 66.6% y el MBAPC presenta un aumento en 187.8%.



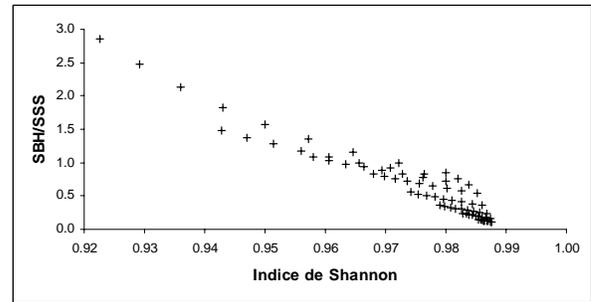
(a)



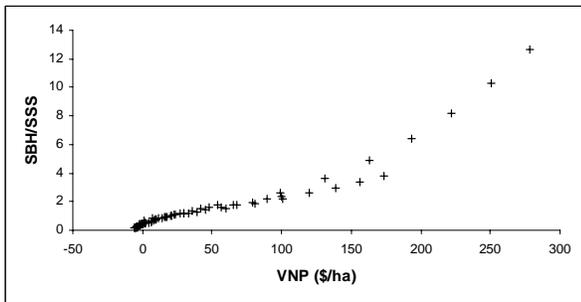
(d)



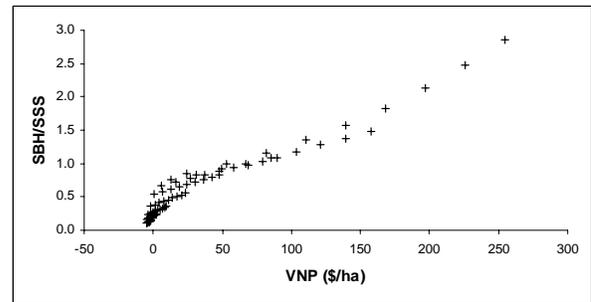
(b)



(e)



(c)



(f)

Figura 5 Relación del VNP, índice de Shannon y cociente SBH/SSS para ciclos de corta de 30 años (a-b-c) y 90 años (d-e-f).

En realidad, existe una relación inversa entre el VNP y el índice de Shannon, ya que el valor del VNP disminuye a medida que el valor del índice de Shannon aumenta. De hecho, los mayores valores del VNP están en relación con IC altos y DMC menores, mientras que los mayores valores del índice de Shannon están en relación con IC bajas y DMC mayores tanto para el CC de 30 años y 90 años, tal como se muestra en la Figura 5. Por otro lado, también se presenta una relación inversa entre el cociente SBH/SSS y el índice de Shannon, ya que los mayores valores de este cociente están en relación con IC mayores y DMC menores. Finalmente, el VNP y el cociente SBH/SSS presentan una relación directa, con valores altos en IC altas y DMC menores.

3.5 Programación lineal de múltiples objetivos

Con la aplicación de las ponderaciones relativas iguales basados sobre los valores ancla mostrados en la matriz de recompensas en la Tabla 5, la mejor solución compromiso es el escenario 12 (CC=90 años, IC=20%, DMC=70 cm). Asimismo, cuando las ponderaciones de los criterios económicos son triplicados la mejor solución compromiso es el escenario 9 (CC=90 años, IC=80%, DMC=40 cm). Por otro lado, las ponderaciones de los dos criterios económicos (VNP y MBAPC) necesitan tener ponderaciones 8 veces mas alto con respecto a los criterios ecológicos y sociales para cambiar la mejor solución compromiso al escenario 1 (CC=30 años, IC=80%, DMC=40 cm) que se asemeja a las condiciones actuales de manejo.

En adición, con la incorporación del análisis de cumplimiento de objetivos la siguiente definición del criterio general de evaluación es introducida para la evaluación el cumplimiento de los objetivos relativos: valor del objetivo/máximo valor del objetivo. De esta manera, utilizando el criterio de evaluación definido arriba como un umbral mínimo para el cumplimiento del objetivo de 10% para todos los criterios en combinación es aplicado. La consecuencia consiste de una estrategia con objetivos múltiples mixtos con una distribución de escenarios, tal como se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6. Cumplimiento de los objetivos relativos (%) y distribución de escenarios (%) dependiendo de la restricción del cumplimiento de los criterios relativos – valor del umbral mínimo para todos los objetivos simultáneamente.

Umbral mínimo (%)	Criterios						Distribución de escenarios (escenario(porcentaje del área))
	VNP (\$/ha)	MBAPC (\$/ha)	Índice de Shannon	LTA/LTB	HVSS	SBH/SSS	
10	25	10	99	96	41	91	12 (73), 9 (27)
25	66	25	97	88	79	75	9 (74), 12 (26)
50	92	50	94	75	84	50	9 (74), 1 (25), 5 (1)
75	91	47	94	76	75	54	5 (83), 9 (17)

Basados en los resultados mostrados en la Tabla 6 se ha encontrado que la mejor solución compromiso consiste en el escenario 9 con un área proporcional de 74%, el escenario 1 ocupando el 25% del área, y el escenario 5 cubriendo el 1%. En este caso el cumplimiento de los objetivos relativos para los criterios de VNP e índice de Shannon esta cerca de un 100%. Además, el cumplimiento de los objetivos de los criterios HVSS y LTA/LTB es más alto que 75%. Finalmente, los criterios MBAPC y el cociente SBH/SSS obtienen un nivel de cumplimiento de la meta para el umbral de 50%, lo cual muestra que estos son los objetivos más limitantes en este caso.

Cuando un nivel de cumplimiento mínimo de los objetivos relativos de 75% es formulado como una restricción entonces el nivel de cumplimiento máximo del objetivo de los dos límites objetivos (MBAPC) y (SBH/SSS) no pueden exceder el 47 y 54%, tal como se muestra en la Tabla 6.

Por otro lado, el escenario 9 presenta un primer aprovechamiento de 2.35 m²/ha y un siguiente de 1.69 m²/ha y un porcentaje de recuperación (PR) de 72.26%; mientras que el escenario 1 presenta un segundo aprovechamiento de 1.15 m²/ha y un PR de 48.99%. En adición, para el escenario 5 el segundo aprovechamiento es de 1.50 m²/ha y el PR es de 63.97%. En realidad, en ningún caso el segundo aprovechamiento se aproxima al incremento en área basal para un ciclo de corta dado, ya que la extracción de madera no es consistente con la tasa de crecimiento. Asimismo, la Figura 6 nos muestra el área basal aprovechable por ha y año. El escenario 1, presenta los niveles más altos seguidos del escenario 5 y finalmente el escenario 9. Asimismo, para los tres escenarios el área basal disminuye rápidamente el periodo de 0 a 100 años y comienza a estabilizarse en el periodo de 100 a 200 años.

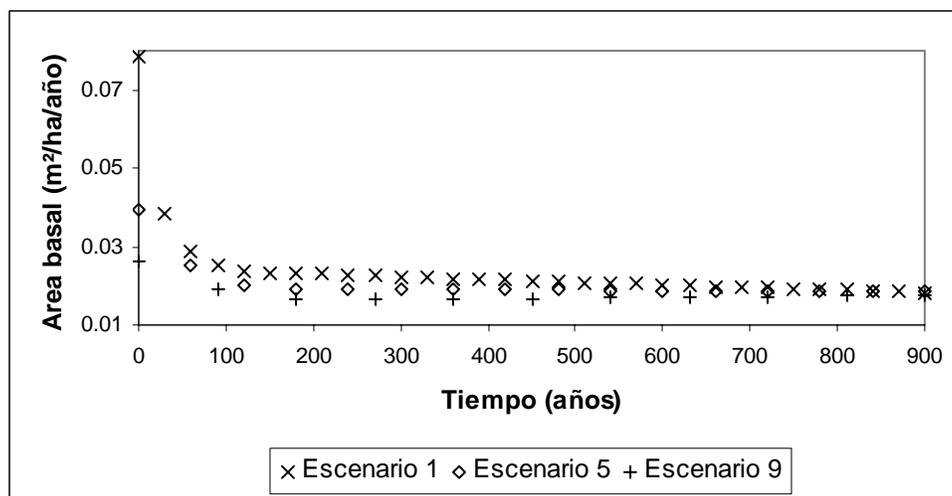
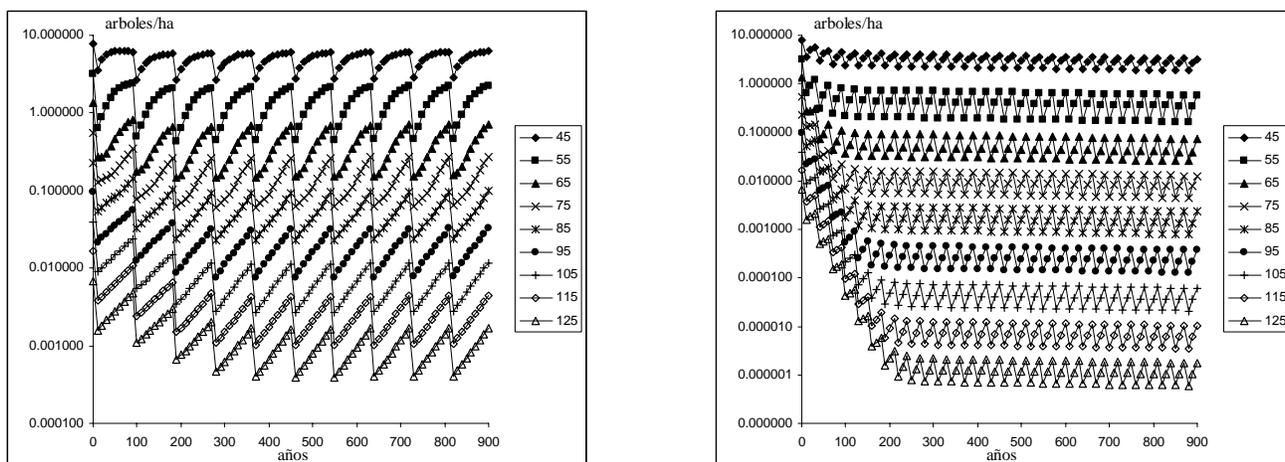


Figura 6 Niveles de aprovechamiento en área basal en el largo plazo para los escenarios seleccionados con el proceso de optimización.

La simulación para los dos escenarios seleccionados, esto es la alternativa 9 y 1 muestra que una mayor disminución del número de árboles/ha en las diferentes clases diamétricas se presenta en la alternativa 1, esto para árboles con diámetros mayores al DMC. De hecho, esta disminución es más importante en las clases diamétricas mayores donde se tienen pocos individuos, y hay tendencia a una rápida reducción después del primer aprovechamiento, tal como se muestra en la Figura 7. En realidad, esto es efecto del ciclo de corta más largo para el crecimiento de los árboles en la alternativa 9 (CC=90 años), mientras que en la alternativa 1 que es la más próxima a las condiciones actuales de aprovechamiento el estado de equilibrio en la mayoría de las clases diamétricas, empieza después de los 200 años. Además, la estabilización de la abundancia presenta un mayor número de árboles para el escenario 9 en comparación con el escenario 1.



(a) (b)
 Figura 7 Resultados de la simulación: (a) escenario 9, (b) escenario 1 (el eje vertical presenta una transformación logarítmica)

4. Discusión y conclusiones

La aplicación del modelo de matrices para predecir la dinámica de los bosques secos tropicales de Bolivia, ha demostrado ser una herramienta útil para impulsar el manejo sostenible (Namaalwa *et al.* 2005). En adición es de fácil aplicación ya que solo requiere información del incremento diamétrico de las PPM y la estructura diamétrica (clases diamétricas) de las existencias a ser aprovechadas (áreas anuales de corta) para pronosticar la estructura diamétrica (Acevedo *et al.* 1996, Pulz *et al.* 1999), tal como se muestra en la Figura 7.

La mejor solución compromiso definido como el nivel más alto posible de un cumplimiento mínimo de los objetivos en forma igual para todos los seis objetivos simultáneamente consiste de una estrategia involucrando la implementación de los escenarios 9, 1, y 5 en las siguientes proporciones: escenario 9 (74% del área), escenario 1 (25%), y el escenario 5 (1%). Por lo tanto, se concluye que el escenario con la mayor proporción (escenario 9) presenta DMC e IC similares a las prácticas actuales en Bolivia y un ciclo de corta 3 veces mayor (CC=90 años). Sin embargo, la implementación del escenario 9 no cumple con los requerimientos de sostenibilidad física en el largo tiempo, ya que el volumen aprovechado por ha en el segundo ciclo de corta es solamente 72% de la primera cosecha en términos del área basal y volumen.

El hecho de que la mejor solución compromiso presente una mayor proporción de área para la alternativa 9 (CC=90 años) no es extraño, ya que incluso para bosques lluviosos simulaciones han mostrado que para ciclos de corta demasiados cortos (<40 años) hay una sobre-utilización del bosque y que ciclos de corta de 80 a 100 años en combinación con métodos de bajo impacto son recomendados (Huth & Ditzer, 2001). No obstante, en algunos bosques tropicales se ha asumido un ciclo de corta de 35 años basados en la suposición de que el incremento diamétrico de las especies comerciales es de 1 cm por año y el incremento en volumen es al menos de 1 m³/ha/año (van Gardingen, *et al.* 2003). Sin

embargo, comparando estos valores con el incremento diamétrico de 0.17 cm por año es de suponer que en este tipo de bosques es difícil alcanzar una producción sostenible de madera en el largo plazo.

Por otro lado, el hecho de que la segunda cosecha haya disminuido en 0.66 m²/ha (28%) para la alternativa 9, en 1.20 m²/ha (51%) para la alternativa 1, y en 0.85 m²/ha (36%) para la alternativa 5 es concordante con lo encontrado para otros bosques tropicales (van Gardingen, *et al.* 2003), y en muchos casos no más del 60% ha sido recuperado después del aprovechamiento (Gourlet-Fleury *et al.* 2005). Asimismo, la alternativa 1 que es similar a las condiciones actuales de aprovechamiento (CC=30 años, DMC= 40 cm, e IC= 80%) presenta un volumen de 0.239 m³/ha/año (0.35 árboles/ha/año) en la primera cosecha y 0.116 m³/ha/año (0.19 árboles/ha/año) en la segunda, con un PR de 49%, lo cual difiere con lo encontrado por Dauber (2003), que para la primera cosecha presenta un volumen de 0.629 m³/ha/año y para la segunda 0.069 m³/ha/año con un PR de 15.3%. Esta diferencia en el PR se debe a que el volumen inicial que para el presente estudio es de 6.04 m³/ha en comparación con 18.87 m³/ha del anterior estudio.

Por otro lado, a medida que se aumenta el ciclo de corta el PR va aumentando. De hecho, para la alternativa 5 (CC=60 años, DMC= 40 cm, e IC= 80%), se tiene un volumen de 0.119 m³/ha/año (0.17 árboles/ha/año) en la primera cosecha y 0.076 m³/ha/año (0.12 árboles/ha/año) con un PR de 64%. En adición, para la alternativa 9 (CC=90 años, DMC= 40 cm, e IC= 80%) se tiene 0.080 m³/ha/año (0.11 árboles /ha/año) en la primera cosecha y 0.057 m³/ha/año (0.08 árboles /ha/año) con un PR de 72%. A pesar de que los PR van aumentando esto no garantiza que los aprovechamientos sean compatibles con la baja tasa de crecimiento de los bosques secos, ya que es importante encontrar una aproximación hacia este óptimo deseado (Buongiorno *et al.* 1995).

La decisión final acerca de la estrategia de aprovechamiento seleccionada como la mejor solución compromiso con un umbral mínimo de cumplimiento de 50% (combinación de las alternativas 9, 1, y 5) en la práctica puede ser ajustada por el responsable de la toma de decisiones mediante cambios de la ponderación relativa reflejando la estructura de preferencia del titular de la concesión. En realidad, si la empresa busca maximizar la eficiencia económica, esto implicaría una reducción sustancial en área basal y abundancia (Figura 5a y 5d), ya que los múltiples objetivos presentan conflictos (Rustagi & Bare, 1987) y la disminución del NPV está compensado por las otras metas ecológicas y sociales (Pukkala *et al.* 2003). Asimismo, la estrategia con la mejor solución compromiso entre los objetivos económicos y ecológicos requiere una disminución del área basal del bosque, relativo a su estado actual (Buongiorno *et al.* 1995).

Para maximizar el uso de recursos para múltiples objetivos se utilizan técnicas de programación matemática (Howard & Nelson 1993, Rustagi & Bare 1987). De hecho, el escenario 1 es el que representa la decisión de manejo actual, ya que maximiza los beneficios económicos con un VNP de 156.35 \$/ha y presenta valores ecológicos bajos (índice de Shannon), tal como se muestra en la Figura 5a. Además, se ha demostrado que disminuyendo la intensidad de aprovechamiento es posible reducir el impacto sobre los árboles (Bertault & Sist 1997, Panfil & Gullison 1998). No obstante, si un grado más alto de sostenibilidad es requerido estos deberían ser colocados como restricciones legales que son motivados políticamente por el gobierno. En contraste, la situación de esta decisión en las tierras comunitarias de origen (TCOs) es diferente ya que la mejor solución compromiso delineado anteriormente (alternativa 9) puede ser escogida para el manejo de la comunidad.

Por otro lado, el porcentaje de recuperación en el corto plazo (después de algunos ciclos de corta) es independiente del reclutamiento, ya que el tiempo de paso promedio para pasar de una clase diamétrica a la siguiente es de 59 años y para llegar al DMC de 50 cm necesita 305 años. Esto implica, que ya se habrán cubierto más de 3 ciclos de corta para la alternativa 9 (CC=90 años) y 10 ciclos para la alternativa 1 (CC=30 años). Por lo tanto, en las condiciones actuales de crecimiento de los bosques secos tropicales similares a la alternativa 1, el reclutamiento no influye en la valoración de la sostenibilidad.

Los beneficios a largo plazo muestran que el actual sistema de manejo es el que maximiza dicho valor con un VNP de 156.35 \$/ha y una tasa de interés real de 5% y para la alternativa 1 (CC=30 años, IC=80%, y DMC=40 cm), esto suponiendo que todas las especies serán comercializadas con un volumen total de 6.04 m³/ha. Sin embargo, en la realidad solamente se está aprovechando la especie roble (*Amburana cearensis*) con 1.25 m³/ha (21% del volumen total) y se tiene un VNP de 106.94 \$/ha para el mismo escenario. En adición, comparando los ingresos anuales y los beneficios económicos a largo plazo, estos son bastante reducidos con respecto a otros bosques tropicales (Kim *et al.* 2005).

En realidad, escenarios de aprovechamiento de madera con ciclos de corta de 30 años producen el más alto VNP tanto para el conjunto de las especies comerciales como para el roble específicamente, ya que escenarios con ciclos más cortos producirán un mayor VNP (Lin *et al.* 1996). Sin embargo, con un balance entre los objetivos ecológicos, económicos, y sociales es posible mantener a niveles razonables a cada uno de ellos. De hecho, es posible encontrar un balance entre el rendimiento de madera y alcanzar un estado ecológico deseado del bosque aprovechado. Sin embargo, el estado ecológico de los bosques aprovechados puede solamente ser mejorado reduciendo el rendimiento y alargando los ciclos de corta (Huth *et al.* 2004)

Por otro lado, la venta de todo el volumen aprovechable es lo ideal. Aunque, la mayoría de las concesiones solamente está aprovechando unas pocas especies. De hecho, este aprovechamiento selectivo, es posible que sea más rentable que con respecto a un amplio rango de especies comerciales (Howard, *et al.* 1996). Sin embargo, el aprovechamiento forestal debería incluir las especies forestales subutilizadas actualmente (aumentar la demanda para estas especies), y de esta manera mantener el valor del recurso forestal (Barany *et al.* 2003).

En el presente trabajo se ha mostrado como un modelo de clases diamétricas basados en las cadenas de Markov es una herramienta útil para tomar decisiones en el corto y largo plazo en base a la simulación de la dinámica del bosque seco tropical y considerando diferentes objetivos incorporados por el uso de la programación lineal de objetivos múltiples. A través del presente estudio podemos efectuar las siguientes puntualizaciones:

- (a) Los modelos de matrices solamente requieren información de crecimiento de las parcelas permanentes de muestreo (PPM) y de la estructura diamétrica del bosque.
- (b) A pesar de que este método ha sido criticado por las predicciones del reclutamiento, el efecto de esta variable es después de muchos ciclos de corta como efecto de la baja tasa de crecimiento del bosque seco tropical.
- (c) Debido a que este modelo de matrices fue desarrollado en base a datos de un periodo de tiempo corto, debe ser evaluado cuando se tengan más datos disponibles.

- (d) Se debe evitar que un primer aprovechamiento en el área de estudio reduzca el valor actual del bosque a niveles muy bajos, estimulando su conversión a otros usos de la tierra.
- (e) Es imprescindible que se busque mercados para las especies menos cotizadas pero más abundantes y con mejor estructura poblacional, ya que será imposible aprovechar las mismas especies en el próximo ciclo de corta.
- (f) Si los objetivos de la concesión están enfocados a mayores logros económicos deberían considerar las limitaciones ecológicas y económicas.
- (g) El hecho de que todavía existan volúmenes aprovechables después de muchos años no significa que el actual manejo forestal es sostenible, ya que esto no asegura que los niveles de extracción son los mismos como los anteriores.
- (h) Futuras investigaciones pueden incluir estudios de rendimiento y crecimiento, el efecto de nuevas especies comerciales, sensibilidad de los precios de venta, costos de aprovechamiento y transporte, y la tasa de descuento, desarrollo de modelos de planificación forestal mejorado de especies múltiples para el manejo de bosques naturales, y modelos mejorados de la sostenibilidad social

Agradecimientos

Este proyecto de investigación fue financiado por el proyecto FOMABO. Asimismo, es importante agradecer al Instituto Boliviano de Investigación Forestal (IBIF) por facilitar la base de datos de las PPM; al Centro Amazonico de Desarrollo Forestal (CADEFOR) por proporcionar información de precios de las especies comerciales; a Erhard Dauber, Marielos Peña-Claros, Juan Carlos Licona por sus sugerencias y comentarios.

Referencias

- Acevedo, M.F., Urban, D.L. & Shugart, H.H. 1996. Models of forest dynamics based on roles of tree species. *Ecological Modelling* 87:267-284.
- Alder, D. & Silva, J.N.M. 2000. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 130: 141-157.
- Barany, M., Hammett, A.L & Araman, P. 2003. Lesser used wood species of Bolivia and their relevance to sustainable forest management. *Forest Products Journal* 53(7/8):1-6.
- Berck, P. 1999. Why are the uses multiple?. In: Helles, F., Holten-Andersen, P., Wichmann, L. (Eds.): *Multiple uses of forests and other natural resources. Aspects of theory and application*. Kluwer Academic Publishers, p. xx-yy. 244 p.
- Bertault, J.G. & Sist, P. 1997. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact and conventional logging in East Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 94: 209-218.
- Bojanic, A. 2003. El balance es lo hermoso: El desarrollo sustentable y los bosques de la Amazonia Boliviana. Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana (PROMAB). Serie Científica N° 8. Riberalta, Bolivia. 129 p.
- BOLFOR 2003. Ciclos de corta en bosques tropicales de Bolivia: Opciones basadas en investigación sobre manejo forestal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR), The Forest Management Trust (FMU). Santa Cruz, Bolivia. 24 p.

- Boon, T.E. & Helles, F. 1999. Descriptive indicators of sustainable forest management. In: Helles, F., Holten-Andersen, P. & Wichmann, L. (Eds.): Multiple uses of forests and other natural resources. Aspects of theory and application. Kluwer Academic Publishers. 244 p.
- Boscolo, M. & Buongiorno, J. 1997. Managing a tropical rainforest for timber, carbon storage and tree diversity. *Commonwealth Forestry Review* 76(4): 246-254.
- Boscolo, M., Buongiorno, J. & Panayotou, T. 1997. Simulation options for carbon sequestration through improved management of a lowland tropical rainforest. *Environment and Development Economics* 2: 241-263.
- Buongiorno J., Peyron, J.L., Houllier, F. & Bruciamacchie, M. 1995. Growth and management of mixed-species, uneven-aged forests in the French Jura: Implications for economic returns and tree diversity. *Forest Science* 41(3): 397-429.
- Buongiorno, J. & Gilles, J.K. 2003. Decision methods for forest resource management. Academic Press, Amsterdam, 439 p.
- Buongiorno, J. 2001. Quantifying the implications of transformation from even to uneven-aged forest stands. *Forest Ecology and Management* 151: 121-132.
- Castro, G.M., Nygård, R., Gonzales, B.R. & Oden, P.C. 2005. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. *Ecology and Management* 208: 63-75.
- Contreras-Hermosilla, A. 1999. Towards sustainable forest management: An examination of the technical, economic and institutional feasibility of improving management of the management of the global forest estate. Food and Agriculture Organization (FAO). Rome, Italy. 65 p.
- Dauber, E. 2003. Modelo de simulación para evaluar las posibilidades de cosecha en el primer y Segundo ciclo de corta en bosques tropicales de Bolivia. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Documento Técnico N° 128. Santa Cruz, Bolivia. 48 p.
- Dauber, E., Fredericksen, T., Pena-Claros, M., Leñaño, C., Licona, J.C. & Contreras, F. 2003. Tasas de incremento diamétrico, mortalidad y reclutamiento con base en las parcelas permanentes instaladas en diferentes regiones de Bolivia. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Santa Cruz, Bolivia. 53 p.
- Davis, L.S., Johnson, K.N., Bettinger, P.S. & Howard, T.E. 2001. Forest management: To sustain ecological, economic, and social values. Fourth edition. McGraw-Hill series. 804 p.
- Fredericksen, T. & Peralta, R. 2001. Opciones silviculturales para el manejo forestal en Bolivia. En: Mostacedo, B., Fredericksen, T. (Editores): *Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales*. Santa Cruz, Bolivia p. 157-171.
- Gourlet-Fleury, S., Cornu, G., Jesel, S., Dessard., Jourget, J.G., Blanc, L. & Picard, N. 2005. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: A case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management* 209: 69-86.
- Helles, F. & Tarp, P. 2003. Introduction to forest management planning The Royal Veterinary and Agricultural University (KVL), Frederiksberg, Denmark, 205 p.
- Hillier, F.S. & Lieberman, G.J. 2002. Introduction to operations research. Seventh Edition. McGraw-Hill Science Book Company. New York, USA. 1214 p.
- Howard, A.F. & Nelson, J.D. 1993. Area-based scheduling and allocation of forest land using methods for multiple-criteria decision making. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 151-158.
- Howard, A.F., Rice, R.E. & Gullison, R.E. 1996. Simulated financial returns and selected environmental impacts from four alternative silvicultural prescriptions applied in the neotropics: a case study of the Chimanes forest, Bolivia. *Forest Ecology and Management* 89: 43-57.
- Huth, A. & Ditzer, T. 2001. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest – a simulation study. *Forest Ecology and Management* 142: 33-51.
- Huth, A., Drechsler, M. & Köhler, P. 2004. Multicriteria evaluation of simulated scenarios in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 71: 321-333.
- Ibisch, P.L. & Merida, G. (eds.). 2004. Biodiversity: The richness of Bolivia. State of knowledge and

- conservation: Ministry of Sustainable Development. Editorial FAN, Santa Cruz, Bolivia. 644 p.
- Ingram, C.D. & Buongiorno, J. 1996. Income and diversity tradeoffs from management of mixed lowland Dipterocarps in Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, 9(2):242-270.
- ITTO 2005. Revised ITTO criteria and indicators for the sustainable management of tropical forest including reporting format. International Tropical Timber Organization (ITTO). ITTO Policy Development Series No 15. Yokohama, Japan. 40 p.
- Jongkamp, C., van't Zelfde, M. & de Groot, W.T. 2004. Land use modelling connecting spatially explicit data and linear programming: An exploration in Ecuador. Institute of Environmental Science (CML). Leiden, The Netherlands. 130 p.
- Kangas, A.S., Kangas, J., Lahdelma, R. & Salminen, P. 2005. Using SMAA-2 method with dependent uncertainties for strategic forest planning. *Forest Policy and Economics*, in press.
- Kim, S., Kim, N.P., Koike, M. & Hayashi, H. 2005. Estimating actual and potential government revenues from timber harvesting in Cambodia. *Forest Policy and Economics*, in press.
- Korhonen, P. 1999. Multiple objective linear programming in supporting forest management. In: Helles, F., Holten-Andersen, P., Wichmann, L. (Eds.): Multiple uses of forests and other natural resources. Aspects of theory and application. Kluwer Academic Publishers, p. xx-yy.
- Lin, C.R., Buongiorno, J. & Vasievich, M. 1996. A multi-species, density-dependent matrix growth model to predict tree diversity and income in Northern hardwood stands. *Ecological Modelling* 91: 193-211.
- Liu, G. & Davis, L.S. 1995. Interactive resolution of multi-objective forest planning problems with shadow price and parametric analysis. *Forest Science* 41(3): 452-469.
- Lu, H.C. & Buongiorno, J. 1993. Long and short term effects of alternative cutting regimes on economic returns and ecological diversity in mixed species forests. *Forest Ecology and Management* 58: 173-192.
- McDonald, G.T. & Lane, M.B. 2004. Converging global indicators for sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6: 63-70.
- McGinley, K. & Finegan, B. 2003. The ecological sustainability of tropical forest management: evaluation of the national forest management standards of Costa Rica and Nicaragua, with emphasis on the need for adaptive management. *Forest Policy and Economics* 5: 421-431.
- McLeish, M.J., Moran, D. & van Gardingen, P.R. 2002. Linking growth and yield models with a financial model for forest concessions. *Silviculture and Yield Management Model for Tropical Forest (SYMFOR)*. Technical Notes Series No. 10. Edinburgh, UK. 20 p.
- MDSP 1998. Normas técnicas para la elaboración de instrumentos de manejo forestal en propiedades privadas o concesiones con superficies mayores a 200 hectáreas. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación (MDSP). La Paz, Bolivia. 74 p.
- Mendoza, G.A. 1987. Goal programming formulations and extensions: an overview and analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 575-581.
- Namaalwa, J., Eid, T. & Sankhayan, P. 2005. A multiple-species density-dependent matrix growth model for the dry woodlands of Uganda. *Forest Ecology and Management* 213: 312-327.
- Nhantumbo, I. & Kowero, G. 2001. A goal programming model for planning management of Miombo woodlands. Occasional Paper No. 35. Center for International Forestry Research (CIFOR). 30 p.
- Orozco, L. (Ed.) 2004. Planificación del manejo diversificado de bosques latifoliados húmedos tropicales. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Serie Técnica. Manual Técnico No. 56. Turrialba, Costa Rica. 329 p.
- Osho, J.S.A. 1996. Modelling the tree population dynamics of the most abundant species in a Nigerian tropical rain forest. *Ecological Modelling* 89: 175-181.
- Panfil, S.N. & Gullison, R.E. 1998. Short term impacts of experimental timber harvest intensity of forest structure and composition in the Chimanes Forest, Bolivia. *Forest Ecology and Management* 102: 235-243.
- Pattie, P. & Merry, F. 1999. Forests versus livestock: An economic assessment of choices facing landowners in the Bolivian lowlands. Sustainable Forest Management Project (BOLFOR). Technical Document No 74.

- Santa Cruz, Bolivia. 65 p.
- Pearce, D., Putz, F. & Vanclay, J.K. 1999. A sustainable forest future. Working Paper GEC 99/15. The Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), town, 64 p.
- Picard, N., Bar-Hen, A. & Guedon, Y. 2003. Modelling diameter class distribution with a second-order matrix model. *Forest Ecology and Management* 180: 389-400.
- Pinelo, G.I. 1997. Dinámica del bosque petenero: Avances de investigación en Peten, Guatemala. Informe Técnico No. 296. Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. 48 p.
- Pukkala, T., Ketonen, T. & Pykäläinen, J. 2003. Predicting timber harvests from private forests - a utility maximization approach. *Forest Policy and Economics* 5: 285-296.
- Pulz, F.A., Scolforo, J.R., de Oliveira, A.D., de Mello, J.M. & de Oliveira Filho, A.T. 1999. Accuracy of the diameter distribution prediction of an uneven forest with the transition matrix. *Center of Studies in Renewable Natural Resources* 5(1): 1-14.
- Ralston, R., Buongiorno, J. & Fried, J.S. 2004. Potential yield, return, and tree diversity of managed, uneven-aged Douglas-Fir stands. *Silva Fennica* 38(1): 55-70.
- Rustagi, K.P. & Bare, B. 1987. Resolving multiple goal conflicts with interactive goal programming. *Canadian Journal of Forest Research*, 17:1401-1407.
- Sanchez, S.O., Chang, S.J. & von Gadow, K. 2004. Optimal residual growing stock and cutting cycle in mixed uneven-aged maritime pine stands in Northwestern Spain. *Forest Policy and Economics* 6:145-152.
- Sanquetta, C.R., Brena, D.A., Angelo, H. & Mendes, J.B. 1996. A transition matrix model for simulating different alternative harvesting schemes in natural forests. *Ciência Florestal* 6(1): 65-78.
- Schulte, B.J. & Buongiorno, J. 1998. Effects of uneven-aged silviculture on the stand structure, species composition, and economic returns of loblolly pine stands. *Forest Ecology and Management* 111: 83-101.
- Siry, J.P., Cabbage, F.W. & Ahmed, M.R. 2005. Sustainable forest management: global trends and opportunities. *Forest Policy and Economics* 7: 551-561.
- SmartWood, 2004. Resumen publico de certificación de CIMAL/IMR LTDA (concesión forestal CIMAL/IMR Velasco). SmartWood Program. New York, USA. 34 p.
- Spathelf, P. & Durlo, M.A. 2001. Transition matrix for modeling the dynamics of a subtropical seminatural forest in Southern Brazil. *Forest Ecology and Management* 151: 139-149.
- Tamiz, M., Jones, D. & Romero, C. 1998. Goal programming for decision making: An overview of the current state-of-the-art. *European Journal of Operational Research* 111: 569-581.
- Tchale, H., Kachule, R. & Mataya, C. 2003. Management of miombo woodlands in Malawi: An application of goal programming. In: Kowero, G., Campbell, B.M., Sumaila, U.R. (Eds.): Policies and governance structures in woodlands of Southern Africa. Center for International Forestry Research (CIFOR). Jakarta, Indonesia. 438 p.
- USAID, 2004. Bolivia sustainable forest management. BOLFOR final report. United States Agency for International Development (USAID). Chemonics International Inc., city?
- van Gardingen, P.R., McLeish, M.J., Phillips, P.D., Fadilah, D., Tyrie, G. & Yasman, I. 2003. Financial and ecological analysis of management options for logged-over Dipterocarp forests in Indonesian Borneo. *Forest Ecology and Management* 183: 1-29.
- Van Leeuwen, A.C.J., Köbrich, C.G. & Maino, M. 2001. Programación lineal para la elaboración de escenarios óptimos de uso de la tierra. Un método para el ordenamiento territorial basado en la evaluación de tierra con estudios de caso de Brasil y Chile. Food and Agriculture Organization (FAO). Santiago, Chile. 60 p.
- Vanclay, J.K. 1994. Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests. CAB International. Wallingford, UK. 312 p.

Instrucciones para los autores de “Documento Científico” Proyecto FOMABO

El Documento de Trabajo publica trabajos de investigación científico en español o inglés dentro de las áreas de manejo forestal como recursos naturales en general.

Los trabajos necesitan ser realizados con docentes o/y estudiantes de ingeniería, postgrado, maestría o doctorado de las tres organizaciones involucrados: La Carrera de Ingeniería Forestal (UAGRM), La Escuela de Ciencias Forestales - ESFOR (UMSS) y El Centro Danés de Bosque, Paisaje y Manejo (KVL).

Los trabajos que se presentan deben estar escritos a doble espacio, en hojas tamaño carta (21 x 28 cm) con márgenes 2.5 cm en todos los lados, con justificación izquierda y usando una sola cara del papel. El trabajo no deben exceder 10.000 palabras (todo incluido).

Los nombres científicos desde el rango de género deben ir con letra cursiva. Cada hoja presentada (incluyendo tablas y figuras), debe numerarse en forma correlativa junto al nombre del autor en el margen superior derecho (tres o más autores figuran con “et al.” a continuación del primer autor). Las figuras, tablas y leyendas respectivas deberán presentarse en hoja aparte al final del manuscrito; las fotografías deberán ser nítidas y de contraste; no deben exceder a 20 x 12 cm. Las unidades internacionalmente aceptadas son %, °C, mm, cm, ml, l, m, km, mg, g, kg, s, min, h, ha; para la referencia altitudinal se asigna m (p.e. 2.300 m).

Serán rechazados los trabajos con excesivas faltas ortográficas y gramaticales así como con gráficos y mapas de baja resolución. Debe enviarse por correo electrónico una copia del texto y figuras/cuadros en formato Word para Windows o Excel.

Estructura del Manuscrito para Artículo

a) Primera página: Incluye título, nombre de los autores e institución(es) a la que pertenecían durante la realización el trabajo y direcciones actuales (incluyendo fax y e-mail). El título debe ser informativo y preciso en relación al contenido del trabajo. Los autores que deseen utilizar apellidos paterno y materno, deberán unir ambos por un guión. Los autores que deseen utilizar apellidos paterno y materno, deberán unir ambos por un guión. Si hay varios autores, las direcciones respectivas son referidas por números correlativos indicados como superíndice al final de cada nombre. Debe indicarse a quien se enviará la correspondencia.

Por ejemplo:

E. Ponce^{a,b} y F. Helles^a

^a El Centro Danés de Bosque, Paisaje y Manejo, Universidad Real de Veterinaria y Agricultura, Rolighedsvej 23, DK-1958 Frederiksberg C., Dinamarca. Telf.: +45 3528 1754, Fax: +45 35282671, E-mail: edg@kvl.dk.

^b Escuela de Ciencias Forestales (ESFOR), Universidad Mayor de San Simón (UMSS), Av. Atahuallpa (Final), Zona Temporal, Barrio Prefectural, Casilla 447, Cochabamba, Bolivia, Telf./fax: +591-4 4451203.

- b) Resumen:** Debe ser un informe conciso (no más de 300 palabras) de resultados y no una lista de temas cubiertos; por lo que se recomienda incluir referencias cuantitativas de los resultados (porcentaje, rangos, entre otros) para ilustrar la generación de los resultados. Al pie de cada resumen deberán enunciarse hasta cinco palabras claves.
- c) Abstract:** Incluir el resumen del trabajo en inglés o (español si la trabajo está en inglés), además del título y cinco palabras clave.
- d) Introducción:** Debe presentar el problema dentro de un marco teórico y/o revisión bibliográfica que acompañe a la(s) hipótesis y/o objetivos(s) del trabajo.
- e) Área de estudio:** Debe describir el sitio de estudio. Puede incluirse aspectos relevantes de historia natural de las especies en estudio, si corresponde.
- f) Métodos:** Debe incluir una descripción concisa, pero lo suficientemente clara como para permitir replicar el estudio.
- g) Resultados:** Se pueden presentar en texto, tablas y/o figuras. En el texto debe indicarse la ubicación de las tablas y figuras.
- h) Discusión:** Incluye la interpretación de los resultados y su relación con otros trabajos publicados similares.
- i) Conclusiones:** Cada conclusión debe expresarse como una oración corta y clara.
- j) Agradecimientos:** Deben ser breves.
- k) Referencias:** Deben incluir sólo aquellas citadas en el manuscrito. Toda referencia bibliográfica es listada en orden alfabético

(luego cronológico), como sigue:

Artículos en revistas

- Sekher, M., 2001. Organized participatory resource management: insights from community forestry practices in India. *Forestry Policy and Economics* 3: 137-154.
- Gasana, J.K., 2002. The good and bad of projects. *Tropical Forest Update*. International Tropical Timber Organization (ITTO). 12(2): 9-11.

Libros, informes, tesis

- Pacheco, P., 2001. The role of forestry in poverty alleviation BOLIVIA. Forestry Department of the Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), La Paz, Bolivia. 55 p.
- Hansen, J.N. and Iversen, J.C., 2004. National forest law and indigenous forest management in the lowland of Bolivia. *Forest Management of Timber and Non-Timber Products in the Tropical Lowland of Bolivia (FOMABO)*, Santa Cruz, Bolivia. 16 p.

Artículos dentro un libro

- Oehlerich, A., 2000. Avances y propuestas para garantizar los derechos intelectuales de los pueblos indígenas. En: CPTI-CIDOB, Atlas territorios indígenas en Bolivia, situación de las tierras comunitarias de origen y proceso de titulación. Centro de Planificación Territorial Indígena, Confederación de Pueblos Indígenas de Bolivia, Santa Cruz, Bolivia. p. 203-206.

Para citar las referencias en el texto, seguir en orden cronológico, como los siguientes ejemplos:

- ... como lo sugieren varios autores (Pérez, 1983; Autino, 1994; Mendoza, 1994)
- ... como lo indican Tarifa (1993), Acevedo & Ruiz (1995) y Pinto *et al.* (1996)
- ... como fue confirmado recientemente por Pacheco & Pérez (1996), Zalles *et al.* (1999)
- ... contrariamente a lo encontrado por Menotti (1978a, 1978b, 1998)
- ... sin embargo, Beck & García (en prensa)
- ... pero en algunos años florece en octubre (C. Mayto, 1996, com. pers.)

Cada autor de correspondencia recibirá en archivo PDF la versión final publicada de su contribución.

En el caso que los autores envíen manuscritos basados en **tesis de grado**, se recomienda que soliciten al uno de los coordinadores del FOMABO instrucciones específicas y previas a su edición en formato de la Revista.

Mayores informaciones:

Responsable de la Editorial

Mario Coca Morante

Escuela de Ciencias Forestales (ESFOR)

Av. Atahuallpa (Final), Zona Temporal, Barrio Prefectural

Casilla 447, Cochabamba, Bolivia

Tel./fax: +591-4 4451203

E-mail: fomabo@umss.edu.bo, cocomario@hotmail.com

¿Que es el proyecto FOMABO?

El proyecto de mejoramiento de la capacidad de investigación “Manejo forestal de las tierras bajas de Bolivia” (FOMABO) es una colaboración entre la UAGRM (Santa Cruz, Bolivia), la UMSS (Cochabamba, Bolivia) y la KVL (Copenhague, Dinamarca). Desde fines del 2000, el proyecto ha operado con el objetivo de desarrollo de mejorar la capacidad para el manejo sostenible de los recursos forestales en las tierras bajas de Bolivia. El trabajo está organizado en tres componentes: (1) educación y organización, (2) ecología y manejo forestal, y (3) forestería comunitaria, economía forestal, políticas y planificación. La visión de largo plazo del proyecto es durante un periodo de 12 años la de crear las capacidades necesarias de investigación y formación concernientes al manejo y planificación forestal sostenible, especialmente en relación con formas de manejo basadas en comunidades rurales locales y la utilización de especies arbóreas valiosas produciendo madera y productos no maderables en áreas de manejo forestal natural, agroforestería y reforestación de áreas degradadas.

Contactos

FOMABO-UAGRM

Universidad Autónoma “Gabriel René Moreno” (UAGRM)
Facultad de Ciencias Agrícolas
Carrera de Ingeniería Forestal
“Vallecito”, Carretera al Norte Km. 8.5, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia
Telf./fax: +591 3 344 2553

E-mail: milton_fomabo@cotas.com.bo

FOMABO-UMSS

Universidad Mayor de San Simón (UMSS)
Facultad de Ciencias Agrícolas y Pecuarias (FCA y P)
Escuela de Ciencias Forestales (ESFOR)
Av. Atahualpa (Final), Zona Temporal, Barrio Prefectural, Casilla 447, Cochabamba, Bolivia
Telf./fax: +591-4 4451203

E-mail: fomabo@umss.edu.bo

FOMABO-KVL

Universidad Real de Veterinaria y Agricultura (KVL)
Centro Danés de Bosque, Paisaje y Manejo
Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C., Copenhague, Dinamarca
Telf.: +45 35 28 17 66
Fax: +45 35 28 15 08

E-mail: cnh@kvl.dk

Publicaciones en la serie “Documento Científico” Proyecto FOMABO

2005

- No 1. Ponce, E., 2005. Valoración de niveles de participación de las comunidades de la TCO “Guarayos”, Bolivia, en actividades de manejo forestal sostenible. Documento Científico Proyecto FOMABO no. 1 - 2005. Proyecto FOMABO, Cochabamba, Bolivia.
- No 2. Ponce, E., 2005. El proceso de desarrollo curricular en la carrera de Ingeniería Forestal de la Universidad Autónoma “Gabriel Rene Moreno” Santa Cruz, Bolivia. Documento Científico Proyecto FOMABO no. 2 - 2005. Proyecto FOMABO, Cochabamba, Bolivia.
- No 3. Ponce, E., 2005. Análisis multicriterio para la planificación de caminos de bajo impacto en la concesión forestal “Lago Rey” Santa Cruz, Bolivia. Documento Científico Proyecto FOMABO no. 3 - 2005. Proyecto FOMABO, Cochabamba, Bolivia.

2006

- No 1. Ponce, E., 2006. Sostenibilidad del manejo de los bosques secos tropicales de Bolivia aplicando múltiples objetivos. Documento Científico Proyecto FOMABO no. 1 - 2006. Proyecto FOMABO, Cochabamba, Bolivia.