

# El legado del manejo forestal en bosques tropicales: análisis de su influencia a largo plazo por medio de modelos ecosistémicos

J. A. Blanco<sup>1\*</sup> y E. González<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Forest Sciences. University of British Columbia. 2424 Main Mall.  
Vancouver, BC, Canadá, V6T 1Z4

<sup>2</sup> Departamento Forestal. Universidad de Pinar del Río. C/ Martí, 270, esq. 27 de noviembre.  
20100 Pinar del Río. Cuba

---

## Resumen

El manejo forestal puede cambiar atributos clave del ecosistema, afectando al crecimiento de los árboles mucho después del cese de las actividades forestales. En este trabajo se ha explorado la influencia del manejo en la recuperación ecológica de plantaciones de *Pinus caribaea* Morelet en el occidente cubano por medio del modelo ecosistémico FORECAST. Se simularon tres manejos diferentes: producción de biomasa, de fibra y de madera, difiriendo en la duración del turno y en la intensidad de la retirada de biomasa. Nuestros resultados muestran que la producción de biomasa puede producir una degradación del ecosistema que necesitaría varios siglos para recuperar su estado inicial. Esta recuperación sería más rápida si la plantación se destina a la producción de fibra, y si el objetivo es madera el ecosistema podría mantener unas condiciones similares a las existentes antes de la intervención humana. En conclusión, nuestros resultados muestran cómo el legado del manejo forestal puede ser un factor clave en acelerar o retrasar la recuperación de los ecosistemas forestales, dependiendo de la intensidad de la explotación. Estos resultados también muestran la utilidad de los modelos ecológicos de manejo forestal para analizar diferentes escenarios alternativos de manejo y sus efectos a largo plazo sobre el ecosistema forestal.

**Palabras clave:** legados ecológicos, plantaciones forestales, emulación de perturbaciones, modelo ecológico, FORECAST, Cuba, *Pinus caribaea*.

## Abstract

### The legacy of forest management in tropical forests: analysis of its long-term influence with ecosystem models

Forest management can modify key ecosystem attributes, affecting tree growth long after the end of forest management. Long-term influence of current management on forest recovery has been explored with the FORECAST model in *Pinus caribaea* Morelet plantations in western Cuba. Management for three different products was simulated: biomass, fibre and timber, with differences in rotation length and harvest intensity. Our results show that biomass production can produce ecosystem degradation that may need centuries to recover. If fibre is the objective of management, ecosystem recovery would be faster than managing for bioenergy. However, only if timber is the final objective the ecosystem might be able to keep similar conditions to the natural forest. In conclusion, our results show that forest management legacies can be a key factor in accelerating or delaying forest ecosystem recovery, depending on the exploitation intensity. These results also show the utility of ecosystem-level management models to analyze alternative management scenarios and their long-term effects on forest ecosystems.

**Key words:** ecological legacies, planted forests, disturbance emulation, ecological model, FORECAST, Cuba, *Pinus caribaea*.

---

## Introducción

Las perturbaciones son parte integral de las características de un ecosistema, y la mayoría de los bos-

ques están sometidos a varios regímenes de perturbaciones que tienen lugar a diferentes escalas espaciales y temporales (Holling *et al.*, 1995; Turner *et al.*, 1998). Muchas características del ecosistema forestal original permanecen tras la perturbación. Estas características son los llamados legados ecológicos, los cuales pueden consistir tanto de organismos vivos como de

---

\* Corresponding author: [juan.blanco@ubc.ca](mailto:juan.blanco@ubc.ca)  
Received: 12-08-09; Accepted: 15-06-10.

estructuras orgánicas (troncos o árboles muertos, características del suelo, etc.) (Franklin y Halpern, 1989; Foster *et al.*, 1998; Franklin *et al.*, 2000). Nuevos paradigmas en ecología enfatizan la naturaleza dinámica, carente de equilibrio, de los sistemas ecológicos en los que las perturbaciones son un agente ecosistémico y cómo los regímenes de perturbaciones naturales y el mantenimiento de la biodiversidad y productividad están interrelacionados (Pahl-Wostl, 1995; Bradstock *et al.*, 2002). Sin embargo, las perturbaciones naturales y/o antrópicas y los legados biológicos producidos por ellas no suelen estar incluidos en los planes de gestión a largo plazo. La influencia humana en el bosque crea una serie de condiciones que pueden ser observadas décadas o incluso siglos después de que el aprovechamiento se haya realizado (Foster, 2000; Foster *et al.*, 2003). Este conjunto de condiciones puede ser considerado como el legado humano en un ecosistema, y afecta a la mayoría de los paisajes terrestres en mayor o menor medida (Foster, 2000). Los efectos del manejo en los ecosistemas forestales son múltiples e incluyen cambios en la composición de especies, diversidad genética, fragmentación del bosque, formación de claros, pautas de regeneración, estructura del rodal, biomasa aérea, disponibilidad de nutrientes, ciclos de nutrientes, microclima o hidrología, entre otros (Briggs *et al.*, 2000; Farrell *et al.*, 2000; Boutin and Hebert, 2002; Franklin *et al.*, 2002; Chazdon, 2003; Foster *et al.*, 2003). Un grupo de impactos ecológicos que destaca por su importancia son los efectos en los ciclos de nutrientes. Estos efectos incluyen, entre otros, la extracción de nutrientes del ecosistema en la madera, los cambios físicos en el suelo por la maquinaria, la eliminación de la cobertura arbórea, la quema de restos leñosos o la eliminación del sotobosque durante la preparación del sitio. Todos estos efectos tienen una traducción directa en la reducción de la fertilidad del suelo a largo plazo, afectando a la productividad del ecosistema (Morris *et al.*, 1997; Ballard, 2000; Blanco *et al.*, 2005, 2009).

El objetivo de este trabajo es analizar la influencia del tipo de manejo forestal en el tiempo necesario tras el cese de las actividades humanas para que el ecosistema forestal de *Pinus caribaea* en el occidente cubano regrese a las condiciones previas a su puesta en explotación, utilizando para ello el modelo ecosistémico FORECAST. Este modelo ha sido utilizado en varios estudios de sostenibilidad del manejo forestal (Morris *et al.*, 1997, Bi *et al.*, 2007) y se han llevado a cabo rigurosas pruebas de validación de la actuación del mo-

delo bajo distintas condiciones, comparando las predicciones del modelo frente a datos de campo independientes (Blanco *et al.*, 2007; Seely *et al.*, 2008), y en concreto ha sido validado para las plantaciones de *P. caribaea* en Cuba (Haynes *et al.*, 2006; Blanco *et al.*, 2008; Blanco y González, 2010).

## Material y métodos

### El modelo FORECAST

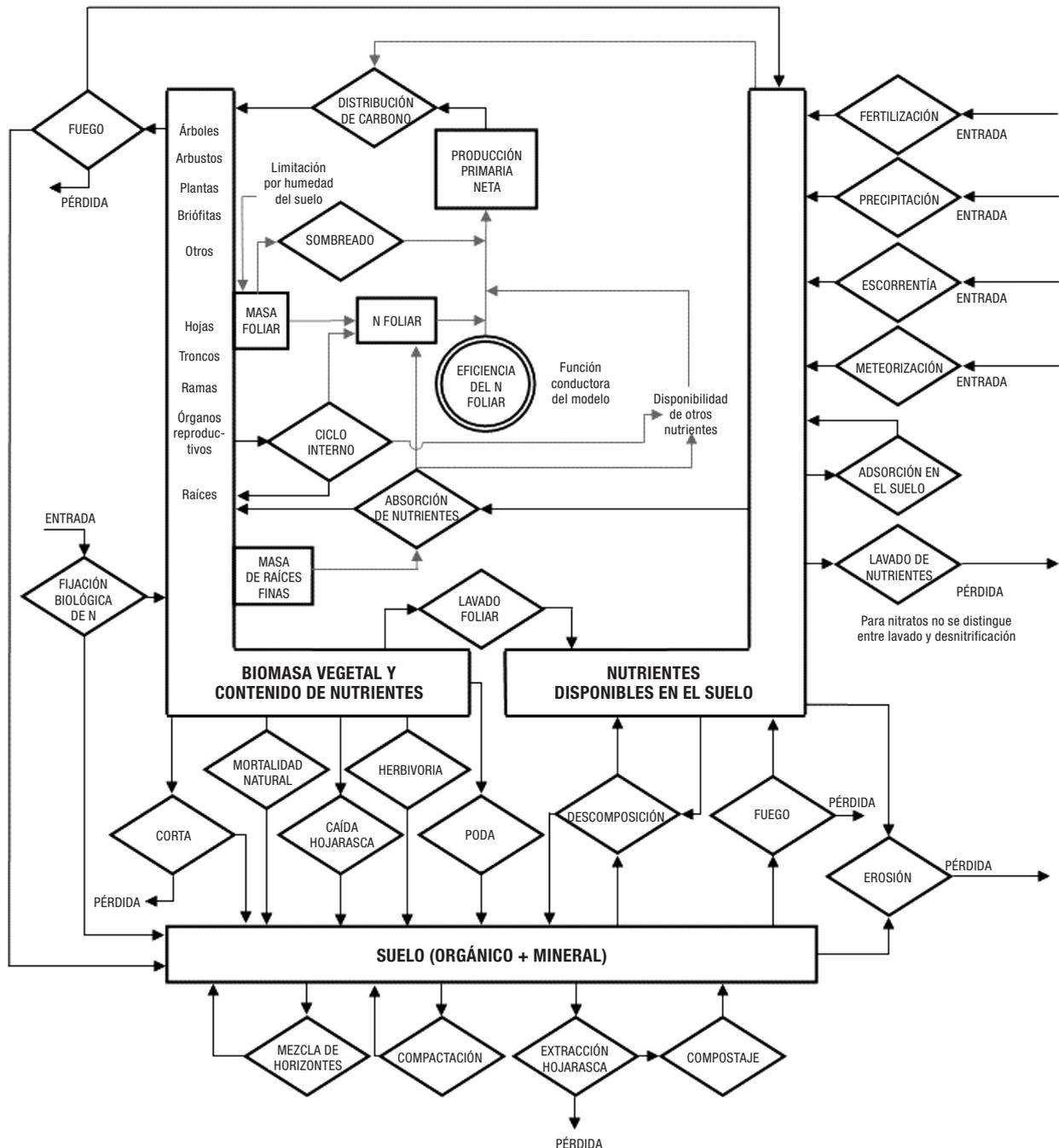
FORECAST es un simulador dinámico del crecimiento y manejo de rodales. Una descripción detallada del modelo puede encontrarse en Kimmins *et al.* (1999), por lo que aquí solo se proporciona un resumen. FORECAST es un modelo híbrido: combina el uso de datos estadísticos de crecimiento y producción con la simulación de los procesos ecosistémicos clave. Estos procesos se simulan por medio de variables tales como tasas de producción de hojarasca y descomposición, curvas de saturación fotosintética y concentración de nutrientes en distintos reservorios. Estos procesos incluyen, entre otros (Fig. 1): 1) eficiencia fotosintética por unidad de biomasa de follaje basada en las relaciones entre biomasa foliar, simulación del autosombreado y productividad primaria neta contando la producción de hojarasca y la mortalidad; 2) requerimientos de absorción de nutrientes basados en las tasas de crecimiento de biomasa y en medidas de campo o datos bibliográficos de la concentración de nutrientes en distintos componentes de la biomasa en sitios con distinta calidad; y 3) medidas de niveles de luz relacionados con la mortalidad de árboles y ramas, derivadas de datos de densidad del rodal. Además, para crear las condiciones de inicio de las simulaciones es necesario simular las condiciones históricas conocidas o la pauta de perturbaciones naturales de los bosques a simular. Una discusión más detallada de este procedimiento de generación de las condiciones iniciales puede encontrarse en Seely *et al.* (2002) y Blanco *et al.* (2007).

### Localidades de estudio

El estudio está basado en datos de plantaciones puras de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* Barret y Golfari con poco sotobosque, establecidas en distintas calidades de sitio en la provincia de Pinar del Río (oc-

cidente de Cuba). La precipitación anual de la zona varía entre 1.350 a 1.700 mm, con una temperatura media anual de 24 a 27°C (Herrero *et al.*, 1985). Los suelos de la región están clasificados como suelos cuarcíticos-ferralíticos amarillos erosionados y lixiviados (Obregón y Morleno 1991), con esquistos y pi-

zarras como roca madre (Instituto de Suelos, 1980). Los datos de crecimiento y producción y las concentraciones de nutrientes en varios componentes de los árboles se obtuvieron de varios trabajos realizados en la región de Altura de Pizarras, Pinar del Río (González, 1999; Herrero, 2001; Márquez-Montesino *et al.*,



**Figura 1.** Diagrama de funcionamiento de FORECAST, indicando los procesos ecológicos (rombos) y los flujos (flechas) y reservorios de nutrientes (rectángulos) incluidos en el modelo.

2001; García, 2003; García-Quintana *et al.*, 2007). La biomasa aérea y las tasas de producción de hojarasca fueron estimadas con datos de Herrero (2001) y Smith *et al.* (1998). Las tasas de descomposición de la hojarasca y sus cambios químicos fueron calibrados con datos de González (2008b). Una descripción detallada de los datos utilizados para la calibración de FORECAST para las condiciones cubanas puede encontrarse en Blanco *et al.* (2008) y Blanco y González (2010).

Basados en las recomendaciones de manejo para *P. caribaea* en la zona (González, 1986; González, 2008b), los tipos de manejos simulados fueron: 1) *Biomasa (BIO)*. El objetivo es producir el máximo de biomasa pero de la forma más rápida posible para que pueda ser cosechada con frecuencia para generar una fuente de combustible estable. En este escenario se simuló una densidad inicial de 3.000 árboles ha<sup>-1</sup>, aplicando 100 kg ha<sup>-1</sup> de N como fertilizante en el año 5. Los árboles se cortan en el año 10, extrayendo toda la biomasa aérea (troncos, corteza, ramas y follaje). La mayoría de la biomasa aérea del sotobosque es también extraída, así como parte de la hojarasca. 2) *Fibra (FIB)*. El objetivo en este escenario es maximizar la producción de órganos con alto contenido en celulosa (troncos y ramas), sin existir un tamaño mínimo del tronco. El turno comienza plantando 3.000 árboles ha<sup>-1</sup> el primer año. En el año 15 se aplica una clara por lo bajo, dejando 1000 árboles ha<sup>-1</sup>, y se fertiliza con 100 kg ha<sup>-1</sup> de N. Los árboles se talan en el año 25, extrayendo toda la copa. Ni el sotobosque ni la hojarasca son extraídos. 3) *Madera (MAD)*. En este escenario se pretende producir el máximo número de árboles con un diámetro mínimo de 7,5 cm a 1,30 m de altura. Se plantan 3.000 árboles ha<sup>-1</sup> el primer año. Una primera clara por lo bajo se lleva a cabo el año 20 para dejar 800 árboles ha<sup>-1</sup>. En el año 21 se fertiliza la plantación con 100 kg ha<sup>-1</sup> de N. Una clara comercial adicional se lleva a cabo en el año 35 para dejar 500 árboles ha<sup>-1</sup>. El turno acaba en el año 50 con una tala final que sólo extrae los troncos. Estos tipos de manejo se simularon durante 100 años en las calidades de sitio máximas y mínimas observadas en Pinar del Río: índice de sitio 12 y 25 m de altura dominante a los 50 años (sitio de mejor calidad y sitio de peor calidad, respectivamente) (García, 2003). La recuperación del ecosistema se simuló tras los escenarios anteriores, utilizando como punto de partida el final de cada escenario de manejo y simulando dos turnos de regeneración natural tras un huracán que provoca el reemplazo del rodal cada 100 años, para simular en total

200 años tras la finalización de la actividad humana. Además se creó un cuarto escenario control basado en la simulación del bosque natural dominante en el zona, compuesto por masas monoespecíficas de *Pinus caribaea* generadas de forma natural, en el que no hay actividades humanas y cuya principal perturbación son los huracanes. El punto de partida de los tres escenarios de manejo es la corta de este bosque natural y su sustitución por los sistemas descritos anteriormente.

## Resultados

### El bosque manejado

En los dos sitios la biomasa aérea se mantuvo en niveles bajos en el escenario BIO, disminuyendo tras cada corta (Figs. 2 y 3). En el escenario MAD pueden apreciarse dos pequeños picos que corresponden al momento anterior a las claras comerciales. Pautas muy similares pueden observarse en volumen (Figs. 2 y 3). Si se compara el volumen total acumulado que se extrae del bosque tras 100 años de simulación, el escenario más productivo es FIB, y el menos productivo es BIO en las dos calidades de sitio (Tabla 1). En MAD el ecosistema pierde alrededor de un 30% de materia orgánica del suelo en ambos sitios, mientras que en BIO se reduce la materia orgánica del suelo en más de un 50% en ambos sitios. Por el contrario, el impacto del escenario FIB en la materia orgánica del suelo depende de la calidad del sitio, con reducciones ligeramente mayores que en BIO en el sitio de mejor calidad pero mucho menores en el sitio de peor calidad (Figs. 2 y 3). La disponibilidad de N tiene varios pi-

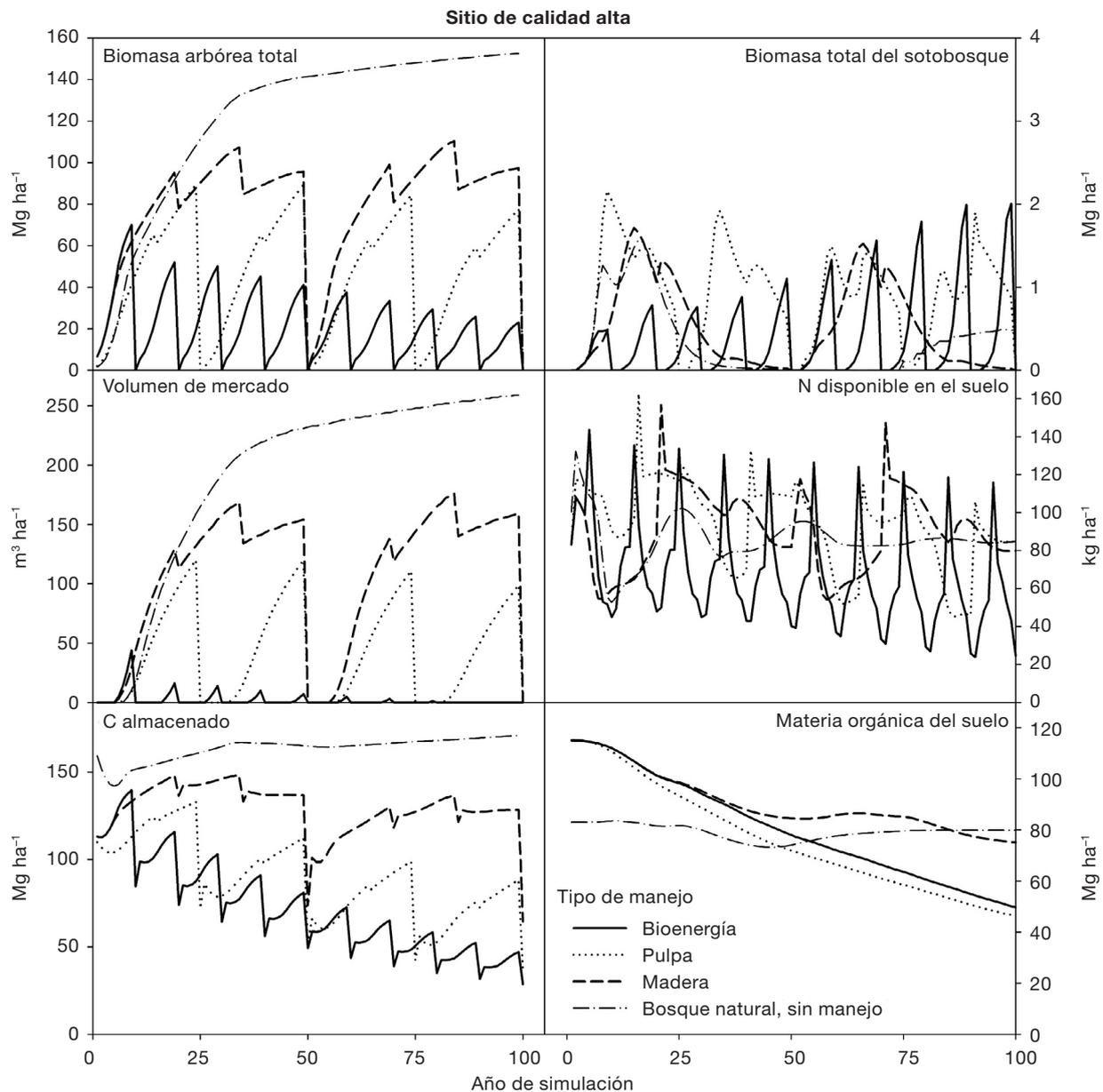
**Tabla 1.** Valores acumulados de la biomasa aérea total y el volumen de mercado extraídos a lo largo de 100 años de manejo en dos sitios de calidad diferente en Pinar del Río, Cuba. Volumen de mercado calculado con un diámetro mínimo sin corteza de 7,5 cm y una altura de tocón de 25 cm

Calidad del sitio	Tipo de manejo	Volumen de mercado acumulado (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Biomasa aérea acumulada (Mg ha <sup>-1</sup> )
Alta	Bioenergía	100	407,4
	Pulpa	450	356,0
	Madera	419	274,5
Baja	Bioenergía	1	85,9
	Pulpa	73	159,3
	Madera	68	101,5

cos en todos los escenarios pero en general muestra pautas descendientes en ambas calidades de sitio para los escenarios BIO y FIB y se mantiene estable con MAD (Figs. 2 y 3). Por último, el carbono total, que comprende la biomasa de los árboles, del sotobosque y de la materia orgánica del suelo, se reduce en los tres escenarios en el sitio de mejor calidad, mientras que en el sitio de peor calidad la reducción es muy acentuada en BIO, mucho más leve en FIB y se mantiene estable en MAD.

### Recuperación del bosque tras el manejo

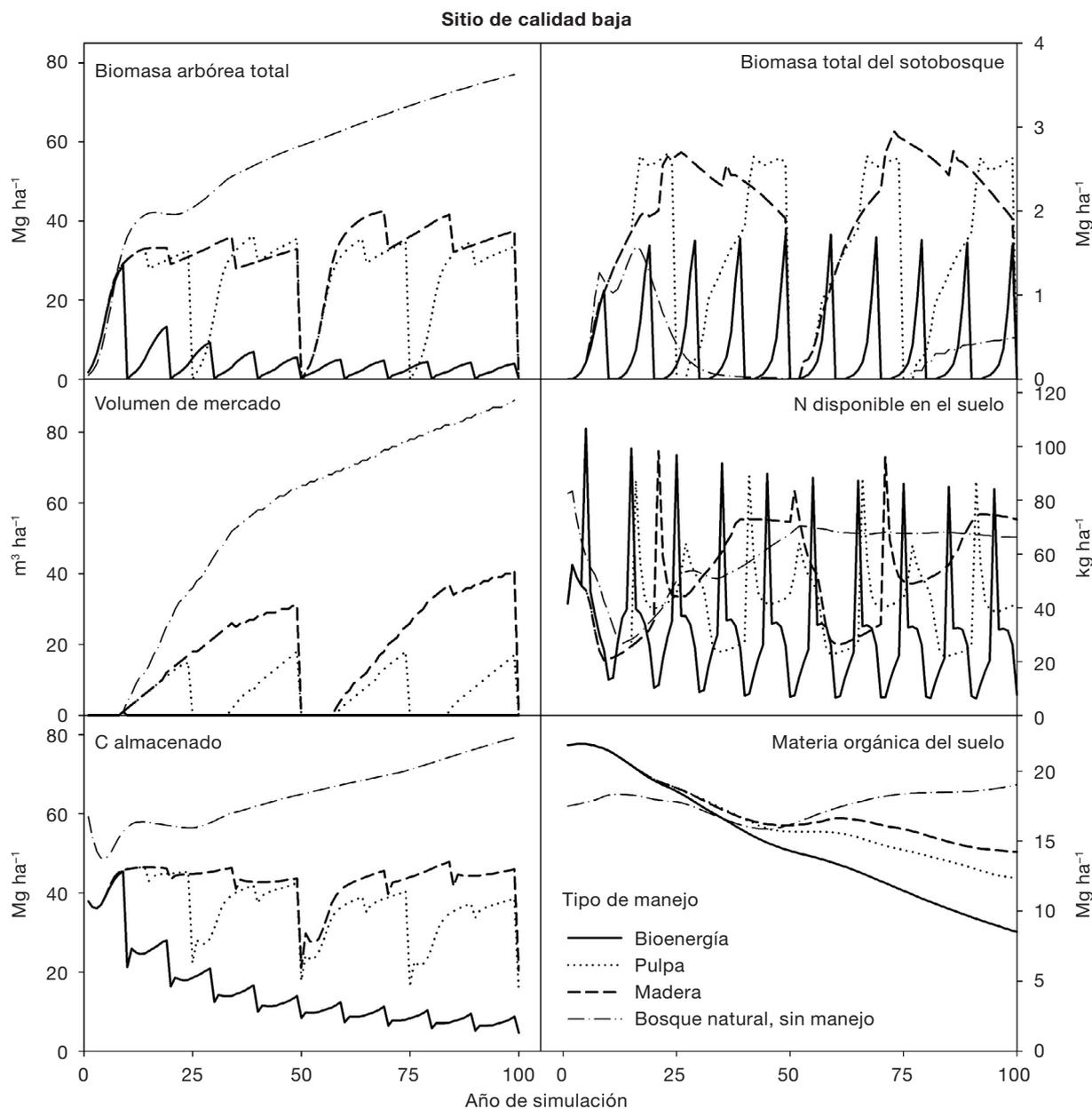
Mientras que en las Figuras 2 y 3 se presentan las simulaciones en los sistemas forestales que han sufrido gestión, en las Figuras 4 y 5 se presenta su recuperación natural después del fin del aprovechamiento. En el primer caso, en el sitio de mejor calidad, el ecosistema alcanza valores de biomasa, volumen, carbono almacenado y N disponible similares al bosque natural justo desde el cese del manejo en MAD. Sin embargo,



**Figura 2.** Evolución temporal simulada de varias variables a nivel de rodal de una plantación de *Pinus caribaea* en Pinar del Río (Cuba), situada en un sitio de alta calidad (índice de sitio 25 m a los 50 años), sometida a diferentes tipos de manejo (descritos en detalle en el texto), para un total de 100 años de simulación.

en el escenario FIB la recuperación es más lenta y se necesita al menos un ciclo de perturbación natural (100 años) para que la recuperación de la capacidad de producción de biomasa sea visible, aunque durante toda la simulación los valores fueron inferiores a los observados en el control. Tras BIO, la recuperación del bosque es incluso más lenta, con valores claramente más altos para todas las variables en el segundo ciclo de perturbación natural, pero después de 200 años aun están por

debajo de los valores del bosque no intervenido (Figs. 4 y 5). Esta mejora en las condiciones del bosque en el periodo de no intervención tras el cese del manejo se aprecia más claramente en el sitio de peor calidad, donde el bosque necesita dos ciclos tras BIO para que se aprecie una mejora de la productividad, aunque está aun por debajo de los valores del bosque natural. Las diferencias entre situaciones son más claras en la materia orgánica del suelo, ya que los valores de esta va-



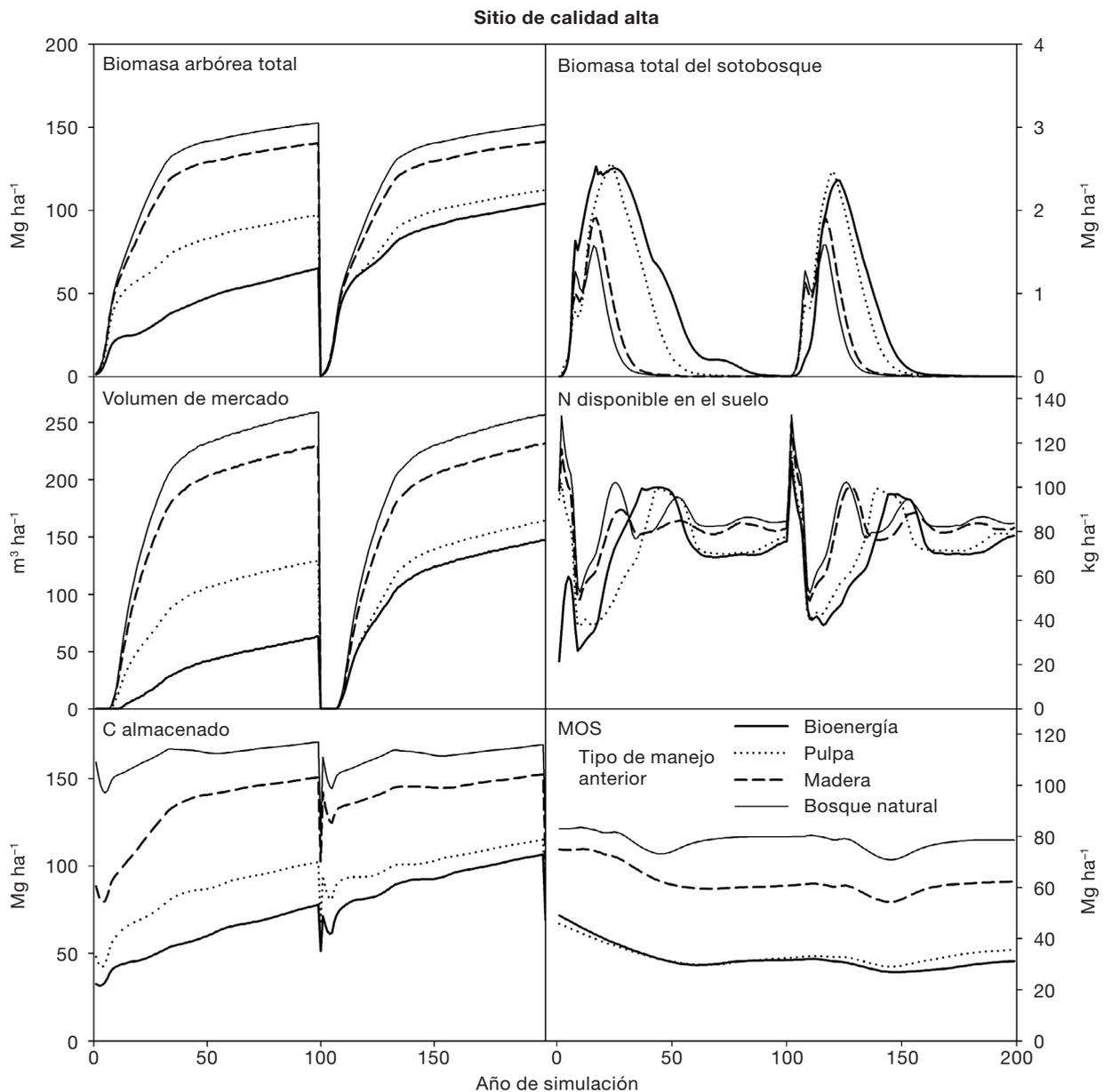
**Figura 3.** Evolución temporal simulada de varias variables a nivel de rodal de una plantación de *Pinus caribaea* en Pinar del Río (Cuba), situada en un sitio de baja calidad (índice de sitio 12 m a los 50 años), sometida a diferentes tipos de manejo (descritos en detalle en el texto), para un total de 100 años de simulación.

riable en el sitio de mejor calidad tras MAD son similares al bosque no manejado al inicio de la recuperación, pero aumentan con el tiempo. En los otros dos escenarios los valores se mantienen muy por debajo, incluso tras 200 años tras el cese del manejo (Fig. 4). En el sitio de peor calidad solamente tras BIO los valores de materia orgánica del suelo son inferiores a los del bosque natural, aunque hay un claro aumento tras 150 años sin intervención humana (Fig. 5).

## Discusión

### El manejo de las plantaciones de *P. caribaea*

El mayor volumen de mercado se extrae en FIB, ya que en el escenario de BIO se extraen principalmente árboles pequeños, que aunque crecen muy rápido, tienen una biomasa total muy pequeña en el momento de la tala. Por otro lado, en FIB se talan árboles que es-

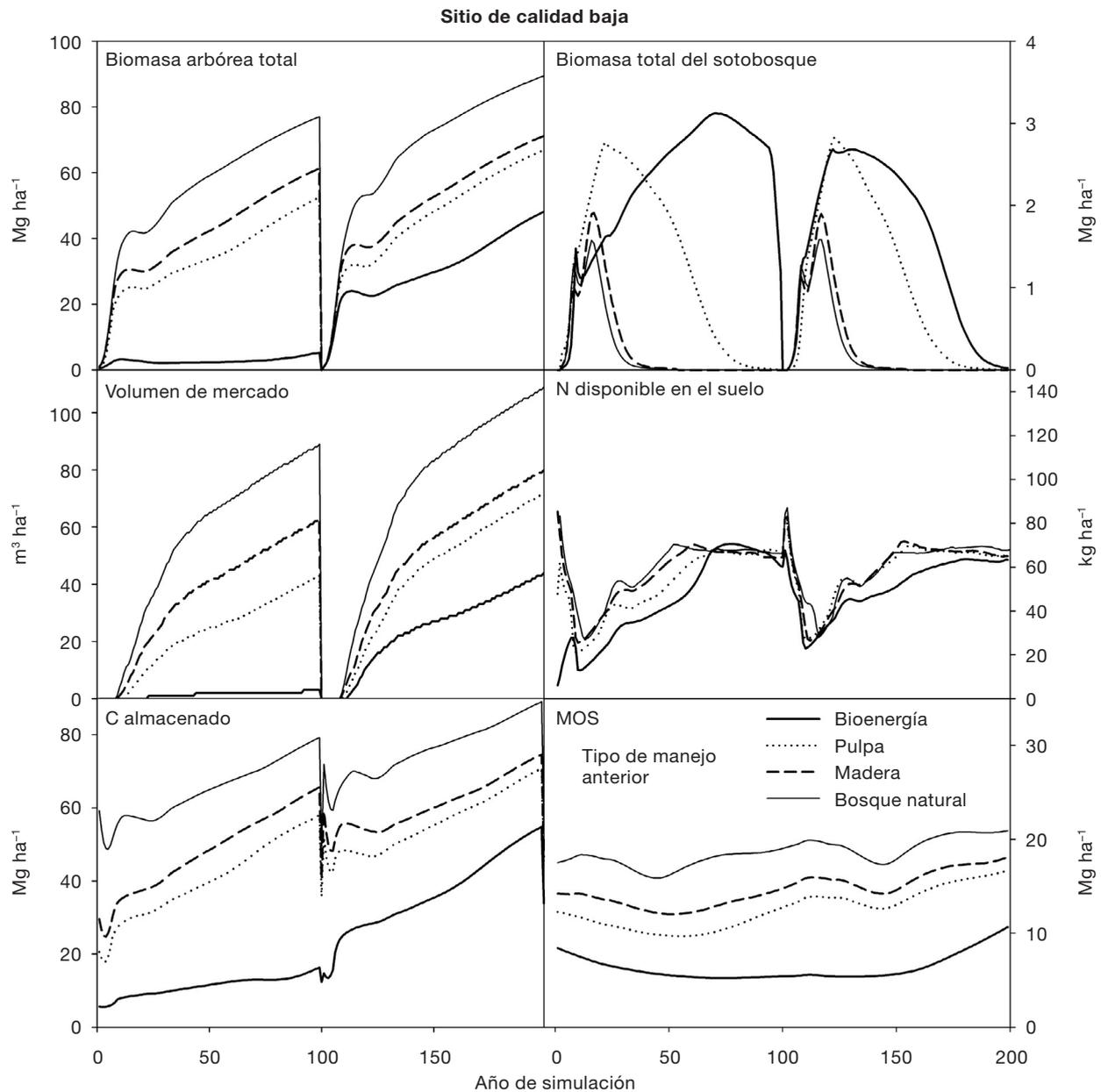


**Figura 4.** Evolución temporal simulada de un bosque natural de *Pinus caribaea* regenerado después de que tres estrategias de manejo diferente (descritas en el texto) hayan concluido, en un sitio de calidad alta (índice de sitio 25 m a los 50 años), para un total de 200 años de simulación. MOS: Materia orgánica del suelo.

tán en el pico de máxima productividad y tienen un tamaño mayor. Es este caso, los árboles tienen tiempo para desarrollarse más y las copas son más grandes, pero sólo durante un corto periodo de tiempo, ya que son talados justo cuando alcanzan el cierre del dosel arbóreo. Este estado se caracteriza por la acumulación de biomasa, exclusión competitiva e intensa competición dentro de la cohorte de árboles (Franklin *et al.*,

2002), y por lo tanto la producción de biomasa y el volumen de mercado alcanzan su máximo valor.

Los turnos más cortos reducen la reserva de nutrientes y materia orgánica del suelo más rápidamente que los turnos largos. Esto se debe a que bajo turnos más cortos, los árboles son extraídos cuando están cerca de sus tasas máximas de crecimiento. Otra razón es que la biomasa foliar y los nutrientes asociados a la



**Figura 5.** Evolución temporal simulada de un bosque natural de *Pinus caribaea* regenerado a después de que tres estrategias de manejo diferente (descritas en el texto) hayan concluido, en un sitio de calidad baja (índice de sitio 12 m a los 50 años), para un total de 200 años de simulación. MOS: Materia orgánica del suelo.

misma se estabilizan una vez que se alcanza el estado de cierre de copas (Oliver y Larson, 1996; Franklin *et al.*, 2002).

La curva de materia orgánica del suelo en el escenario MAD sigue una pauta previamente descrita (Covington, 1981; Martin *et al.*, 2002). Estos estudios concluyeron que la masa de suelo orgánico forestal descende de forma acentuada con la puesta en explotación del bosque, con un descenso de hasta 50% en la masa de suelo orgánico en el momento de la corta comparada con los valores de un bosque natural. Esos descensos son algo mayores que los simulados para *P. caribea* en Pinar del Río. Estas pérdidas aparentes de materia orgánica se atribuyen normalmente a una aceleración de la descomposición y al descenso de las entradas de hojarasca cuando el ecosistema se reorganiza tras la intervención humana (Yanai *et al.*, 2003). Aunque el modelo simuló un aumento de las tasas de descomposición tras las talas (tal y como ha sido sugerido por Prescott *et al.*, 2000), este efecto se mantuvo al mínimo, ya que los cambios en las tasas de descomposición tras las cortas no siempre siguen una pauta predecible (Yanai *et al.*, 2003). Por lo tanto, la reducción de la masa de materia orgánica del suelo puede atribuirse principalmente a la reducción de producción de hojarasca. Además, en el escenario BIO, parte de la capa de hojarasca es considerada como un producto del manejo y retirada del bosque, y en consecuencia hay menos biomasa que puede descomponerse e incorporarse posteriormente a la materia orgánica del suelo (Ballard, 2000). Esto puede llevar a importantes pérdidas de nutrientes a largo plazo (Switzer *et al.*, 1981; Bi *et al.*, 2007).

La disponibilidad de N muestra grandes variaciones en ambos sitios, siendo los picos que se observan al principio de cada turno consecuencia de tres fenómenos: 1) las bajas tasas de absorción de nutrientes por los pequeños árboles, 2) la liberación de N de la hojarasca en descomposición creada como residuo del turno anterior; y 3) la aplicación de fertilizantes. Todos estos fenómenos son de corta duración y tras 15-20 años la descomposición de la materia orgánica del suelo permanece como la principal fuente de N disponible, coincidiendo con el momento en el cual los árboles demandan más nutrientes del suelo para desarrollar sus copas (Miller, 1983), lo cual crea un descenso en el N disponible. También es importante mencionar que la aplicación de fertilizantes 10 veces en el escenario BIO y 4 veces en FIB en 100 años no afecta al descenso a largo plazo del N disponible. Aplica-

ciones modestas de N tienen poco efecto en la mejora a largo plazo de la calidad del sitio, y sólo aplicaciones masivas de N (4.000 kg ha<sup>-1</sup> o más, con lodos de depuradora u otros métodos; Weetman, 1983) podrían cambiar la productividad a largo plazo.

Una consideración adecuada de la materia orgánica del suelo está directamente relacionada con las buenas prácticas de un manejo forestal sostenible. Dado que la materia orgánica del suelo es esencial para la regeneración y productividad de los ecosistemas forestales, el mantenimiento de un adecuado nivel de la misma debería ser un componente integral del manejo del suelo (Morris *et al.*, 1997). El concepto de turno ecológico, definido como el tiempo requerido por un elemento del ecosistema para recuperarse tras una perturbación hasta un nivel cercano al original, proporciona un marco útil para analizar los efectos a largo plazo del manejo forestal sobre la productividad del suelo forestal (Kimmins *et al.*, 2007). Resultados previos en plantaciones tropicales apoyan este argumento e indican que el descenso de productividad tras varios turnos es acumulativo y no lineal (Fox, 2000; Bi *et al.*, 2007; Blanco y González, 2010).

Las interacciones entre las diferentes poblaciones bióticas son una de las principales características de los ecosistemas forestales (Kimmins, 2004). FORECAST tiene la capacidad de simular estas interacciones entre especies en las plantaciones de *P. caribaea* (Blanco y González, 2010). En ambos sitios la biomasa del sotobosque se expande rápidamente al principio de cada turno, cuando los pinos son pequeños y no crean mucha sombra. En el escenario BIO el sotobosque también es extraído y por lo tanto su crecimiento se trunca cada 10 años, pero en los escenarios FIB y MAD se alcanza un pico de desarrollo alrededor del año 12 para después desaparecer rápidamente, tras la reducción de la luz disponible con el cierre del dosel arbóreo. Tanto el escenario BIO como FIB mantienen una presencia casi permanente del sotobosque, y por lo tanto su competencia por nutrientes con los árboles, que se añade a la reducción de la masa de humus para reducir la productividad de los árboles en estos escenarios.

En plantaciones sub-tropicales, el sotobosque puede ser un competidor muy agresivo, especialmente en las primeras fases del turno cuando los árboles son pequeños (Bi *et al.*, 2007). Aunque la masa total de sotobosque es mucho menor que la de los pinos, está compuesta mayoritariamente por material foliar, raíces finas y tallos verdes, de gran concentración de nutrientes.

Sin embargo, la masa de los pinos está compuesta en su mayoría de material leñoso en troncos, ramas y raíces gruesas, con bajas concentraciones de nutrientes. Además, el sotobosque suele tener menos requerimientos nutricionales (Messier y Mitchell, 1994; He y Barclay, 2000) y su masa de raíces se localiza principalmente en la capa superficial del suelo, donde se encuentra la materia orgánica en descomposición que proporciona la mayoría del N disponible. Por lo tanto, el sotobosque es capaz de mantener una biomasa constante incluso cuando la calidad del sitio se deteriora, aumentando de esta forma su competitividad con los pinos. Finalmente, es notable que en los escenarios BIO y FIB, el descenso de la materia orgánica del suelo y de la biomasa arbórea se combinan para producir un descenso del C del ecosistema, tanto en el sitio de mejor calidad como en el de peor calidad. Seely *et al.* (2002) también comprobaron un hecho similar, describiendo una capacidad de almacenamiento de C menor en los sistemas manejados que en los naturales.

### **La recuperación del bosque tropical tras el manejo**

La influencia del legado humano en la recuperación de las plantaciones de *P. caribaea* puede apreciarse claramente en la biomasa total y en el volumen de mercado. En los primeros 100 años de la recuperación del ecosistema se produce menos biomasa en el escenario BIO, mientras que en MAD la producción es muy similar al ecosistema no manejado de referencia. En el sitio de mejor calidad, la producción de biomasa en el escenario FIB es muy similar al escenario BIO, mientras que en el sitio de peor calidad está en una situación intermedia. Es muy apreciable cómo en BIO la biomasa arbórea aumenta en gran medida desde el primer periodo de perturbación natural (primeros 100 años) al segundo, mientras que tal incremento es mucho menor en FIB y casi no se aprecia en MAD, el cual es muy similar al escenario base.

La principal consecuencia del huracán es la generación de una abundante cantidad de ramas y árboles rotos que se convierten en restos orgánicos depositados en el suelo forestal. Cuando esta masa se descompone se libera el N contenido en estos restos. Dado que la mayoría de estos restos son de naturaleza leñosa, su descomposición puede llevar varias décadas, liberando de esta forma N a lo largo de muchos años después del huracán.

Los escenarios con turnos cortos reducen la reserva de nutrientes en el suelo forestal y por lo tanto degradan la calidad del sitio. La recuperación de la biomasa aérea está constreñida por la fertilidad y textura del suelo a escala regional y también por los tipos de suelos de cada región (Chazdon, 2003). Tras el cese del manejo, los tres escenarios tienen valores de materia orgánica y N en el suelo inferiores al bosque natural de control, ya que este último no ha sufrido las pérdidas asociadas a la gestión forestal. Sin embargo, la materia orgánica del suelo también se acumula rápidamente en las condiciones más degradadas. Como consecuencia, el capital de nutrientes del suelo aumenta y se libera más N a la solución del suelo. Un ciclo de retroalimentación positiva empieza a funcionar: cuanto más materia orgánica se acumula en el suelo, más N se libera y está disponible, los árboles pueden crecer más, se produce más hojarasca, y se acumula más materia orgánica en el suelo. Sin embargo, hay un límite para este ciclo, y al final el humus se acumula hasta un punto en el cual la cantidad de materia orgánica del suelo mineralizada cada año iguala la cantidad de hojarasca que se convierte en humus, alcanzado un equilibrio. Además, la capacidad de intercambio catiónico del suelo también tiene un límite, y todo el N liberado por el humus que sobrepasa ese límite es lavado y sale del perfil del suelo. Este mecanismo de aumento de la disponibilidad de nutrientes por la acumulación de humus puede ser interpretado como un ejemplo de resiliencia ecosistémica (Farrel *et al.*, 2000).

El tiempo que un ecosistema necesita para recuperarse de una perturbación es directamente proporcional a la intensidad de la perturbación, modificado por la resiliencia del ecosistema (Kimmins, 2004). En la recuperación del bosque tras el escenario BIO, la producción de biomasa aumenta dramáticamente en el segundo ciclo, pero aún produce menos biomasa que los otros tres escenarios. Aunque no ha sido simulado en este trabajo, parece razonable asumir que esa pauta seguirá tras 200 años, posiblemente necesitando un total de 3 ciclos de perturbaciones naturales (300 años) como mínimo para que todos los escenarios alcancen un estado similar al del bosque no intervenido. Aunque los árboles y el suelo son normalmente el objetivo de la mayoría de los estudios de manejo y de ecología forestal, la recuperación del bosque también suele asociarse comúnmente con cambios en la distribución y la abundancia de distintas formas de vida y grupos funcionales (Condit *et al.*, 1996; Denslow, 1996; Chazdon, 2003).

Este fenómeno puede apreciarse en nuestros resultados. Esto podría deberse a que en la recuperación tras el escenario MAD hay más nutrientes disponibles tanto para los árboles como para el sotobosque, mientras que en los otros dos escenarios el sotobosque es un competidor más eficiente en condiciones de disponibilidad reducida de nutrientes. Como resultado, la biomasa de sotobosque tras BIO y FIB es mayor que en condiciones naturales, especialmente en el sitio de peor calidad, donde se puede apreciar una gran expansión del sotobosque a costa del desarrollo de *P. caribaea*. Estos resultados coinciden con estudios previos que han descrito que la composición y abundancia de especies permanece alterada hasta 100 años tras el cese de las operaciones de manejo en bosques tropicales (Aide *et al.*, 1995; Molina Colón y Lugo, 2006). Este hecho trae consigo una importante consideración, ya que podría ser posible pensar que el ecosistema ha regresado a su capacidad productiva original si sólo se estudian variables tales como la biomasa o volumen de los árboles, mientras que si se analiza la biomasa del sotobosque la conclusión podría ser diferente.

Dado que las predicciones normales de los modelos de manejo ya tienen incertidumbre asociada debido a las simplificaciones y asunciones utilizadas en el modelo, es claramente imposible extrapolar más allá de 200 años de recuperación lo que podría suceder con el sotobosque. Sin embargo, podría ser posible que las actividades más intensas de manejo (BIO y FIB) puedan empujar al ecosistema más allá del umbral de la recuperación, alcanzando un nuevo equilibrio estable con una mayor masa de sotobosque que en un bosque nunca manejado. Esta posibilidad ha sido mencionada con anterioridad (Duffy y Meier, 1992), y aunque es difícil de explorar en condiciones de campo, debería ser estudiada, dadas sus claras implicaciones en el manejo a largo plazo de la biodiversidad en los bosques tropicales (Bratton, 1994). Esta reorganización del ecosistema en un nuevo equilibrio podría traducirse en cambios permanentes en la disponibilidad de hábitat para la fauna, valores estéticos u otros servicios ecológicos del bosques (Bratton, 1994; Kimmins, 2004).

Las actividades silvícolas que afectan a la recuperación de biomasa tienen consecuencias en el almacenamiento de C en el bosque. Como resultado, regiones con bosques naturales pueden almacenar cantidades de C significativamente mayores que regiones con bosques manejados (Harmon *et al.*, 1990, Seely *et al.*, 2002). Nuestras proyecciones coinciden con los resul-

tados de Pinard y Cropper (2000), que indicaron una mayor acumulación de C con manejo tradicional de bajo impacto. Sin embargo, nuestros resultados también muestran que la producción de madera es compatible con el mantenimiento del almacenamiento de C, comparada con otros tipos de manejo, si se usan prácticas silvícolas adecuadas.

Considerando todas las variables estudiadas, es importante indicar que la recuperación del bosque tras el escenario MAD (con sus turnos de corta largos y el aprovechamiento limitado al tronco) es la opción que necesita menos tiempo para regresar a una condición similar al escenario de no manejo. Este escenario permite al bosque mantener los legados biológicos que pueden emular las perturbaciones naturales, manteniendo elementos estructurales críticos y sosteniendo de esta manera los procesos ecológicos que dependen de estas estructuras (Franklin *et al.*, 2000). Sin embargo, también existen legados del manejo forestal que pueden afectar en gran medida la productividad del sitio durante siglos (Richter *et al.*, 2000). La variedad de las prácticas de manejo actuales producirá con seguridad legados muy complejos en el futuro, que se añadirán a los legados actuales (Foster *et al.*, 2003).

## Conclusiones

La conclusión más importante de este trabajo es que una recuperación rápida del bosque tras las actividades de manejo es posible, pero para conseguirlo deberían estar presentes unos niveles adecuados de nutrientes, materia orgánica del suelo y otras estructuras ecológicas al final del periodo de manejo. De lo contrario, se podrían necesitar siglos antes de que las plantaciones de *P. caribaea* puedan alcanzar una condición similar a los bosques no manejados. Si se pretende la restauración de la fertilidad del suelo de forma rápida tras el fin del aprovechamiento, podría ser necesario el uso de aplicaciones masivas de nutrientes (Weetman, 1983). Si los legados de la actividad humana no se tratan adecuadamente a través de prácticas forestales que mantengan la resiliencia del ecosistema forestal, los objetivos de manejo a corto plazo podrían dañar por un periodo de tiempo muy largo el estado de los bosques y su capacidad para recuperarse de perturbaciones de origen antrópico. Este hecho claramente apoya la idea de la necesidad de concebir el manejo forestal como un proceso de administración de los recursos naturales en vez de una mera explotación de la

productividad del ecosistema (Kimmins, 2008). Además, los indicadores de la condición del bosque no deben limitarse solamente a los árboles y el suelo, es necesario comprobar que el sotobosque y otros componentes del ecosistema también se recuperan y regresan a unas condiciones similares a las de los bosques no manejados. Los nutrientes del suelo, las reservas de carbono y los componentes del ciclo de nutrientes también pueden utilizarse como medidas de la recuperación de las funciones ecosistémicas (Reiners *et al.*, 1994; Hughes *et al.*, 2002).

## Agradecimientos

Los autores desean agradecer los comentarios de los dos revisores anónimos que han contribuido a mejorar de manera notable este artículo.

## Referencias bibliográficas

- AIDE T.M., ZIMMERMAN J.K., HERRERA L., ROSARIO M., SERRANO M., 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. For Ecol Manage 77, 77-86.
- BALLARD T.M., 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. For Ecol Manage 133, 37-42.
- BI J., BLANCO J.A., SEELY B., KIMMINS J.P., DING Y., WELHAM C., 2007. Yield decline in Chinese-fir plantations: a simulation investigation with implications for model complexity. Can J For Res 37, 1615-1630.
- BLANCO J.A., GONZÁLEZ E., 2010. Exploring the sustainability of current management prescriptions for *Pinus caribaea* plantations in Cuba: a modelling approach. J Trop For Sci 22, 139-154.
- BLANCO J.A., GONZÁLEZ E., HAYNES P., 2008. Evaluación del modelo FORECAST en ecosistemas forestales de Norte América y el Caribe. Actas del 5º Simposio Internacional del Manejo Sostenible de los Recursos Forestales (SIMFOR). ISBN 978-959-16-0655-6. Pinar del Río, Cuba. 22-26 abril.
- BLANCO J.A., IMBERT J.B., CASTILLO F.J., 2009. Nutrient retranslocation in two *Pinus sylvestris* forests in the western Pyrenees under different thinning intensities. Ecol Appl 19, 682-698.
- BLANCO J.A., SEELY B., WELHAM C., KIMMINS J.P., SEEBACHER T.M., 2007. Testing the performance of a forest ecosystem model (FORECAST) against 29 years of field data in a *Pseudotsuga menziesii* plantation. Can J For Res 37, 1808-1820.
- BLANCO J.A., ZAVALA M.A., IMBERT J.B., CASTILLO F.J., 2005. Evaluation of thinning sustainability using a nutrient cycling simulation model. For Ecol Manage 213, 209-228.
- BOUTIN S., HEBERT D., 2002. Landscape ecology and forest management: developing an effective partnership. Ecol Appl 12, 390-397.
- BRADSTOCK R.A., WILLIAMS J.E., GILL A.M. (eds), 2002. Flammable Australia: the fire regimes and biodiversity of a continent. Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra.
- BRATTON S.P., 1994. Logging and fragmentation of broadleaved deciduous forests: are we asking the right ecological questions? Conserv Biol 8, 295-297.
- BRIGGS R.D., HORNBECK J.W., SMITH C.T., LEMIN R.C., MCCORMACK M.L., 2000. Long-term effects of forest management on nutrient cycling in spruce-fir forests. For Ecol Manage 138, 285-299.
- CHAZDON R.L., 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. Persp Plant Ecol, Evol System 6, 51-71.
- CONDIT R., HUBBELL S.P., FOSTER R.B., 1996. Assessing the response of plant functional types in tropical forests to climatic change. J Veg Science 7, 405-416.
- COVINGTON W.W., 1981. Changes in the forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. Ecology 62, 41-48.
- DENSLOW J.S., 1996. Functional group diversity and responses to disturbance. En: Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests (Orlans G.H., Dirzo R., Cushman J.H., eds). Ecological Studies Vol. 122. Springer, Berlin, Alemania. pp. 127-151.
- DUFFY D.C., MEIER A.J., 1992. Do Appalachian herbaceous understories ever recover from clearcutting? Cons Biol 7, 221-222.
- FARRELL E.P., FÜHRER E., RYAN D., ANDERSSON F., HÜTTL R., PIUSSI P., 2000. European forest ecosystems: building the future on the legacy of the past. For Ecol Manage 132, 5-20.
- FOSTER D.R., 2000. Conservation lessons & challenges from ecological history. For Hist Today Fall, 2-11.
- FOSTER D.R., KNIGHT D.H., FRANKLIN J.F., 1998. Landscape patterns and legacies resulting from large infrequent forest disturbances. Ecosystems 1, 497-510.
- FOSTER D., SWANSON F., ABER J., BURKE I., BROKAW N., TILMAN D., KNAPP A., 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. BioScience 53, 77-88.
- FOX T.R., 2000. Sustained productivity in intensively managed plantations. For Ecol Manage 138, 187-202.
- FRANKLIN J.F., HALPERN C.B., 1989. Influence of biological legacies on succession. Actas: land classifications based on vegetation-applications for resource management. Washington, EEUU. pp. 54-55.
- FRANKLIN J.F., LINDENMAYER D., MACMAHON J.M., MCKEE A., MAGNUSON J., PERRY D.A., WAIDE R., FOSTER D., 2000. Threads of continuity. Cons Biol Prac 1, 9-16.
- FRANKLIN J.F., SPIES T.A., VAN PELT R., CAREY A.B., THORNBURGH D.A., BERG D.R., LINDENMAYER D.B., HARMON M.E., KEETON W.S., SHAW D.C., BIBLE K., CHEN J., 2002. Disturbances and structural de-

- velopment of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. For *Ecol Manage* 155, 399-423.
- GARCÍA I., 2003. Bases para el control y planificación del *Pinus caribaea* Morelet var *caribaea* Barret y Golfari en la provincia de Pinar del Río. Tesis de maestría. Universidad de Pinar del Río, Cuba.
- GARCÍA-QUINTANA Y., ÁLVAREZ-BRITO A., GUÍZAR-NOLAZCO E., 2007. Ensayo de procedencias de *Pinus caribaea* var. *caribaea* en Alturas de Pizarras, Viñales, Pinar del Río, Cuba. *Rev Chapingo Serie Cien For Amb* 13, 125-129.
- GONZÁLEZ E., 1986. Beitrag zur Durchforstung von *Pinus caribaea* var. *caribaea* in Kuba (en alemán). Tesis doctoral. Universidad Técnica de Dresde, Alemania.
- GONZÁLEZ M., 1999. Determinación del número inicial por hectárea mas adecuado para el establecimiento de plantaciones de *Pinus caribaea* var. *caribaea*. Tesis de maestría. Universidad de Pinar del Río, Cuba.
- GONZÁLEZ E., 2008a. Un modelo para raleare rodales de *Pinus caribaea* var. *caribaea* en Pinar del Río, Cuba. Actas del 5º Simposio Internacional del Manejo Sostenible de los Recursos Forestales (SIMFOR). ISBN 978-959-16-0655-6. Pinar del Río, Cuba. 22-26 abril.
- GONZÁLEZ Y., 2008b. Evaluación del comportamiento de la hojarasca de *Pinus caribaea* var. *caribaea* en rodales de la Unidad Silvícola «Los Jazmines». Tesis de licenciatura. Universidad de Pinar del Río, Cuba.
- HARMON M.E., FERREL W.K., FRANKLIN J.F., 1990. Effects on carbon storage of conversion of old-growth to young forests. *Science* 247, 699-702.
- HAYNES P., BLANCO J.A., GONZÁLEZ E., 2006. Aplicación de FORECAST, un modelo ecosistémico híbrido a nivel de ecosistema, en rodales de *Pinus caribaea* var. *caribaea* en Pinar del Río (Cuba). Actas del 4º Simposio Internacional de Manejo Sostenible y Recursos Forestales (SIMFOR), Pinar del Río, 19-22 abril. pp. 960-974.
- HE F., BARCLAY H.J., 2000. Long-term response of understory plant species to thinning and fertilization in a Douglas-fir plantation on southern Vancouver Island, British Columbia. *Can J For Res* 30, 566-572.
- HERRERO G. 2001. Nutrición de plantaciones de *Pinus caribaea* var. *caribaea*: respuesta a la fertilización y métodos de diagnóstico. Tesis doctoral. INCA, Cuba.
- HERRERO J., RENDA A., GONZÁLEZ-ABREU A., GRA H., DE NACIMIENTO J., GONZÁLEZ A., PEÑA A., CASTILLO E., JIMÉNEZ M., HERRERO G., ÁLVAREZ M., GARCÍA A.Y, PÉREZ M., 1985. Manejo del *Pinus caribaea* var. *caribaea* en las zonas de «Alturas de Pizarras», provincia de Pinar del Río. Boletín de reseñas forestales No. 3. CIDA, La Habana, Cuba. 60 pp.
- HOLLING C.S., SCHINDLER D.W., WALKER B.W., ROUGHGARDEN J., 1995. Biodiversity in the functioning ecosystems: and ecological primer and synthesis. En: *Biodiversity loss ecological and economics issues* (Maler K.G., Folke C., Jansson B.O., Holling C.S., eds). Cambridge Univ Press, Nueva York, EEUU. pp. 44-83.
- HOLLING C.S., MEFFE G.K., 1996. Command and control and the pathology of natural resource management. *Cons Biol* 10, 328-337.
- HUGHES R.F., KAUFFMAN J.B., CUMMINGS D.L., 2002. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land-use gradient in Rondônia, Brazil. *Ecosystems* 5, 244-259.
- INSTITUTO DE SUELOS, 1980. Génesis y clasificación de los suelos de Cuba. ACC, La Habana, Cuba. 315 pp.
- KIMMINS J.P., 2004. *Forest Ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*, 3<sup>rd</sup> ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, EEUU.
- KIMMINS J.P., 2008. From science to stewardship: Harnessing forest ecology in the service of society. For *Ecol Manage* 256, 1625-1635.
- KIMMINS J.P., MAILLY D., SEELY B., 1999. Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in FORECAST. *Ecol Model* 122, 195-224.
- KIMMINS J.P., WELHAM C., SEELY B., VAN REES K., 2007. Biophysical sustainability, process-based monitoring and forest ecosystem management decision support systems. For *Chron* 83, 502-514.
- MÁRQUEZ-MONTESINO F., CORDERO-ALCÁNTARA T., RODRÍGUEZ-MIRASOL J., RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ J.J., 2001. Estudio del potencial energético de biomasa *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* y *Pinus tropicalis* Morelet; *Eucalyptus saligna* Smith, *Eucalyptus citriodora* Hook y *Eucalyptus pellita* F. Muell de la provincial de Pinar del Río. *Rev Chapingo Ser Cien For Amb* 7, 83-89. [In Spanish].
- MARTIN W.L., BRADLEY R.L., KIMMINS J.P., 2002. Post-Clearcutting Chronosequence in the BC Coastal Western Hemlock Zone: I. Changes in forest floor mass and N storage. *J Sustain For* 14, 1-22.
- MESSIER C., MITCHELL A.K., 1994. Effects of thinning in a 43-year-old Douglas-fir stand on above- and below-ground biomass allocation and leaf structure of understory *Gualtheria shallon*. For *Ecol Manage* 68, 263-271.
- MILLER H.G., 1983. Maintenance and improvement of forest productivity: and overview. Actas IUFRO Symposium on Forest Site and continuous productivity. General Technical Report PNW-163 Portland, EEUU. pp. 280-285.
- MOLINA COLÓN S., LUGO A.E., 2006. Recovery of a Subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica* 38, 354-364.
- MORRIS D.M., KIMMINS J.P., DUCKERT D.R., 1997. The use of soil organic matter as a criterion of the relative sustainability of forest management alternatives: a modelling approach using FORECAST. For *Ecol Manage* 94, 61-78.
- OBREGÓN A., MORLENO F., 1991. Características de los suelos de las Alturas de Pizarras, Pinar del Río. Actas 1<sup>er</sup> taller científico sobre el desarrollo integral de las montañas y la utilización de los recursos forestales. Pinar del Río, 2-4 julio. Cuba.
- OLIVER C.D., LARSON B.C., 1996. *Forest stand dynamics* (Update Ed). Wiley & Sons, Nueva York, EEUU.

- PAHL-WOSTL C., 1995. The dynamic nature of ecosystems: chaos and order entwined. Wiley & Sons, Nueva York, EEUU.
- PINARD M.A., COPPER W.P., 2000. Simulated effects of logging on carbon storage in dipterocarp forest. *J Appl Ecol* 37, 267-283.
- PRESCOTT C.E., MAYNARD D.G., LAIHO R., 2000. Humus in northern forests: friend or foe? *For Ecol Manage* 133, 23-36.
- REINERS W.A., BOUWMAN A.F., PARSON W.F.J., KELLER M., 1994. Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. *Ecol Appl* 4, 363-377.
- RICHTER D.D., MARKEWTIZ D., HEINE P.R., JIN V., RAIKES J., TIAN K., WELLS C.G., 2000. Legacies of agriculture and forest regrowth in the nitrogen of old-field soils. *For Ecol Manage* 138, 233-248.
- SEELY B., HAWKINS C., BLANCO J.A., WELHAM C., KIMMINS J.P., 2008. Evaluation of an ecosystem-based approach to mixedwood modelling. *For Chron* 84, 181-193.
- SEELY B., WELHAM C., KIMMINS H., 2002. Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model, FORECAST. *For Ecol Manage* 169, 123-135.
- SMITH C.K., GHOLZ H.L., OLIVEIRA F.A., 1998. Fine litter chemistry, early-stage decay, and nitrogen dynamics under plantations and primary forest in lowland Amazonia. *Soil Biol Biochem* 30, 2159-2169.
- SWITZER G.L., NELSON L.E., HINESLEY L.E., 1981. Effects of utilization on nutrient regimes and site productivity. *Actas Proceedings Forest Fertilization conference, Union, WA, 25-27 Sept. 1979. Inst forest Resources contribution No 40. Seattle, EEUU. pp. 251-259*.
- TURNER M.G., BAKER W.L., PETERSON C., PEET R.K., 1998. Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1, 511-523
- WEETMAN G.F., 1983. Ultimate productivity in North America. *Actas IUFRO Symposium on Forest Site and continuous productivity. General Technical Report PNW-163. Portland, EEUU. pp. 70-79*.
- YANAI R.D., CURRIE W.S., GOODALE C.L., 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems* 6, 197-212.