

Capítulo 7

Aplicación de modelos ecológicos en la gestión de los recursos forestales en Cuba

Eduardo González Izquierdo¹, Juan A. Blanco², Pius Haynes³, Héctor Barrero Medel¹, Daniel A. Álvarez Lazo¹, Fidel Cándano Acosta⁴, Andrade Fernando Egas⁵, Ignacio Estévez Valdés⁶, Ayessa Loukounoze¹, Madelén C. Garófalo Novo¹, Joaquín Alaejos Gutiérrez⁷, Ganni M. Guera Ouorou¹, Inés González Cruz¹ Rinaldo, L. Caraciolo Ferreira⁸

¹Universidad de Pinar del Río, Cuba; ²Universidad Pública de Navarra, España; ³Oficial forestal del Departamento Forestal de Santa Lucía; ⁴Universidad Federal de Mato Grosso, Brasil; ⁵Universidad de Maputo, Mozambique; ⁶Facultad de Medicina, Pinar del Río, Cuba; ⁷Universidad de Huelva, España; ⁸Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil.

eduardo@af.upr.edu.cu

Doi: <http://dx.doi.org/10.3926/oms.103>

Referenciar este capítulo

González Izquierdo, E., Blanco, J.A., Haynes, P., Barrero Medel, H., Álvarez Lazo, D.A., Cándano Acosta, F., Fernando Egas, A., Estévez Valdés, I., Loukounoze, A., Garófalo Novo, M.C., Alaejos Gutiérrez, J., Guera Ouorou, G.M., González Cruz, I., & Caraciolo Ferreira, R.L. (2013). Aplicación de modelos ecológicos en la gestión de los recursos forestales en Cuba. En J.A. Blanco (Ed.). *Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales*. (pp. 141-180). Barcelona: OmniaScience.

1. Introducción

La sostenibilidad de una práctica forestal se define como la propiedad que permite cubrir las necesidades del presente sin comprometer las posibilidades de siguientes generaciones (Sverdrup & Svensson, 2002). Por ello, para poder llevar a cabo una gestión forestal sostenible, es necesario utilizar herramientas sencillas de diagnóstico que permitan al gestor forestal tomar decisiones en función de la evolución prevista a largo plazo de las reservas de nutrientes en el ecosistema. Para realizar este diagnóstico, una de las herramientas más útiles son los modelos ecológicos, siendo los más adecuados aquellos que con la estructura más simple son capaces de alcanzar los requerimientos de resolución y exactitud deseados (Battaglia & Sands, 1998). Los modelos utilizados hasta ahora necesitan adecuarse a las condiciones particulares de cada bosque, ya que algunos procesos ecológicos son afectados por la Silvicultura de forma diferente a la registrada en las zonas en las que los modelos han sido desarrollados (Blanco, Zavala, Imbert & Castillo, 2005). Al respecto el ilustre ecólogo español Margalef (1995) ha señalado que aceptamos como buena la tendencia humana a buscar y descubrir regularidades en la aparente confusión de las observaciones y colocar luego las regularidades identificadas, que hay que formular necesariamente de manera abstracta, dentro de un sistema intelectual de relaciones, al que damos valor explicativo y predictivo. Más adelante, muy acertadamente, dice que la Ecología no puede limitarse a una simple descripción o a tratar pequeños problemas técnicos triviales, excusándose siempre en que la complicación inabarcable de la Naturaleza requeriría estudios que nunca acabarían para enfocar adecuadamente cualquier problema práctico importante, sino que ha de tener como meta exponer de manera simplificada y comprender, hasta donde sea posible, el funcionamiento de la Naturaleza.

El desafío actual en el manejo forestal es la planificación a varias escalas geográficas de suministros sostenibles de madera y otros valores forestales, a la vez que se preserva la integridad del ecosistema forestal. Este paradigma de la silvicultura moderna propone un cambio en las estrategias de manejo tradicionales, pasando de un manejo enfocado en árboles o rodales individuales a un manejo del paisaje como conjunto. Por lo tanto, el verdadero manejo ecosistémico (o silvicultura ecológica, diseñada para utilizar los recursos forestales sólo en la medida en que la composición, función y estructura de los ecosistemas forestales no estén amenazadas), tiende a operar a escalas espaciales y temporales mucho más grandes que las prácticas silvícolas tradicionales, aunque algunos tipos de prácticas ecosistémicas se han aconsejado a nivel de rodal (Korzukhin, Ter-Mikaelian & Wagner, 1996). Como ha sido descrito por este mismo autor, el manejo forestal ecosistémico requiere: (1) determinar las opciones de manejo para un amplio rango de escalas espaciales; (2) predecir los efectos a largo plazo de las acciones de manejo; (3) entender los efectos del manejo sobre la diversidad biológica; (4) predecir la influencia de los componentes específicos (p.e., legados biológicos, comunidades del sotobosque) sobre el sistema mayor; (5) proyectar la dinámica poblacional de un amplio rango de especies; (6) comparar perturbaciones naturales frente a perturbaciones de origen humano y (7) determinar la influencia climática global sobre bosques específicos. Sin embargo, todas estas demandas están caracterizadas por una complejidad extraordinaria, una disponibilidad limitada de hipótesis mecanicistas y una escasez de datos con los que evaluar estas hipótesis (Galindo-Leal & Bunnell, 1995). Además, la gran complejidad inherente en los estudios realizados a nivel de ecosistema, en los que multitud de componentes bióticos y abióticos se entrelazan, se multiplica a la hora de estudiar ecosistemas forestales, ya que los períodos de estudio son

necesariamente mucho más largos que en otras ciencias biológicas, como la agricultura. Por este motivo, el uso de modelos ecosistémicos puede ser una herramienta muy buena para sustituir complicados y costosos diseños experimentales, y para guiar la investigación de una forma más efectiva. Claros ejemplos de esta utilidad de los modelos como sintetizadores de información ya existente son los trabajos realizados por Bi, Blanco, Seely, Kimmins, Ding y Welham (2007) para analizar las causas del descenso de la productividad en plantaciones de abetos en China, o por Blanco (2007), quien estudió la importancia de la simulación de interacciones alelopáticas en ecosistemas con fuerte presencia de sotobosques de ericáceas.

Las perturbaciones naturales (plagas de insectos, fuegos, vientos huracanados) o artificiales (fuegos, manejo forestal) operan simultáneamente en más de una escala temporal o espacial, generando un complejo mosaico de paisajes forestales que a su vez influyen en la regeneración de los bosques (Wei, Kimmins & Zhou, 2003). Debido a esto, la única forma de evaluar los impactos a largo plazo sobre grandes áreas con diferentes regímenes de perturbaciones a nivel de paisaje es por medio de simulaciones (Shugart, 1998). La modelización de procesos ecológicos a nivel de paisaje se alimenta de los datos recogidos en silvicultura, biología, geografía y teledetección. Los avances en la capacidad de los equipos informáticos, la reducción de los costes de estos equipos y del software utilizado en las aplicaciones SIG y teledetección proporcionan los fundamentos para el tipo de simulación espacial que se presentan en este capítulo, pero a su vez los modelos espaciales deben estar basados en la simulación de los procesos ecológicos del bosque.

El uso de un modelo en la gestión forestal depende de varios factores. En primer lugar, el modelo debe ser adecuado para los objetivos escogidos. Si se pretende explorar el comportamiento de un rodal a largo plazo, el uso de modelos basados en procesos fisiológicos diseñados para simular variaciones en plantas individuales no es muy adecuado. En segundo lugar, debe ser posible revisar y entender las reglas y principios en los cuales el modelo está basado, a la vez que debe poder probarse el modelo para las condiciones de uso particulares de cada rodal (Wallman, Sverdrup, Svensson & Alveteg, 2002). Esto implica que la mayoría de los modelos actuales, desarrollados para latitudes altas de América o de Europa, necesitan una comprobación rigurosa en condiciones mediterráneas, subtropicales o tropicales, ya que no suelen contemplar las particularidades de los ecosistemas más meridionales, como una respuesta diferente de la descomposición a las claras (Blanco, Imbert, Ozcáriz & Castillo, 2003), o la mayor importancia de la biomasa subterránea en bosques perennes de hoja ancha respecto a los de coníferas. En tercer lugar, debe tenerse en cuenta la escala, tanto espacial como temporal, ya que los modelos difícilmente se integran en escalas diferentes a las empleadas en su desarrollo (Agren, McMurtrie, Parton, Pastor & Shugart, 1991). Por último no debe olvidarse que los mejores modelos no son los más complejos, si no que los que con un adecuado nivel de acercamiento a la realidad necesitan un esfuerzo asumible para determinar sus parámetros y proporcionan resultados adecuados a la actividad de gestión que se va a llevar a cabo en el bosque.

En este capítulo se resumen los modelos tradicionales usados, con preferencia las tablas de crecimiento y producción, así como los modelos a nivel ecosistémico, pero además resultan interesantes las aplicaciones del uso de la madera, de su aserrado y del aprovechamiento forestal con bajo impacto. En general se describe el Modelo FORFECAST y en particular sus aplicaciones en Cuba. Se valora el uso de de las herramientas tradicionales y las condiciones en

las que son adecuadas. Finalmente se resume la aplicación hecha con FORECAST, considerándolo muy efectivo sobre todo para el estudio de problemas más complejos.

2. Tipos de modelos forestales

2.1. Tablas de crecimiento e índices de sitio (modelos empíricos)

Durante casi dos siglos, las curvas de volumen-edad, curvas de altura-edad, y tablas de volumen han sido la base con la cual los gestores han predicho los rendimientos futuros de los bosques. Estos datos históricos son válidos para una combinación particular de especies y condiciones bióticas y abióticas involucradas en el crecimiento de los árboles. Sin embargo, si ocurren cambios en los regímenes de manejo, en la fertilidad del suelo, o en los impactos humanos en la atmósfera (por ejemplo, el cambio climático o la alteración por polución de la química atmosférica), se alterarán significativamente las condiciones futuras del crecimiento de los bosques. Por tanto, las predicciones de los modelos tradicionales de crecimiento y producción probablemente no serán exactas (Kimmins, 1988, 1990; Korzukhin et al., 1996). Estas tablas de crecimiento y producción son modelos basados empíricamente en datos reales observados en el campo: son modelos estadísticos que utilizan una amplia base de datos para interpolar posibles producciones futuras utilizando datos de rodales similares. Sin embargo, no simulan ningún tipo de proceso biológico y por lo tanto no están diseñados para proyectar los efectos del manejo sobre la producción de madera y de una amplia variedad de otros productos y valores no relaciones con la madera. Por estas razones, estos modelos no proveen una base adecuada para comparar los impactos de diferentes estrategias de manejo del bosque en múltiples recursos, ni son convenientes para análisis a nivel de rodal de varias medidas o indicadores de sostenibilidad. Sin embargo, en condiciones estables en las que se sabe que los determinantes del crecimiento y desarrollo del bosque en el futuro no van a diferir en gran medida de las condiciones presentes, estos modelos tienen la gran ventaja de utilizar datos reales que han sido observados en el bosque. Además, requieren muy poco trabajo para su calibración y uso, a parte de datos básicos que definen las características básicas del rodal. En estas condiciones, el uso de tablas de crecimiento y producción podría ser el más conveniente. Estos modelos pueden ser muy útiles, ya que son fáciles de comprender y utilizan pocos datos, permitiendo explorar las tendencias futuras que seguirá el bosque al estar sometido a diferentes tipos de manejo.

2.2. Simuladores de crecimiento: modelos mecanicistas e híbridos

Debido a la inflexibilidad de las tablas de crecimiento y producción tradicionales, mucho interés y esfuerzo investigador se ha enfocado recientemente hacia modelos más mecanicistas. Estos modelos simulan procesos biológicos y consisten en las relaciones matemáticas empíricamente derivadas entre una serie de variables independientes y el crecimiento del rodal. Ejemplos de tales modelos desarrollados para bosques y otros ecosistemas pueden encontrarse en las siguientes referencias: Sollins, Brown y Swartzman (1979), Running (1984), Barclay y Hall (1986), Parton, Schimel, Cole y Ojima (1987), Bossel y Schafer (1989), Dixon, Meldahl, Ruark y Warren (1990) o Vanclay y Skovsgaard (1997). Aunque los modelos de procesos tienen gran valor heurístico, la mayoría de ellos no son modelos a nivel de ecosistema y raramente se usan en aplicaciones prácticas en silvicultura. Esto se debe principalmente a que no se sabe suficiente

sobre los procesos del ecosistema y sus interacciones para combinarlos en un modelo con el propósito de hacer las predicciones exactas del crecimiento del bosque (Mohren & Burkhardt, 1994). Un detallado modelo de simulación de procesos sería el acercamiento ideal para simular el crecimiento y rendimiento del bosque, siempre que hubiera un conocimiento más completo de todos los procesos ecológicos implicados en el crecimiento y desarrollo del rodal. Sin embargo, el gran problema de estos modelos es que entre más detallados son (mayor “realismo biológico” incorporado en la estructura del modelo), mayor número y complejidad de datos son necesarios para calibrarlos, con lo que el coste en tiempo, dinero y personal dedicado a esta actividad normalmente los hace inviables como herramientas de análisis al servicio de los gestores forestales. Estos modelos más realistas proceden de formulaciones teóricas que tratan de describir el ecosistema con el máximo detalle posible. Sin embargo, estos modelos suelen omitir uno o más procesos claves para centrarse en otros, por lo que su utilidad está limitada en cuanto a las cuestiones de manejo forestal que pueden responder (Kimmins, 2004).

Para evaluar los impactos de distintos escenarios de manejo alternativo a nivel de rodal sobre la productividad a largo plazo, los gestores de recursos forestales necesitan modelos forestales basados en la ecología, ya que para simular los procesos que afectan a una población de árboles, es necesario utilizar los conocimientos disponibles sobre como otros elementos del ecosistema (bióticos y abióticos) afectan a esa población. Por este motivo se ha desarrollado un tercer tipo de simuladores del crecimiento y desarrollo de los bosques, intentando combinar los puntos fuertes de los otros dos enfoques y así compensar sus debilidades individuales. Estos modelos híbridos utilizan las predicciones de rendimiento (con variables como la producción de biomasa) basándose en datos históricos y las modifican simulando la variación temporal en la competición por recursos naturales, como espacio, luz, nutrientes o agua. En el caso concreto de los modelos forestales, la disponibilidad de nutrientes es el factor más importante de la simulación de procesos porque es a menudo el factor que mayormente limita el crecimiento del bosque. Además, es el factor que está más sujeto a cambios producidos por las actividades forestales. Sin embargo, la competición por luz o nutrientes también puede ser un componente central de la simulación del desarrollo del rodal. En los últimos años se han desarrollado muchos modelos que simulan los procesos ecológicos de un bosque, y su uso se está revelando de gran importancia para desarrollar una gestión forestal que busque la sostenibilidad del sistema de explotación. Estas herramientas permiten que sistemas complejos y no lineales sean investigados y los datos conseguidos puedan ser interpretados con más facilidad (Wallman et al., 2002).

Aunque los modelos híbridos se sitúan en un nivel más bajo de realismo que los modelos de procesos puros, estos modelos proporcionan flexibilidad ante los cambios, y evitan la complejidad de los modelos basados únicamente en procesos fisiológicos (Kimmins, 2004). Algunos de los ejemplos de modelos más desarrollados en esta “categoría híbrida” que son convenientes para la valoración de los impactos a largo plazo de las actividades forestales sobre la productividad de los rodales incluyen LINGAGES (Pastor y Post, 1985), FORECAST (Kimmins, Maily & Seely, 1999) o CENTURY (Parton et al., 1987). En el caso de FORECAST, este modelo simula el manejo ecosistémico del bosque, combinando el uso de modelos tradicionales de crecimiento y producción con modelos de procesos para proporcionar un método de proyectar el rendimiento de biomasa de bosque futuro así como una variedad de otras variables del ecosistema y valores sociales bajo un amplio rango de condiciones de manejo. Este modelo ha sido utilizado con éxito para simular la acumulación de carbono en bosques boreales (Seely, Welham & Kimmins, 2002), o para establecer el uso de la materia orgánica del suelo como un

criterio de la sostenibilidad relativa de las diferentes alternativas de manejo (Morris, Kimmins & Duckert, 1997). Este modelo también se ha utilizado para analizar las ventajas e inconvenientes de dos alternativas de plantación (Welham, Seely & Kimmins, 2002) y para estudiar los efectos de la competencia entre árboles y sotobosque por nutrientes limitantes (Welham, Seely, Van Rees & Kimmins, 2007). Este modelo ha sido validado frente a datos independientes (Bi et al., 2007, Blanco, Welham, Kimmins & Seebacher, 2007) y se ha integrado en un proceso jerárquico de toma de decisiones para evaluar a nivel regional estrategias de manejo forestal que integren aspectos sociales, económicos y biológicos (Seely, Nelson, Wells, Meter, Meitner, Anderson et al., 2004). Por su parte, CENTURY es un modelo mecanicista basado en datos empíricos y procesos fisiológicos, siendo posiblemente el más complejo de los desarrollados hasta ahora, ya que pretende simular gran cantidad de procesos e interacciones. Para emplear este modelo es necesario determinar gran cantidad de parámetros iniciales, muchos de los cuales no están disponibles o no se miden de forma rutinaria en los trabajos de investigación forestal. Esto obliga a utilizar muchas asunciones y datos bibliográficos o calculados mediante otros modelos (Landsberg, 2003), lo cual añade incertidumbre al resultado final. Si se compara con otros modelos, el proceso de descomposición en CENTURY podría considerarse una simplificación de la teoría de Agren y Bosatta (1996), ya que en vez de considerar la hojarasca como un continuo de materia con diferentes grados de calidad, considera cuatro compartimentos, desde la hojarasca recién caída hasta la materia orgánica estable. Con un nivel de complejidad similar se encuentran los modelos FORSANA (Grote, Suckow & Bellmann, 1998), CenW (Kirschbaum, 1999) y EFIMOD 2 (Komarov, Chertov, Zudin, Nadporozhskaya, Mikhailov, Bykhovets et al., 2003), entre otros. Todos estos modelos han sido utilizados con éxito para simular la evolución del ciclo de nutrientes cuando el bosque se somete a diferentes acciones silvícolas, y parecen ajustarse a los datos observados en las condiciones para las que han sido desarrollados.

3. Modelación del crecimiento y rendimiento forestal en Cuba

Prodan, Peters, Cox y Real (1997) describen la secuencia de la modelación del crecimiento y rendimiento forestal partiendo de la elaboración de las primeras tablas de rendimiento con ajuste gráfico conocidas realizadas por Paulsen en el siglo XVIII su secuencia (de menor a mayor complejidad) es la siguiente:



- Tablas de rendimiento normales
- Tablas de rendimiento empíricas
- Tablas de rendimiento de densidad variable
- Modelos de rodal agregados
- Modelos de rodal con proyección de la tabla de rodal
- Modelos de árbol individual independientes de la distancia
- Modelos de árbol individual dependientes de la distancia

Estos modelos han sido diseñados partiendo de características comunes de las masas boscosas como ser heténeas (de igual edad), independientemente que sean plantaciones o provenientes de un regeneración natural homogénea, para bosque naturales multietáneos han sido pocos los intentos de modelación que se han realizados y particularmente en los trópicos han sido fallidos debido a las características de las variables dasométricas a modelar, las cuales son influidas fuertemente por las irregularidades del clima como factor ambiental y como factor antrópico la explotación desmedida de las especies de maderas preciosas de las clases diamétricas superiores.

Para el caso de Cuba país tropical, el primer trabajo conocido sobre modelación del crecimiento fue realizado por Löschau (1974) citado por Barrero (2010), en plantaciones de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* Barret y Golfari del cual resulta una tabla de rendimiento normal. La primera tabla de producción con carácter oficial fue publicada por De Nacimiento (1979) en la revista Baracoa para la especie *Pinus tropicalis* Morelet, fecha que se considera como el inicio del desarrollo de la modelación del crecimiento en Cuba. La capacitación brindada por el campo socialista y el establecimiento de la red de estaciones experimentales donde fueron instaladas las unidades de muestreo permanente, impulsó en esta etapa, esta área de la Epidometría. A continuación De Nacimiento, González, Benítez, Abreu y Pérez (1983) publicaron las primeras tablas preliminares de rendimiento para *Pinus caribaea* var. *caribaea* en la provincia de Pinar del Río utilizando el patrimonio de plantaciones de la especie de 3 localidades, Consolación del Sur, Guane y Pinar del Río.

En esta etapa fueron múltiples los investigadores que incursaron en esta área, dentro de los que se destacan: García (1983) con la contribución para el establecimiento de tablas de rendimiento preliminares de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* Barret y Golfari en la provincia de Pinar del Río, el trabajo realizado por Gra y colaboradores a finales de la década de los 80 quienes establecieron una tabla a nivel nacional teniendo como localidades de estudio a Pinar del Río, Matanzas, Villa Clara y Topes de Collantes (Gra, Lockow, Vidal, Rodríguez, Echeverría & Figueroa, 1990); los trabajos de Báez (1988) con la *Casuarina equisetifolia* Forst, en suelos cenagosos de la provincia de La Habana. Posteriormente en la década de los años 90 se encuentran los realizados en *Eucalyptus* sp., por Peñalver (1991); y Padilla (1999) para plantaciones de *Pinus tropicalis* Morelet, así como Ares (1999) para bosques naturales de la misma especie y los tres en la provincia de Pinar del Río. Al inicio de la década del 2000 las tablas dasométricas para plantaciones de *Talipariti elatum* Frixell (Sw.), elaboradas por Zaldívar (2000), así como García (2004) igualmente para *Pinus caribaea* también en esta provincia (Figura 1).

Como es sabido existieron algunas dificultades económicas a finales del siglo XX, pero aún así se continuaron haciendo trabajos por parte de la Universidad de Pinar del Río, entre los que se encuentran: las tablas realizadas en la Empresa Forestal Integral Macurije por García, Aldana y Zaldívar (2004); las tablas para *Tectona grandis* para plantaciones de la Empresa Forestal Integral Bayamo-Manzanillo por Fidalgo y García (2005).

Trabajos recientes en Cuba tratan de suplir el comportamiento estático de las tablas obtenidas, actualmente con el desarrollo de la informática en la práctica productiva se han complejizados estos modelos integrándose con otras herramientas, para el caso de la especie *Pinus caribaea* var. *caribaea* se ha construido por Barrero (2010) un modelo integral de crecimiento de la masa, perfil de fuste, grosor de corteza y densidad de la madera en cooperación con el Instituto de

Investigaciones de Francia con sede en Nancy; en forma de un sistema que se nombra OPTIPINO, esta integración con esta propiedad física de la madera permite fijar los objetivos de producción en términos de manejo, posibilitando la eficiencia de ciertas propiedades de acuerdo a las necesidades industriales, y a la disminución dentro de ciertos límites de la heterogeneidad de la materia prima. Sin la ayuda de estos instrumentos es difícil desarrollar planes de manejo forestal, bajo criterios de sustentabilidad (Valdéz, 2000). Otro trabajo realizado recientemente ha sido en *Pinus cubensis* Griseb por Bravo (2010), donde se obtiene un modelo de crecimiento del diámetro medio a partir del método Bootstrap.

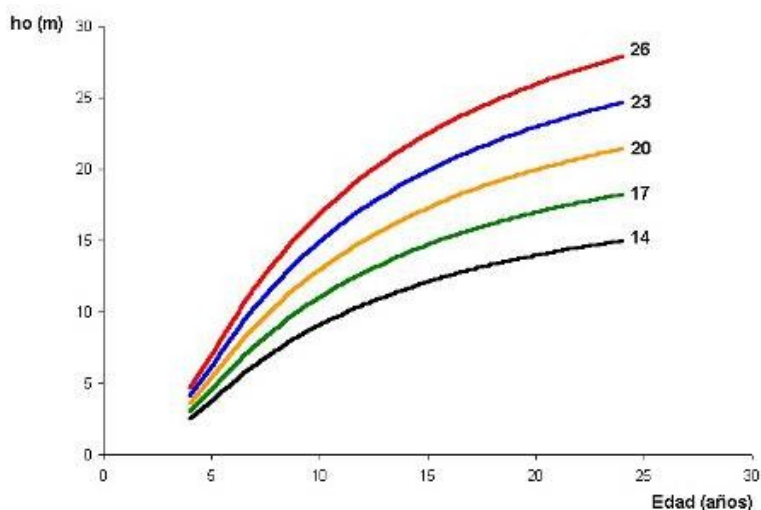


Figura 1. Las clases de calidad de sitio para *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* para la provincia de Pinar del Río, según García (2004)

Dos de las dificultades de índole objetivo que han limitado en Cuba el desarrollo de esta área de la Epidometría Forestal han sido la carencia de recursos y la inexistencia de una red de parcelas permanentes. Por último, también se ha comenzado a trabajar en la calibración del modelos ecológico híbrido FORECAST (que combina datos empíricos y simulación de mecanismos ecofisiológicos) en plantaciones de *Pinus caribaea*, como se explica con más detalle en las

En este contexto, la motivación de los investigadores de la rama hacia este tema, se ha restringido a las tablas de producción de especies forestales con mayor participación en los planes nacionales, de forma tal que múltiples aspectos de esta área del conocimiento, aplicados a las condiciones de Cuba, han sido poco tratados como es el caso de la modelación a nivel del árbol individual y de bosques naturales, aún cuando el 63% de la superficie cubierta de bosques pertenece a esta clasificación. Todo lo cual denota lenta evolución de las herramientas que provee esta ciencia a la práctica productiva.

A manera de resumen, en Cuba se puede decir que esta área de la ciencia de la dasonomía ha transitado por diferentes etapas en su desarrollo, los cuales han estado acorde a la situación económica existente en el país, aportando desde el punto de vista teórico – metodológico

múltiples modelos. La existencia de una red de parcelas permanentes ayudaría al logro de un estadio superior en el desarrollo de esta ciencia.

3.1. Modelización de la Calidad de Sitio

La primera fase de un estudio de crecimiento y rendimiento es la elaboración de un sistema para la clasificación de la productividad de los sitios forestales los cuales constituyen el conjunto de factores edáficos y bióticos que determinan la permanencia y la productividad de la biomasa de determinada comunidad forestal, sea esta natural o creada por el hombre (Álvarez y Varona, 2006).

En Cuba las primeras referencias de las curvas de índice de sitio encontradas en la literatura son realizadas por Thomasius (1974) para la clasificación de sitios en los pinares de Cajalbana; los realizados por Aldana (1983) y Báez y Gra (1988) para los bosques de Cuba en base a la humedad y fertilidad de los suelos.

En la actualidad en Cuba solo existe una clasificación del sitio como norma para las cuatro especies de pinos existentes definida por el Instituto Nacional de Desarrollo Forestal (INDAF) desde 1997, en función de la altura media y la edad. Este trabajo presenta el inconveniente de abarcar una gran variedad de sitios muy diferentes a lo largo y ancho del país, además de no haber considerado que estas especies tienen diferentes hábitos de vida, así como, distintos crecimientos y desarrollos a una misma edad. Por lo que esos resultados no se ajustan a la realidad en determinados lugares (García, 2004).

García (1983) clasificó cinco calidades de sitio para *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* para la provincia de Pinar del Río (Figura 1), por su parte Gra et al. (1990) definen para las localidades de Pinar del Río, Matanzas, Villa Clara y Topes de Collantes nueve calidades de sitio, siendo el indicador del índice de sitio la altura dominante por los valores 10, 13, 16, 18, 22, 25, 28, 31 y 34 m; Padilla (1999) determinó para las plantaciones de *Pinus tropicalis* Morelet nueve calidades de sitios, también utilizó como el indicador del índice de sitio la altura dominante por los valores 9, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22 y 24 m (Figura 2).

Mientras que para otras especies también localmente Báez (1988) definió tres clases de sitio para la *Casuarina equisetifolia* Forst, para las zonas costeras del sur de la provincia La Habana; Peñalver (1991) diferencia las plantaciones de *Eucalyptus* sp. en seis calidades de sitios siendo el indicador del índice de sitio la altura dominante por los valores 15, 18, 21, 24, 27 y 30 m; Zaldívar (2000) obtuvo cinco índices de sitio para *Talipariti elatum* y empleó como indicador del índice de sitio la altura dominante por los valores: 13, 16, 19, 21 y 24 m (Figura 3).

Más recientemente Barrero (2010) ha propuesto un haz de curvas con los índices de sitio para la altura dominante (H_0) de *Pinus caribaea* var. *caribaea* y concluye que el sistema de curvas de índices de sitio permitió diferenciar las plantaciones en seis calidades, fijados estos para los valores 13, 16, 19, 22, 25 y 28 metros a la edad de 30 años, determinadas por el valor de la altura dominante que a su vez, fue la variable utilizada para la obtención de los modelos de crecimiento del diámetro del árbol medio ($\bar{d}_{1,30}$), de la altura del árbol medio (\bar{h}), el área basal por hectárea (G/ha) y el volumen por hectárea (V/ha). Estas curvas pueden verse en la Figura 4.

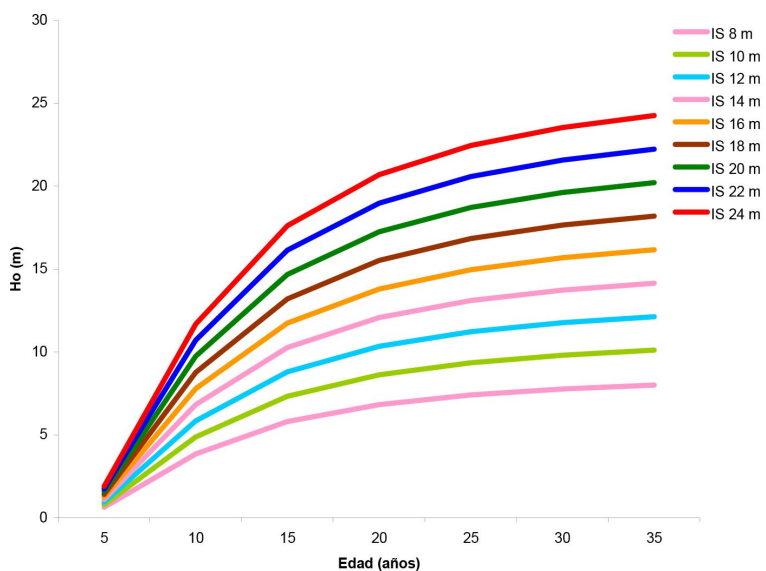


Figura 2. Índices de sitio para Pinus tropicalis para la provincia de Pinar del Río, según Padilla (1999)

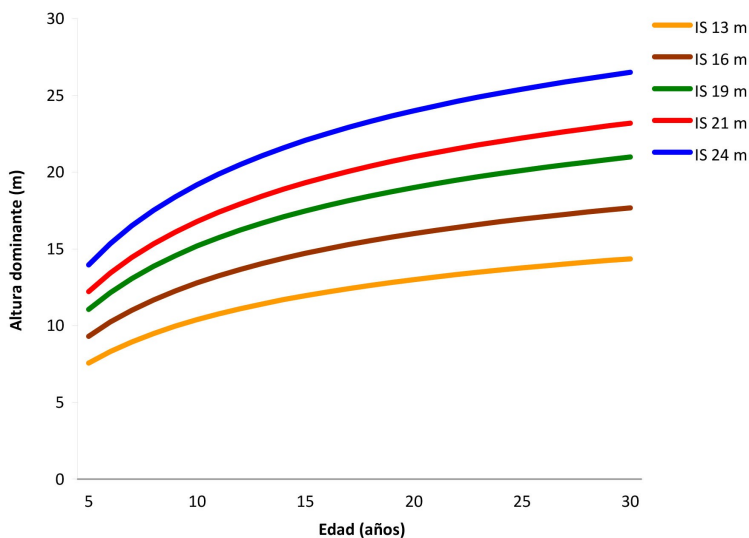


Figura 3. Índices de sitio para Talipariti elatum para la provincia de Pinar del Río, según Zaldívar (2000)

Se considera que el método indirecto ha sido principalmente el empleado en las condiciones de Cuba, teniendo como indicadores de calidad de sitio la altura media y la altura dominante (Ho).

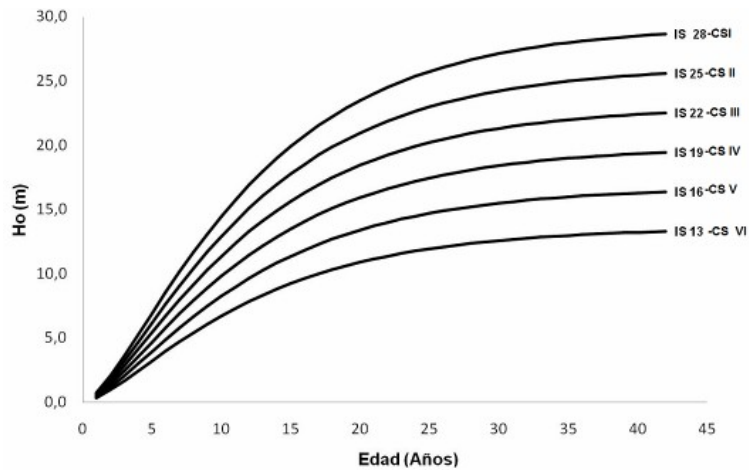


Figura 4. Índice de calidad de sitio para *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea*, según Barrero (2010)

Los índices edáficos y climáticos se encuentran en función de equipos e instrumentos costosos con los que los investigadores no cuentan actualmente, sería importante una evaluación de los mismos para llegar a conclusiones acerca de cuál es el más efectivo.

3.2. Modelización de las operaciones forestales de impacto reducido en la gestión forestal en Cuba

La aplicación de las Técnicas de Impacto Reducido en la gestión forestal en Cuba está implícita dentro del modelo de gestión de los bosques a nivel mundial, solo que es necesario considerar la estructura, composición y dinámica que los bosques tienen en el área de referencia. Es de conocimiento general que el área geográfica del Caribe está sometida a la influencia de fenómenos naturales de gran impacto como los huracanes y además los países del área tienen restricciones en cuanto a la disponibilidad de tierra y recursos para el desarrollo de sus economías.

Ante esta situación, es importante retomar las experiencias de otros países y regiones pero adaptar los modelos de desarrollo en el sector forestal para conducir los bosques de forma sostenida, o sea que puedan suministrar de forma continua productos y servicios para la sociedad y de esta forma evitar la deforestación.

Se puede resumir que el modelo de manejo de los bosques de la región se caracterizó durante varias décadas por la destrucción de la estructura arbórea concentrada en árboles de alto valor comercial, denominado de descremado de los bosques naturales, con tasas de corte superior a los incrementos, un nivel de impactos elevados sobre la vegetación remanente como árboles semilleros y árboles de futuras cosechas, impactos sobre el suelo, compactación y destrucción de la capa vegetal e impactos sobre la salud de los trabajadores por tecnologías inapropiadas, información bien documentada por la literatura, dentro las que se destaca FAO (2004).

Los países de la región están contribuyendo con el aumento de la cobertura forestal, dentro de los que se destaca Cuba, según informe FAO (2012). Sin embargo, es necesario generalizar la aplicación de las técnicas de impacto reducido en el aprovechamiento de los bosques. Si bien, estas técnicas no son suficientes para garantizar una gestión sostenida de los bosques, sin la aplicación de ellas es imposible lograr tal objetivo.

¿Pero qué son las Técnicas de Extracción de Impacto Reducido o el Aprovechamiento de Bajo Impacto? Considerando la opinión de varios autores, dentro los que se destaca la publicación de la OIMT (2001): *“La Extracción de Impacto Reducido, consiste en la implantación de las operaciones de aprovechamiento forestal planificadas de forma intensiva y cuidadosamente controladas a fin de reducir a un mínimo el impacto sobre el ecosistema forestal, obtener el máximo de beneficio y a un costo aceptable”*.

Estas técnicas de extracción o aprovechamiento de bajo impacto, han sido aplicadas tanto para bosques donde se utiliza los sistemas silviculturales mono-cíclicos, o sea donde se corta de una sola vez el volumen total de madera existente, como para bosques donde se aplican los sistemas policíclicos, que solo se cortan los árboles maduros a partir de un diámetro preestablecidos y se mantiene el bosque en pie. En estos sistemas el aprovechamiento es más complejo por el cuidado que hay que tener con la vegetación que permanece después del aprovechamiento, donde se encuentran también los árboles de futuras cosechas que son de interés estratégicos. Además si el bosque tiene varias especies comerciales, como es el caso de la formación de bosques naturales de la península de Guanahacabibes en el extremo occidental de Cuba, en el centro de la Isla, en el Escambray o en la parte oriental, en Baracoa, el aprovechamiento será más complejo que en otras formaciones que tienen pocas especies como los pinares o los bosques de manglares.

Para que este concepto sea de total entendimiento, es necesario destacar las cuestiones básicas que deben ser aplicadas en el manejo de los bosques para respetar los mecanismos que mantienen el equilibrio de los diferentes ecosistemas encontrados en Cuba.

3.2.1. Planificación estratégica y operativa del aprovechamiento forestal

Cualquier formación forestal ocupa un área que a su vez se divide en superficie cubierta de árboles donde se puede ejecutar el aprovechamiento, muchas veces denominada de superficie efectiva y otra parte dentro del área que ocupa el bosque que no es apta para aprovechar, como es el caso de áreas con cursos de agua y la vegetación protectora, el área de los caminos y otras infraestructuras necesarias, así como zonas de difícil acceso como pantanos, denominadas zonas no efectiva de aprovechamiento (Figura 5).

Para realizar el aprovechamiento, hay que delimitar bien la superficie de cada área y de ahí se deriva la superficie efectiva, está a su vez debe ser subdividida en unidades de producción anual (POA) ya sea por la superficie o por el volumen. Esa división anual debe responder a la rotación prevista para el aprovechamiento, a los incrementos anuales y la estructura y composición inicial del bosque, de forma que sea posible aprovechar una unidad de producción todos los años, con un flujo continuo de productos forestales.



Figura 5. Organización del plan de aprovechamiento de una empresa

Las empresas forestales tienen un plan de manejo que es diversificado, planes de producción para establecer nuevas plantaciones, planes de manejo para tratamientos silviculturales, pueden ser podas o desrame de árboles o raleos, entre otros, también contiene el plan de aprovechamiento estratégico o a largo plazo y los planes anuales, representados en la figura anterior.

Es evidente que si la administración de la empresa aprovecha cada unidad de producción anual, en este caso 20 POA, ya para el año 21, recomenzaría por el primer POA, así se logra mantener un flujo de producción constante. Si el incremento por unidad de superficie fuera de $1\text{m}^3/\text{ha}\cdot\text{año}$ en el caso de los bosques naturales, entonces cada 20 años podrán extraerse $20\text{ m}^3/\text{ha}$. La superficie de cada POA determina el volumen total de aprovechamiento. Si cada POA tiene 1000 ha, entonces se puede aprovechar $20\text{ mil m}^3/\text{año}$.

Aunque parece tan evidente, hoy la tendencia en la región de los trópicos no es seguir esa regla, sino aprovechar toda la superficie efectiva de bosques en pocos años y después trasladarse para otras áreas e incluso para otros países para seguir con la misma práctica. De esta forma van quedando atrás áreas degradadas, abandonadas que no tendrán tratamientos silviculturales para el próximo ciclo de corte, aun cuando se aplica con mayor rigor el control de los órganos ambientales.

Este concepto no es muy difundido, porque también no se recoge en la legislación de muchos países, en el caso de Cuba se ha trabajado para que el modelo sea concebido basado en la sostenibilidad del aprovechamiento y no en la mayor ganancia de las empresas forestales a corto plazo.

3.2.2. Evaluación de las áreas para la planificación del aprovechamiento

Este es otro aspecto relevante en la aplicación de las técnicas de extracción de impacto reducido. Cuando se hace referencia a la evaluación de áreas, se incluye, tanto las informaciones

propias del inventario que determina cantidad y calidad de la madera, a través de muestreos cuando es una plantación, ya para los bosques naturales se exige un inventario 100% de los árboles comerciales, así como la localización e identificación de estos. Es claro, que la evaluación del área también incluye información sobre el relieve del terreno, la localización de los cursos de agua y otras características del terreno (Figura 6).



Figura 6. Mapa de relieve del área de aprovechamiento, hidrografía y uso de la tierra

Muchas veces dentro de áreas de aprovechamiento se encuentran tierras dedicadas a cultivos agrícolas. Además de esta información, se confecciona un mapa con escala 1:2000 preferentemente con la localización de los árboles comerciales (Figura 7). El área de aprovechamiento es delimitada por fajas cada 50 o 100 m de distancia y facilita el trabajo de inventario. Son establecidas cuatro categorías de árboles dentro del área de manejo. Árboles de corte, árboles semilleros, árboles remanentes o potenciales para la próxima cosecha y árboles prohibidos de corte.

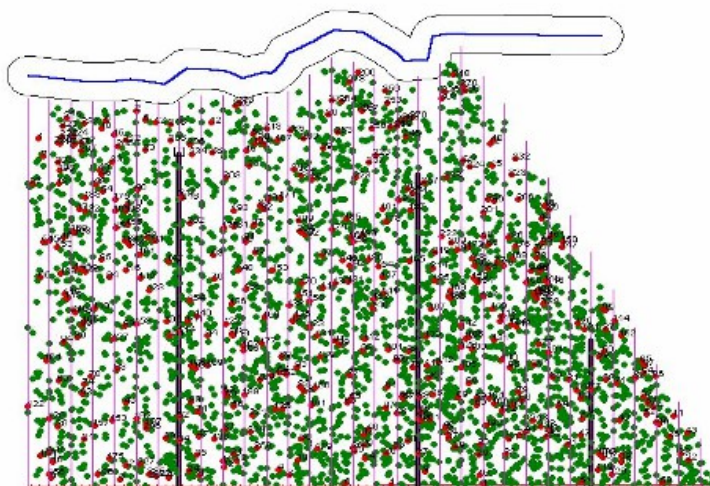


Figura 7. Mapa de localización de los árboles por categoría

Con estas capas de información se continúa la planificación intensa de las operaciones de cosecha que tiene implícita la definición de extracción de impacto reducido. También, el procesamiento de la información del inventario es utilizado para determinar la cantidad y

calidad de madera, dimensiones de los árboles, especies principales a aprovechar, en fin se determina el potencial comercial del área de aprovechamiento.

3.2.3. Planificación y construcción de la infra-estructura de caminos y patios

Antes de tomar la decisión sobre la proyección de la red de caminos y patios, debe calcularse la densidad óptima o la densidad que minimiza los costos de caminos y el costo del arrastre de madera, consultar Cándano, Pinto y Martínez (2012). Después de conocer esta información se calcula la cantidad total de caminos y patios necesarios en toda el área de aprovechamiento (ver en el Apéndice Técnico un ejemplo de cálculo de la distancia media de arrastre).

La evaluación detallada de los sistemas de aprovechamiento de madera ha mostrado que las operaciones arrastre, transporte y construcción de camino tienen generalmente la mayor influencia en el costo total del sistema (Amaral, Veríssimo & Barreto, 1998). También las operaciones de arrastre de madera y construcción de caminos tienen gran repercusión en los daños provocados a los ecosistemas forestales durante el aprovechamiento (Killmann, Bull, Schwab & Pulkki, 2002; Winkler, 1997).

El cálculo del tamaño del equipo de trabajo apropiado para cada máquina, el punto de equilibrio en una operación, la determinación de la densidad óptima de caminos y patios de carga y la calidad de la capa de rodamiento de los caminos en base a obtener un costo mínimo, han sido estudiados por varios autores pero de forma separada (Dykstra & Heinrich, 1997; Winkler, 1997).

Después de conocer esta información se calcula la cantidad total de caminos y patios necesarios en toda el área de aprovechamiento. Como se tiene una visión total del área, se sobreponen las capas de información obtenidas en la evaluación de áreas y se realiza la proyección por las rutas más apropiadas, evitando gastos de recursos, tiempo de trabajo de las máquinas, se minimiza el movimiento de tierra y se logra reducir el costo total. Un camino mal construido se puede concertar, pero un camino proyectado por la ruta errada no se puede concertar.

La planificación de la red de caminos hay que hacerla de forma holística sobre toda el área de aprovechamiento, lo que no necesariamente tiene que ser construida de una sola vez, más bien se va construyendo en la medida que sea necesaria. Ya para la construcción es importante considerar el siguiente procedimiento:

- Localizar en el terreno la ruta seleccionada del análisis de las capas de información y hacer un reconocimiento completo de la ruta o eje de proyección del camino, haciendo ajustes necesarios sin alejarse considerablemente del eje proyectado. Aprovechar para marcar el área de patios (Figura 8).
- Eliminar la capa de vegetación en el eje de proyección del camino con la pala frontal del tractor sin producir cortes en el suelo para no mezclar tierra y vegetación. Después se recomienda usar una motosierra para que corte la vegetación de mayores dimensiones y facilitar el acomodamiento de esta en las orillas del camino.



Figura 8. Diferentes situaciones encontradas en el eje del camino

- Realizar la excavación y terraplén de acuerdo con el proyecto. También preparar los lugares donde será necesario obras de fábrica (puentes y alcantarillas).
- Perfilar el camino según la categoría. Conformación de la superficie del camino y obras de drenaje. Compactación de la capa de rodamiento.

3.2.4. Planificación y ejecución de la tala dirigida de árboles y el arrastre

Las operaciones de corte y arrastre de madera pueden producir gran impacto dentro del bosque, sobre todo en cortas selectivas, que pueden ser minimizados con una intensa planificación y control.

Procedimiento a seguir para el corte dirigido de árboles:

- Localizar en el mapa del inventario los árboles de corte y tener sus coordenadas para facilitar la localización en el área de aprovechamiento.
- Limpieza del tronco del árbol para facilitar el corte, verificar rutas de escape y presencia de huecos en el tronco.
- Determinar la dirección de caída del árbol, considerando inclinación natural, presencia de árboles semilleros, remanentes o prohibido de corte y la dirección del arrastre.
- Realizar corte de boca para dirigir la caída de los árboles y el corte de caída apropiado para evitar accidentes y pérdidas de madera.
- Enumerar los árboles y/o las trozas para evitar pérdidas en el arrastre.

Para la extracción de madera, es necesario planificar y construir las vías de arrastre.

Estas vías se clasifican en dos categorías: Las vías de arrastre principales y las vías de arrastre secundarias (Figura 9).

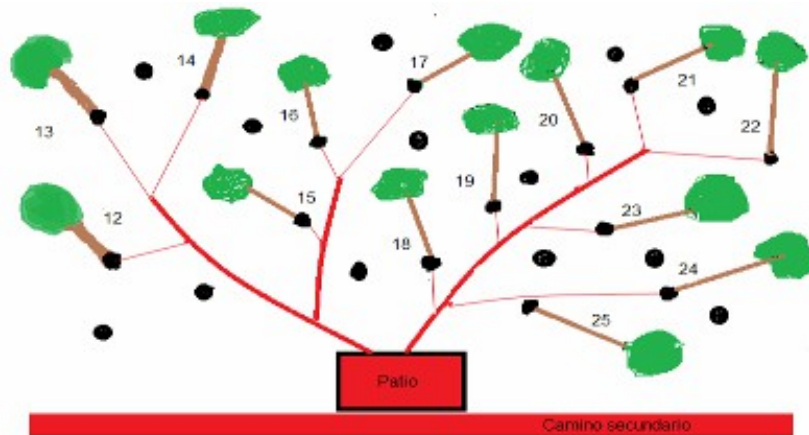


Figura 9. Vías de arrastre primarias y secundarias

Las vías primarias conectan los patios con el área central de localización de los árboles. Las vías secundarias conectan las vías primarias y con el tronco de los árboles talados.

- Para la planificación de las vías de arrastre, es necesario consultar el mapa del inventario y localizar el punto seleccionado para construir el patio.
- A partir del fondo del patio, recorrer el área de aprovechamiento y verificar la existencia de los árboles talados y la dirección real de caída de estos.
- Después de encontrar el último árbol talado en el fondo del área, comenzar a señalar con cintas biodegradables la ruta de menos resistencia en cuanto a vegetación para la vía primaria hasta llegar al patio. Se deben construir solo las vías primarias necesarias que abarquen todo los árboles talados. A partir de estas vías se trazan las vías secundarias también señalizando para evitar pérdidas de madera. Debe considerar la presencia de árboles remanentes, semilleros y prohibido de corte.
- Con la pala frontal del *skidder* (tractor arrastrador de madera) comienza la construcción de las vías primarias a partir del fondo del patio siguiendo la ruta señalizada hasta localizar el último árbol talado. La vegetación es eliminada en la dirección en que se mueve el tractor. A veces es recomendable una motosierra para cortar algún árbol caído en el eje de la vía.
- Se arrastra el último árbol y se continúa de atrás para adelante sin dejar árboles talados hasta concluir la extracción de toda la madera. Después otra vía de arrastre se construye y continúa el proceso.
- Los árboles son trazados en trozas en los patios según las características del transporte y las exigencias del mercado. Se calcula el volumen por trozas o árbol, se clasifica, enumera cada troza para rastrear la madera y también se pueden realizar otras operaciones antes del transporte.

3.2.5. Capacitación de gerentes, supervisores, operadores y ayudantes de máquinas y personal de apoyo

La capacitación de los funcionarios y colaboradores, término usado para incluir a operadores, ayudantes de máquinas y personal de apoyo relacionado con el aprovechamiento del bosque es fundamental. Los gerentes y supervisores tienen que conocer en detalles todas las leyes, decretos, normas y requisitos técnicos para realizar un proceso de aprovechamiento que se encuadre en la definición de las técnicas de extracción de impacto reducido. Son ellos los encargados de planificar las operaciones a gran escala y determinar las necesidades de capacitación de cada equipo de trabajo, los medios de protección y seguridad personal que tendrán que usar de forma obligatoria todos los funcionarios y colaboradores, dominar las técnicas para ejecutar las diferentes operaciones y tener absoluto conocimiento de cada máquina o herramienta que se utiliza. También es competencia de gerentes y supervisores las condiciones de alimentación, sitios de descanso, medicamentos para primeros auxilios, comunicaciones y de distracción para todos.

En el caso de los funcionarios y colaboradores, también tienen sus obligaciones, como seguir al pie de la letra el uso de medios de protección, dominar las técnicas, procedimientos y las máquinas o herramientas de la operación que realizan. Así como mantener la disciplina propia de un centro de trabajo, no ingerir bebidas alcohólicas, respetar los horarios de descanso, entre otras.

Los cursos de capacitación para operadores y ayudantes de máquinas son desarrollados por operaciones:

- Grupo que realiza la evaluación de área.
- Grupo de construcción de caminos y patios.
- Grupo de corte y arrastre de madera.

Otros cursos son realizados para gerentes y supervisores, con visión holística del proceso. En los cursos específicos para cada grupo de trabajo se destaca la importancia de cada operación para el buen resultado del proceso de aprovechamiento.

4.1. Modelos para incrementar la utilización de la biomasa en los ecosistemas de pinares con bajo impacto ambiental

Los resultados presentes tienen como objetivo exponer a los lectores diferentes métodos y procedimientos desarrollados en la Universidad de Pinar del Río, Cuba; que han permitido incrementar la eficiencia y calidad de la cadena productiva que conforma el aprovechamiento forestal en el Occidente de Cuba.

Optimización de la extracción y transporte de madera en la Empresa Forestal Integral Macurije. Pinar del Río

Numerosas tecnologías actualmente disponibles ofrecen la sustancial promesa de mejorar los retornos económicos asociados con las operaciones de extracción y transporte. Muchas de ellas están basadas sobre varias aplicaciones de la modelización matemática. Por lo que para satisfacer la problemática antes expuesta tenemos como objetivo minimizar los costos de extracción y transporte de la madera, actividades más costosas del proceso de aprovechamiento forestal en las empresas forestales. Para satisfacer el objetivo antes expuesto, se utilizaron modelos de toma de decisión teórico administrativa y una herramienta matemática, la Programación Lineal, los cuales permitieron en un primer momento, determinar la mejor alternativa (Modelo de Programación Lineal) para dar solución al problema de elevados costos de extracción y transporte de la madera, y en un segundo momento proponer el modelo de Programación Lineal que permita minimizar dichos costos. La resolución del modelo de programación lineal obtenido por el software WinQsb posibilitó en la presente investigación: cuantificar hasta qué nivel se puede minimizar los costos, determinar las rutas o los caminos a utilizar por los medios de extracción y transporte, determinar la cantidad de madera a transportar en cada una de esas rutas, la utilización óptima de los recursos mediante un análisis económico de la solución óptima y post-óptima en caso de ocurrencia de cambios y fluctuaciones que se pueden presentar en las disponibilidades y demandas de recursos, costo unitario por unidad, cambio en los coeficientes tecnológicos, así como cambios de rutas.

Incremento de la producción de madera aserrada a partir de la modelación matemática del corte de apertura de las trozas en la sierra principal de los aserraderos

Al interrelacionar los factores calidad, diámetro y longitud de las trozas con el troceo y los diagramas de corte mediante la aplicación de procedimientos matemáticos se puede elevar la efectividad del proceso de conversión primaria a partir de la búsqueda de una expresión que garantice el volumen máximo de madera aserrada cuya sección sea de base rectangular a obtenerse de una troza identificada como un cono truncado; por lo que la solución del problema se obtiene a partir de la aplicación de métodos y procedimientos de la geometría descriptiva, según Álvarez, Egas, Chávez, Estévez & García (2003), Álvarez, Egas, Estévez, Guevara & González (2007) y Álvarez, Estévez, Domínguez, García, Alaejos & Rodríguez (2010).

Es muy importante la determinación del efecto de las características del árbol sobre los valores de madera aserrada, con la finalidad de proveer información para la selección de los modelos. El análisis de la componente principal (PCA), conduce a determinar qué característica del árbol tiene el mayor impacto sobre el rendimiento en valor de la madera aserrada.

Con el empleo del análisis factorial, utilizándose como método descriptivo de extracción, el análisis por componentes principales; se seleccionaron 2 factores con autovalores mayores que 1, los cuales explican el 87,42% de la varianza total. Es evidente que el $D_{1,30}$ es la variable más importante que afecta el rendimiento en valor de la madera aserrada (Rendimiento en valor de madera aserrada) entre todas las características del árbol (Figura 10). Coincidiendo con Álvarez y Egas (2002), Álvarez et al. (2003), así como Álvarez et al. (2010), al establecer que en la medida que aumente el diámetro los rendimientos son mayores.

La construcción de modelos matemáticos teniendo en consideración la transformación logarítmica de los datos relacionados con el diámetro a 1,30 m de altura, la conicidad y la altura del fuste de los árboles se ha caracterizado por presentar aceptables coeficientes de determinación, así como bajos errores promedios de estimación.

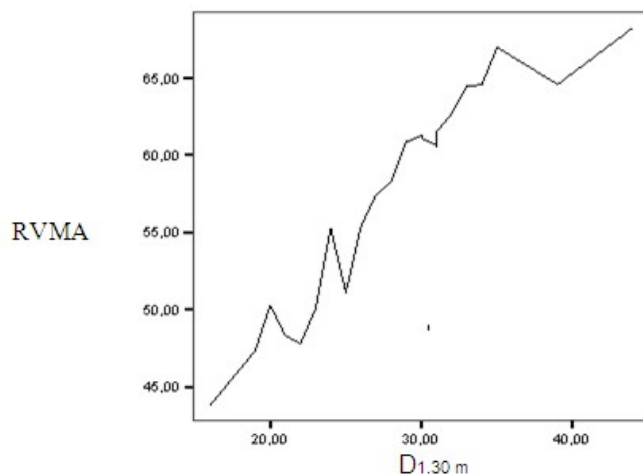


Figura 10. Influencia del diámetro sobre el rendimiento de madera aserrada

Modelación de las deformaciones de la madera de *Pinus caribaea*

En Cuba, específicamente en sus aserraderos la madera de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* Barrett y Golfari, ha sido trabajada y procesada verde, ello ha posibilitado la carente emisión de criterios en la evaluación de las deformaciones que experimenta la madera aserrada a medida que disminuye su humedad.

Por ello se realiza un estudio detallado del comportamiento de las propiedades mecánicas, físicas y morfológicas de la madera de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* Barrett y Golfari, en las regiones A, B, C, en el sentido médula-corteza respectivamente, bajo las mismas condiciones, arroja datos importantes para predecir las posibles deformaciones que experimenta la madera, además en qué zona del bolo las deformaciones son mayores (Peña, González & Álvarez, 2010). Se propone una metodología que optimiza el corte de apertura para el cumplimiento de los objetivos y la solución del problema. Aspectos que son coincidentes con los resultados obtenidos por González, Acosta y Álvarez (2008).

El tratamiento de las deformaciones de la madera durante el proceso de secado es definido históricamente desde el punto de vista de la teoría de los medios continuos, sin embargo en nuestro trabajo, considerando a la madera como un medio discreto, se interrelacionan elementos de las leyes dinámicas de Newton en un sistema de partículas y esquemas propios de los métodos de los elementos finitos, que solucionan numéricamente las ecuaciones derivadas de la teoría de los medios continuos.

Evaluación de los modelos a partir del análisis de elasticidad de las variables

A partir del análisis de elasticidad de las variables que conforman los modelos para predecir los rendimientos de madera aserrada de los árboles en pie se ha demostrado que el $d_{1,30 m}$ es el

factor de mayor significación e influencia sobre el volumen de madera aserrada producida, así como de los valores de la misma. Por otra parte podemos inferir que la altura le sigue al $d_{1,30\text{ m}}$ en nivel de significación o influencia sobre la variable dependiente. Los valores de la elasticidad del $d_{1,30\text{ m}}$ de los árboles y la altura son positivos indicando que el rendimiento en valor de la madera aserrada aumenta con el $d_{1,30\text{ m}}$ y la altura.

Por otra parte la conicidad tiene un efecto negativo sobre el valor de la madera aserrada.; lo cual significa que el rendimiento en valor de la madera aserrada decrece cuando aumenta la conicidad.; coincidiendo con Egas (1998) y Álvarez et al. (2010). El valor relativo de la madera aserrada tiene un incremento en función del $d_{1,30\text{ m}}$.

Ejemplo de aplicación de un modelo ecológico híbrido (FORECAST) en Cuba

El modelo FORECAST se ha utilizado en las condiciones cubanas para simular plantaciones de *Pinus caribaea* var. *caribaea* situadas en distintas calidades de sitio de la provincia de Pinar del Río (Occidente de Cuba). La vegetación está constituida por *Pinus caribaea* var. *caribaea* (Pino macho), *Pinus tropicalis* (Pino hembra), *Quercus virginiana* (encino), *Byrsonima spicata* (peralejo), *Curatella americana* (vacabuey) y *Sorghastrum stipoides* (pajón macho). Las lluvias oscilan entre 1350 mm y 1700 mm al año con temperaturas medias anuales que varían entre 24-27°C (Herrero, Renda, González-Abreu, Gra, De Nacimiento, González et al., 1985). Los suelos se clasifican según el Instituto de Suelos (1980) como ferralíticos cuarcíticos amarillos lixiviados y muy erosionados, sobre estratos de pizarras y material esquistoso. La calibración del modelo se llevó a cabo con datos empíricos registrados en trabajos realizados en la zona de Alturas de Pizarras, en la provincia de Pinar del Río (González, 1999; Herrero, 2001 y García, 2004). La producción de biomasa se calibró con datos de Vidal, Benítez, Rodríguez, Carlos y Gra (2004) y Khadka (2005). La calibración de los procesos del suelo se realizó siguiendo las descripciones de Herrero (2001) y Smith, Gholz y Oliveira (1998). Datos de descomposición de la hojarasca se obtuvieron de González (2007).

Blanco, González y Haynes (2008) señalan que las predicciones de FORECAST para las plantaciones cubanas muestran que el modelo se comportó de una manera bastante razonable. En la evaluación del modelo realizada para las condiciones cubanas por Blanco et al. (2010), puede verse como el modelo captura la principal tendencia de crecimiento tanto en altura como en diámetro, aunque no de forma tan clara en el caso del volumen comercial. Sin embargo, debe destacarse que los propios valores de campo tienen una elevada dispersión, pero a pesar de todo, las predicciones de FORECAST se encuentran en la mayoría de los casos cercanos al valor medio de las observaciones y dentro del rango de los datos de campo.

Haynes (2006) al aplicar el modelo FORECAST en las condiciones de Cuba, señalaba que la evolución de la hojarasca en el suelo forestal, tiene un descenso inicial debido a la descomposición de los restos de la anterior rotación y un pequeño pico tras los raleos, que dejan residuos de corta en el suelo. Por el contrario, la masa de humus en el suelo del bosque desciende a lo largo de toda la rotación. Esto induce a pensar que si este plan de manejo se repite indefinidamente, la materia orgánica de este lugar se reduciría hasta llegar a unos niveles que provocasen la reducción de la producción y la calidad del sitio, por lo que la sostenibilidad a largo plazo podría estar en peligro (Figura 11).

El propio Haynes (2006) señala que también puede apreciarse cómo el N mineralizado desde la hojarasca se reduce siguiendo la masa de hojarasca (Figura 12). Un hecho notable es la gran diferencia entre el N disponible en el suelo y el N absorbido por los árboles, lo que claramente indica que el N no es el principal limitante de estas plantaciones, confirmando las observaciones de Herrero (2001). Por último, también puede apreciarse el importante lavado del N que sigue a las fertilizaciones, dado que el N disponible supera con mucho el N que necesitan los árboles (N absorbido) lo que se refiere al experimento factorial de planes alternativos de manejo.

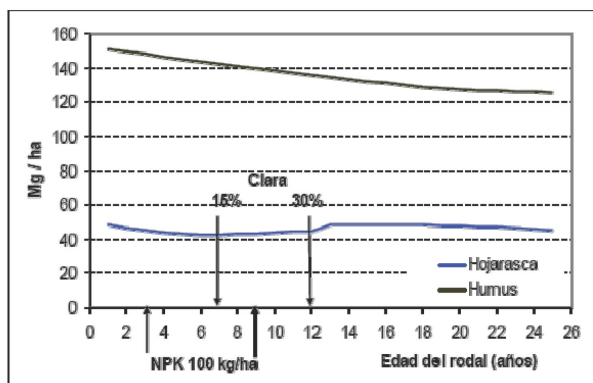


Figura 11. Evolución de la materia orgánica del suelo con el modelo FORECAST, según Haynes (2006)

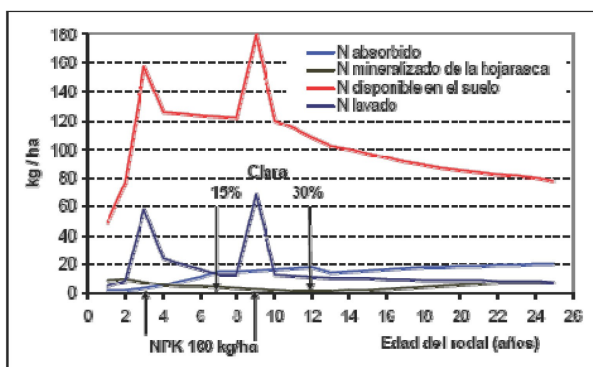


Figura 12. Evolución del ciclo del Nitrógeno con el modelo FORECAST, según Haynes (2006)

Posteriormente Blanco y González (2010) realizaron un análisis de 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.

Basados en las recomendaciones de manejo para *P. caribaea* en la zona (González, 1986 y González, 2008), los tipos de manejos simulados fueron:

1. *Producción de 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^{-1} , aplicando 100 kg ha^{-1} 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. *Producción de 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^{-1} el primer año. En el año 15 se aplica un raleo por lo bajo, dejando 1000 árboles ha^{-1} , y se fertiliza con 100 kg ha^{-1} de N. Los árboles se talan en el año 25, extrayendo toda la copa. Ni el sotobosque ni la hojarasca son extraídos.
3. *Producción de 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^{-1} el primer año. Un primer raleo por lo bajo se lleva a cabo el año 20 para dejar 800 árboles ha^{-1} . En el año 21 se fertiliza la plantación con 100 kg ha^{-1} de N. Un raleo comercial adicional se lleva a cabo en el año 35 para dejar 500 árboles ha^{-1} . 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 21 y 25 m de altura dominante a los 50 años (sitio de peor y mejor calidad, respectivamente, aunque aquí solo se muestran para el sitio de alta calidad) de acuerdo con García (2004). 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 caribea* 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.

Como resultado de este manejo con la corrida del software FORECAST se observó que la biomasa aérea se mantuvo en niveles bajos en el escenario BIO, disminuyendo tras cada corta (Figura 13). En el escenario MAD pueden apreciarse dos pequeños picos que corresponden al momento anterior a los raleos comerciales. Pautas muy similares pueden observarse en volumen (Figura 13).

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 MAD el ecosistema pierde alrededor de un 30% de materia orgánica del suelo, mientras que en BIO se reduce la materia orgánica del suelo en más de un 50%. 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 (Figura 13). La disponibilidad de N tiene varios picos en todos los escenarios pero en general muestra pautas descendientes para los escenarios BIO y FIB y se mantiene estable con MAD (Figura 13). 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.

Bajo el concepto de una recuperación del bosque tras el manejo según Blanco y González (2010), los autores llegan al siguiente análisis: Mientras que en la Figura 13 se presentan las simulaciones en los sistemas forestales que han sufrido gestión, en la Figura 14 se presenta su recuperación natural después del fin del aprovechamiento. 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, 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 aún están por debajo de los valores del bosque no intervenido (Figura 14).

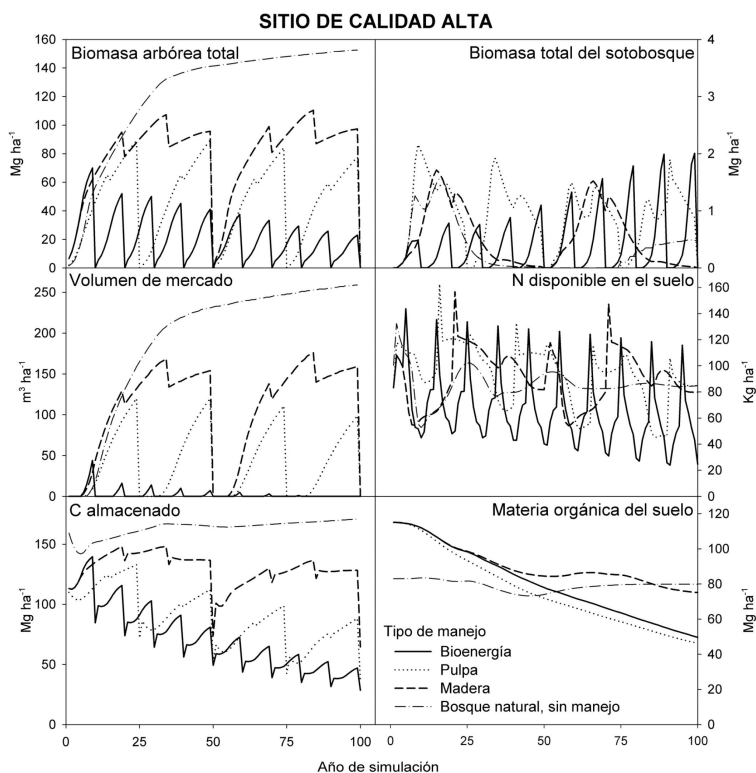


Figura 13. Evolución temporal simulada de varias variables a nivel de rodal de una plantación de *Pinus caribaea* en Pinar del Río (Cuba), situada en un sitio de alta calidad (índice de sitio 25 m a los 50 años), sometida a diferentes tipos de manejo (descritos en detalle en el texto), para un total de 100 años de simulación

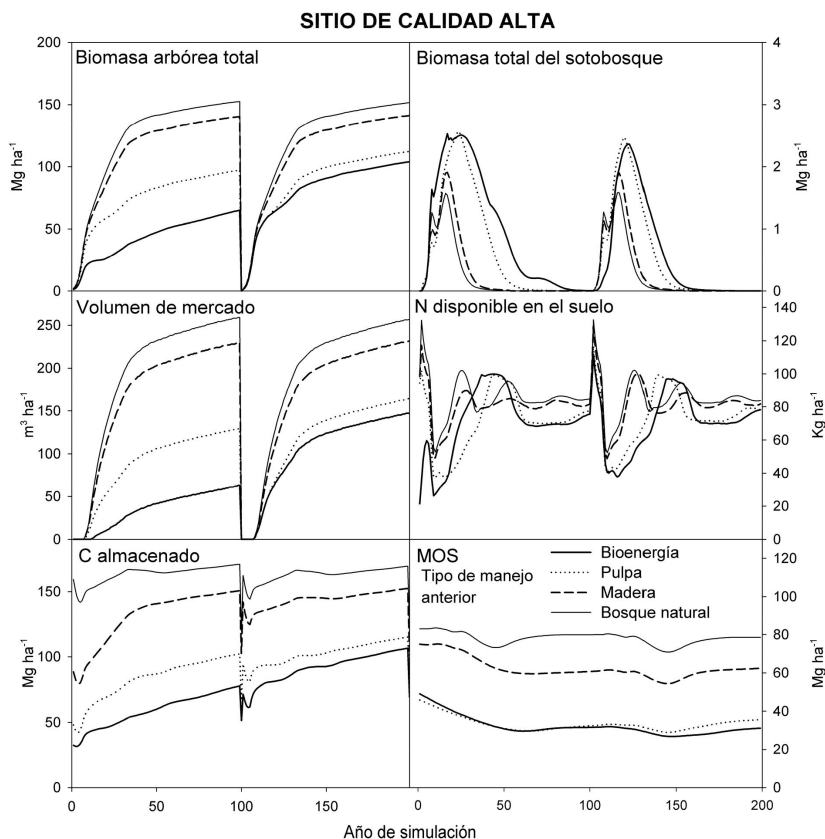


Figura 14. Evolución temporal simulada de un bosque natural de *Pinus caribaea* regenerado después de que tres estrategias de manejo diferente (descritas en el texto) hayan concluido, en un sitio de calidad alta (índice de sitio 25 m a los 50 años), para un total de 200 años de simulación. MOS: Materia orgánica del suelo

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 aún 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 variable 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 (Figura 14).

Una discusión más detallada y profunda puede encontrarla el lector en Blanco y González (2010). 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, Bouwman, Parson & Keller, 1994; Hughes, Kauffman & Cummings, 2002).

Ventajas e inconvenientes de modelos ecológicos complejos

Como ha podido apreciarse este modelo ha sido ampliamente utilizado en una gran variedad de aplicaciones de manejo forestal, como son: (1) el establecimiento de la materia orgánica del suelo como un indicador de la sostenibilidad relativa de diferentes alternativas de manejo del rodal; (2) la evaluación de la capacidad de fijación de carbono en diferentes ecosistemas incluyendo un país tropical como Cuba en ambos aspectos; (3) el análisis de la utilidad del sistema de cortas en dos fases en los bosques mixtos; (4) el estudio del impacto del fuego y las cortas en la productividad a largo plazo en pinares y (5) en la aplicación de un sistema de apoyo a la decisión que utiliza una jerarquía de modelos espaciales y no espaciales para la evaluación de diferentes estrategias de manejo forestal con múltiples objetivos.

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, Welham, Seely & Van Rees, 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). 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. 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.

El uso de un modelo en la gestión forestal como FORECAST por ejemplo, depende de varios factores. En primer lugar, el modelo debe ser adecuado para los objetivos escogidos. Si se pretende explorar el comportamiento de un rodal a largo plazo, el uso de modelos basados en procesos fisiológicos diseñados para simular variaciones en plantas individuales no es muy adecuado. En segundo lugar, debe ser posible revisar y entender las reglas y principios en los

cuales el modelo está basado, a la vez que debe poder probarse el modelo para las condiciones de uso particulares de cada rodal (Wallman et al., 2002). Esto implica que la mayoría de los modelos actuales, desarrollados para latitudes altas de América o de Europa, necesitan una comprobación rigurosa en condiciones mediterráneas, subtropicales o tropicales, ya que no suelen contemplar las particularidades de los ecosistemas más meridionales, como una respuesta diferente de la descomposición a las claras (Blanco et al., 2003), o la mayor importancia de la biomasa subterránea en bosques perennes de hoja ancha respecto a los de coníferas. En tercer lugar, debe tenerse en cuenta la escala, tanto espacial como temporal, ya que los modelos difícilmente se integran en escalas diferentes a las empleadas en su desarrollo (Agren et al., 1991).

Uno de los principales inconvenientes en el uso del modelo FORECAST en Cuba ha sido la búsqueda de un grupo de parámetros para ajustar el modelo en las condiciones que ha sido concebido. Para resolver este problema se ha tenido que buscar muchas informaciones de otras investigaciones realizadas por diversos autores que le han dado a los resultados un cierto grado de incertidumbre, que con el monitoreo futuro de investigaciones de campo darán mayor precisión a los resultados ya obtenidos. Dado que los principales usuarios de los modelos mencionados hasta ahora y otras herramientas de modelización forestal son los gestores forestales, es importante que el flujo de información entre los científicos que desarrollan los modelos y los gestores forestales que los necesitan se mejore para construir modelos que se adapten mejor a sus objetivos. Los científicos necesitan proporcionar a los gestores no solamente predicciones cuantitativas, sino también información sobre la certeza de las predicciones de los modelos de manejo forestal (Blanco et al., 2007). Una predicción muy precisa pero a la vez muy incierta podría no ser mejor para el diseño de un plan de manejo forestal que una predicción mas vaga que sin embargo es más certera. Independientemente del método utilizado para predecir la evolución futura del bosque, el sistema debe ser monitoreado, o lo que es lo mismo, una colección de distintas variables deben ser tomadas de forma continua a lo largo del tiempo, para poder comprobar la certeza de las predicciones proporcionadas por los modelos y si es necesario, revisar la calibración de los mismos y producir nuevas predicciones que incluyan la nueva información obtenida. Predecir y monitorear son por lo tanto la clave para conseguir un manejo adaptativo, en el cual los planes de manejo se adaptan para responder a los resultados observados en el ecosistema y para incluir la nueva información conseguida. Ambas herramientas están inextricablemente unidas. Por lo tanto, la evaluación de la adecuación de las acciones implementadas necesariamente implica la medición del rendimiento del sistema manejado y la comparación de ese rendimiento con las predicciones realizadas por medio de los sistemas utilizados para la predicción del desarrollo futuro de los ecosistemas forestales. Por esta razón, uno de los principales objetivos en el futuro buscar distintas series de datos históricos en una gran variedad de ecosistemas forestales distintos sitios de Cuba, como lo han hecho los investigadores que han desarrollado el modelo FORECAST en la Columbia Británica en Canadá.

5. Conclusiones

1. Las tablas de crecimiento y producción en Cuba son modelos estadísticos que utilizan una amplia base de datos reales observados en el campo, los cuales hacen posible interpolaciones de producciones futuras utilizando datos de rodales similares de una forma estática. Estos no simulan ningún tipo de proceso biológico y por lo tanto no están diseñados para proyectar los efectos del manejo sobre la producción de madera y de una amplia variedad de otros productos y valores no relacionados con la madera. Por estas razones, estos modelos no proveen una base adecuada para comparar los impactos de diferentes estrategias de manejo del bosque en múltiples recursos, ni son convenientes para análisis a nivel de población de varias medidas o indicadores de sostenibilidad. Sin embargo, en condiciones estables en las que se sabe que los determinantes del crecimiento y desarrollo del bosque en el futuro no van a diferir en gran medida de las condiciones presentes, estos modelos tienen la gran ventaja de utilizar datos reales que han sido observados en el bosque. Además, requieren muy poco trabajo para su calibración y uso, a parte de datos básicos que definen las características básicas del árbol o del rodal. En estas condiciones, el uso de tablas de crecimiento y producción podría ser el más conveniente.
2. La extracción de bajo impacto como la implantación de las operaciones de aprovechamiento forestal planificadas de forma intensiva y cuidadosamente controladas a fin de reducir a un mínimo el impacto sobre el ecosistema forestal, obtener el máximo de beneficio y a un costo aceptable, viene siendo una tendencia en Cuba. Este concepto no es muy difundido, porque también no se recoge en la legislación de muchos países, en el caso de Cuba se ha trabajado para que el modelo sea concebido basado en la sostenibilidad del aprovechamiento y no en la mayor ganancia de las empresas forestales a corto plazo. Por otra parte al interrelacionar los factores calidad, diámetro y longitud de las trozas con el troceo y los diagramas de corte mediante la aplicación de procedimientos matemáticos se puede elevar la efectividad del proceso de conversión primaria a partir de la búsqueda de una expresión que garantice el volumen máximo de madera aserrada.
3. FORECAST es un modelo de manejo forestal no espacial a nivel de rodal, que utiliza un enfoque híbrido, en el cual datos silvícolas (crecimiento y producción), combinados con datos ecológicos (tasas de descomposición, concentración de nutrientes, eficiencia fotosintética, etc.) son empleados para estimar tasas de procesos ecosistémicos relacionados con la productividad y los requerimientos de recursos de las especies seleccionadas, permitiendo simular el crecimiento futuro del bosque bajo diferentes alternativas de manejo. Este modelo ha sido ampliamente utilizado en una gran variedad de aplicaciones de manejo forestal, tales como el uso de la materia orgánica del suelo como un indicador de la sostenibilidad, la evaluación de la capacidad de fijación de carbono en ecosistemas, el análisis de la utilidad del sistema de cortas, el análisis de los efectos de fertilización en pinares caribeños, el estudio del impacto del fuego y las cortas en la productividad a largo plazo en pinares, la proyección de la productividad del rodal, y el análisis de las posibles causas de la disminución de la

productividad en plantaciones. En todos los casos, el modelo se comportó de una forma más que adecuada produciendo predicciones suficientemente fiables, dentro de las limitaciones que siempre deben tenerse en cuenta al utilizar modelos ecológicos. En el capítulo se ha explorado la influencia del manejo en la recuperación ecológica de plantaciones de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* en el occidente cubano por medio de este modelo. 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. En conclusión, nuestros resultados muestran cómo el legado del manejo forestal puede ser un factor clave en acelerar o retrasar la recuperación de los bosques, 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.

Referencias

Agren, G.I., & Bosatta, E. (1996). *Theoretical Ecosystem Ecology. Understanding element cycles*. Cambridge: Cambridge University Press.

Agren, G.I., McMurtrie, R.E., Parton, W.J., Pastor, J., & Shugart, H.H. (1991). State-of-the-Art of models of production-decomposition linkages in conifer and grassland ecosystems. *Ecological Applications*, 1, 118-138. <http://dx.doi.org/10.2307/1941806>

Aldana, E. (1983). *Ein Beitrag zur Waldinventur in Kuba dargestellt an untersuchungen in der Kierfernwäldern in der oberförsterei Cajálbana*. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales), TU. Dresde. 222.

Álvarez, D., & Egas, A.F. (2002). Factores fundamentales para aumentar los rendimientos de madera aserrada en aserraderos con sierras de banda. *Revista Avances. CIGET, Pinar del Río*, 4(2), abril-junio. ISSN 1562-329.

Álvarez, D., Egas, A.F., Chávez, P., Estévez, I., & García, J.M. (2003). Análisis matemático para incrementar la eficiencia de los aserraderos. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del ambiente*, 9(1), 89-94.

Álvarez, D., Egas, A.F., Estévez, I., Guevara, M., & González, M. (2007). Valoración matemática para incrementar la eficiencia en los aserraderos. *Revista Avances, CIGET, Pinar del Río*, 9(1), 1-10.

Álvarez, D., Estévez, I., Domínguez, A., García, O., Alaejos, J., & Rodríguez, J.C. (2010). Improvement the lumber recovery factory with low environmental impact in Pinar del Río, Cuba. *The international Forestry Review*, 12(5), 303.

Álvarez, P., & Varona, J. (2006). *Silvicultura*. Tercera Edición. Ciudad de la Habana, Cuba: Editorial Félix Varela. 354.

Amaral, P., Veríssimo, A., & Barreto, P.E. (1998). *Floresta para sempre: um manual para a produção de madeira na Amazônia*. Belém: UFPA. 155.

Ares, E. (1999). *Tablas Dasométricas para bosques naturales de Pinus tropicalis Morelet para la EFI La Palma*. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río, Cuba. 100.

Báez, R. (1988). *Estudio dasométrico de plantaciones de Casuarina equisetifolia Forst. En suelos cenagosos de la provincia de La Habana*. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Agrícolas). ISAAC "Frutoso Rodríguez" INCA. 125.

Báez, R., & Gra, H. (1988). Estudios dasométricos en *Casuarina equisetifolia*. I. Tablas de volumen. *Revista Forestal Baracoa*, 18(2), 41-52.

Barclay, H.J., & Hall T.H. (1986). *Shawn: A model of Douglas-fir Ecosystem Response to Nitrogen Fertilization and Thinning: A Preliminary Approach*. Forestry Canada, Pacific Forestry Centre. Victoria B.C., 30.

Barrero, H. (2010). *Modelo integral de crecimiento perfil del fuste, grosor de corteza y densidad de la madera para Pinus caribaea Morelet var. caribaea Barret y Golfari. Estudio de caso EFI Macurije*. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales), Universidad de Pinar del Río, Cuba. 101.

Battaglia, M., & Sands, P.J. (1998). Process – based forest productivity models and their application in forest management. *For. Ecol. Manage.*, 102, 13-32.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00112-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00112-6)

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 Canadian *Journal of Forest Research*, 37, 1615-1630. <http://dx.doi.org/10.1139/X07-018>

Blanco, J.A. (2007). The representation of allelopathy in ecosystem-level forest models. *Ecological Modelling*, 209, 65-77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.06.014>

Blanco, J.A., & González, E. (2010). El legado del manejo forestal en bosques tropicales: análisis de su influencia a largo plazo por medio de modelos ecosistémicos. *Forest System* 19(2), 249-262.

Blanco, J.A., González, E., & Haynes, P. (2008). *Evaluación del modelo FORECAST en ecosistemas forestales de Norteamérica y el Caribe*. V SIMFOR, Pinar del Río, Cuba. ISBN 978-959-16-0655-6.

Blanco, J.A., Imbert, J.B., Ozcáriz, A., & Castillo, F.J. (2003). Decomposition and nutrient release from *Pinus sylvestris* L. leaf litter in stands with different thinning intensity (2000-2002). I.U.F.R.O. Meeting "Silviculture and sustainable management in mountain forests in the western Pyrenees (Navarra, España)". Pamplona, España. Septiembre, 15-19.

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.

<http://dx.doi.org/10.1139/X07-041>

Blanco, J.A., Zavala, M.A., Imbert, J.B., & Castillo, F.J. (2005). Sustainability of forest management practices: Evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *For. Ecol. Manage.* 213, 209-228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.042>

Bravo, J.A. (2010). *Aplicación del método Bootstrap en la simulación en Parcelas Permanentes de Muestreo*. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río, Cuba. 100.

Bossel, H., & Schafer, H. (1989). Generic simulation model of forest growth, carbon and nitrogen dynamics and application to tropical acacia and European spruce. *Ecological Modelling*, 48, 221-265. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800\(89\)90050-1](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800(89)90050-1)

Cándano, F. (1998). *Propuesta para incrementar la eficiencia del sistema de aprovechamiento de madera en rodales de Pinus caribaea en la provincia de Pinar del Río-Cuba*. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río. 141.

Cándano, F., Pinto, A.M., & Martínez, J.L. (2012). Optimización de costo del sistema de aprovechamiento de madera en bosques naturales de *Pinus caribaea*. Universidad de Lavras, *Revista Cerne*, 18(1), 33-40. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602012000100005>

De Nacimiento, J. (1979). Tabla de surtidos para *Pinus tropicallis*. *Revista Forestal Baracoa*, 9(1-2), 36.

De Nacimiento, J., González, O., Benítez, H., Abreu, E., & Pérez, J. (1983). Tabla preliminar de rendimiento para *Pinus caribaea*. Pinar del Río. *Revista Forestal Baracoa*, 13, 57-103.

Dixon, R.K., Meldahl, R.S., Ruark, G.A., & Warren, W.G. (1990). Process Modelling of Forest Growth Responses to Environmental Stress. *Timber Press, Portland, OR*, 422.

Dykstra, D.P., & Heinrich, R. (1996). Model Code of Forest Harvesting Practices. *Forestry Paper*, 133. *Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome*. 85.

Egas, A.F. (1998). *Consideraciones para incrementar la eficiencia de los aserraderos de la provincial de Pinar del Río*. Tesis (en opción al grado de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río, Cuba. 100.

FAO. (2004). *Reduced Impact Logging in Tropical Forests. Literature Synthesis, Analysis and Prototype Statistical Framework*. 287.

FAO. (2012). *El Estado de los Bosques del Mundo*. 47.

Fidalgo, D., & García, I. (2005). Tablas de producción para plantaciones jóvenes de *Tectona grandis*, Guisa, Granma. *II Encuentro de Jóvenes Investigadores Forestales*. DEFORS.

Fox, T. (2000). Sustained productivity in intensively manager plantations. *For. Ecol. Manage.*, 138, 187-202. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00396-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00396-0)

Galindo-Leal, C., & Bunnell, F.L. (1995). Ecosystem management: implications and opportunities of a new paradigm. *Forestry Chronicle*, 71, 601-606.

García, I. (1983). Investigaciones para la elaboración de una tabla de rendimiento preliminar para el *Pinus caribaea* var. *caribaea*. *II Foro Multisectorial de la ACC en Pinar del Río*.

García, I. (2004). *Bases para el control y planificación del Pinus caribaea Morelet var. caribaea Barret y Golfari en la provincia de Pinar del Río*. Tesis (en opción al título de Master en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río, Cuba. 49.

García, I., Aldana, E., & Zaldívar, A. (2004). Tablas de rendimiento y crecimiento para La EFI Macurije. *Memorias del III SIMFOR*. ISBN 959-16-0261-X. Cuba.

González, E. (1986). *Beitrag zur Durchforstung von Pinus caribaea var. caribaea in Kuba* (en alemán). Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad Técnica de Dresde, Alemania. 139.

González, E. (2008). Un modelo para ralea rodales de *Pinus caribaea* var. *caribaea* en Pinar del Río, Cuba. *Actas del 5º Simposio Internacional del Manejo Sostenible de los Recursos Forestales (SIMFOR)*. Pinar del Río, Cuba. 22-26 abril. ISBN 978-959-16-0655-6.

González, M. (1999). *Determinación del número inicial por hectárea mas adecuado para el establecimiento de plantaciones de Pinus caribaea var. caribaea*. Tesis (en opción al título de Master en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río, Pinar del Río, Cuba. 53.

González, Y. (2007). *Evaluación del comportamiento de la hojarasca de Pinus caribaea var. caribaea en rodales de la Unidad Silvícola "Los Jazmines"*. Trabajo de Diploma. Universidad de Pinar del Río, Cuba. 46.

González, I., Acosta, A., & Álvarez, D. (2008). Influencia de la posición radial sobre las deformaciones de la madera aserrada. *Revista Forestal Baracoa*, 27(1), 13-19.

Gra, H., Lockow, K., Vidal, A., Rodríguez, J., Echeverría, M., & Figueroa, C. (1990). *Tablas de Volumen y surtido y densidad del Pinus caribaea en plantaciones puras para Cuba*. Informe etapa 509-09.24.

Grote, R., Suckow, F., & Bellmann, K. (1998). Modelling of carbon-, nitrogen- and water balances in Scots pine stands. In: Hüttl R.F., Bellmann K. (Eds.), *Changes of atmospheric effects on forest ecosystems*. London: Kluwer Academia Publishers. 251-281.

http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-9022-8_14

- Haynes, P. (2006). *Aplicación de FORECAST, un modelo ecosistémico híbrido, en rodales de Pinus caribaea var. caribaea en Pinar del Río (Cuba)*. Trabajo de Diploma, Universidad de Pinar del Río, Cuba, 77 p.
- Herrero, G. (2001). *Nutrición de plantaciones de Pinus caribaea var. caribaea: Respuesta a la fertilización y métodos de diagnóstico*. Tesis (en opción al título científico de Doctor en Ciencias Forestales). INCA. La Habana, Cuba. 126 p.
- Herrero, J., Renda, A., González-Abreu, A., Gra, H., De Nacimiento, J., González, A. et al. (1985). Manejo del *Pinus caribaea var. caribaea* en las zonas de "Alturas de Pizarras", provincia de Pinar del Río. CIDA, Ciudad de la Habana. *Boletín de reseñas forestales*, 3, abril, 60.
- 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. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-001-0069-1>
- Instituto de Suelos. (1980). *Génesis y clasificación de los Suelos de Cuba*. ACC. La Habana. 315.
- Khadka, M. (2005). *Aboveground biomass of Pinus caribaea*. MSc. dissertation BOKU University, Vienna. 45.
- Killmann, W., Bull, G.Q., Schwab, O., & Pulkki, R.E. (2002). *Reduced impact logging: does it cost or does it pay?: applying reduced impact logging to advance sustainable Forest management*. Bangkok: Asia-Pacific Forestry Commission. 107-124.
- Kimmins, J.P. (1988). Community organization: methods of study and prediction of the productivity and yield of forest ecosystems. *Canadian Journal of Botany*, 66, 2654-2672. <http://dx.doi.org/10.1139/b88-361>
- Kimmins, J.P. (1990). Modelling the sustainability of forest production and yield for a changing and uncertain future. *Forestry Chronicle*, 66, 271-280.
- Kimmins, J.P. (2004). *Forest Ecology. A foundation for sustainable management and environmental ethics in forestry*. 3rd Edition. New Jersey: Prentice Hall. 380.
- Kimmins, J.P. (2008). From science to stewardship: Harnessing forest ecology in the service of society. *For. Ecol. Manage.*, 256, 1625-1635. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.057>
- 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. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00138-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00138-6)
- 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.

Kirschbaum, M.U.F. (1999). CenW, a forest growth model with linked carbon, energy, nutrient and water cycles. *Ecological Modelling*, 118, 17-59.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00020-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00020-4)

Komarov, A., Chertov, O., Zudin, S., Nadporozhskaya, M., Mikhailov, A., Bykhovets, S., Zudina, E., & Zoubkova, E. (2003). EFIMOD 2 - a model of growth and cycling of elements in boreal forest ecosystems. *Ecological Modelling*, 10, 373-392.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00240-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00240-0)

Korzukhin, M.D., Ter-Mikaelian, M.T., & Wagner, R.G. (1996). Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management? *Canadian Journal of Forest Research*, 26, 879-887. <http://dx.doi.org/10.1139/x26-096>

Landsberg, J. (2003). Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 385-397.

<http://dx.doi.org/10.1139/x02-129>

Margalef, R. (1995). *Ecología*. Barcelona, España: Ediciones Omega, S. A. 951.

Mohren, G.M.J., & Burkhart, H.E. (1994). Contrasts between biologically-based process models and management-oriented growth and yield models. *Forest Ecology and Management*, 69, 1-5.

[http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)90215-1](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(94)90215-1)

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. *Forest Ecology and Management*, 94, 61-78.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03984-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03984-9)

Organización Internacional de Maderas Tropicales (OIMT) (2001). Explotación de Impacto Reducido. Resultados del último periodo de sesiones del consejo. *Actualidad Forestal Tropical*, 9(2), 32.

Padilla, G. (1999). *Tablas dasométricas para plantaciones de Pinus tropicalis Morelet*. Tesis (en opción de grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río, Cuba. 83.

Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C., & Ojima, D.S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1173-1179. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>

Pastor, J., & Post, W.M. (1985). *Development of a Linked Forest Productivity-Soil Process Model*. Oak Ridge Nat. Lab., Oak Ridge. 162.

Peña, Y., González, I., & Álvarez, D. (2010). Análisis de las deformaciones como medidor de calidad en la madera aserrada de *Pinus caribaea* var. *Caribaea* Morelet. Estudio de caso: Para el sector constructivo Pinar del Río. *Revista Forestal Baracoa, Edición Especial*, 29. La Habana. Cuba.

- Peñalver, A. (1991). *Estudio del crecimiento y rendimiento de las plantaciones de Eucalyptus sp., de la provincia de Pinar del Río*. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río, Cuba. 100.
- Prodan, M., Peters, R., Cox, F., & Real, P. (1997). *Mensura Forestal. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. Proyecto IICA/GTZ sobre agricultura, recursos naturales y desarrollo sostenible*. San José, Costa Rica. 561.
- 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.
<http://dx.doi.org/10.2307/1941940>
- Running, S.W. (1984). Documentation and Preliminary Validation of H2OTRANS and DAYTRANS, Two Models for Predicting Transpiration and Water Stress in Western Coniferous Forests. *US For. Serv. Res., OR*. 45.
- 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.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00303-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00303-1)
- Seely, B., Nelson, J., Wells, R., Meter, B., Meitner, M., Anderson, A. et al. (2004). The application of a hierarchical, decision support system to evaluate multi-objective forest management strategies: a case study in northeastern British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management*, 199, 283-305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.05.048>
- Sessions, J. (1992). Cost control in forest harvesting and road construction. Rome: FAO, Forestry paper, 99, 106.
- Shugart, H.H. (1998). *Terrestrial ecosystems in changing environments*. Cambridge: Cambridge University Press. 539.
- 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. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00099-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00099-6)
- Sollins, P.A., Brown, A.T., & Swartzman, G. (1979). CONIFER: a model of carbon and water flow through a coniferous forest (revised documentation). *Coniferous Forest Biome. Bulletin*, 15, University of Washington, Seattle, Washington, USA.
- Sverdrup, H., & Svensson, M.G.E. (2002). Defining sustainability. En: Sverdrup, H., Stjernquist, I. (Eds.) *Developing principles and models for sustainable forestry in Sweden*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 21-32.
- Thomasius, H. (1974). Reisebericht-Vorlage zum Sommerkurs der Universität Habana-Sommerkurs.

Valdez, L. (2000). Ecuaciones para estimar volumen comercial y total en rodales aclareados de *Pinus patula* en Puebla, México. Colegio postgraduado. Montecillo, México. *Agrociencia*, 34(6), 747-758.

Vanclay, J.K., & Skovsgaard, J.P. (1997). Evaluating forest growth models. *Ecol. Model.*, 98, 1-12.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(96\)01932-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(96)01932-1)

Vidal, A., Benítez, J.Y., Rodríguez, J., Carlos, R., & Gra, H. (2004). Estimación de la biomasa de copa para árboles en pie de *Pinus caribaea* var. *caribaea* en la EFI La Palma de la provincia de Pinar del Río, Cuba. *Quebracho*, 11, 60-66.

Wallman, P., Sverdrup, H., Svensson, M.G.E., & Alveteg, M. (2002). Integrated modelling. Developing principles and models for sustainable forestry in Sweden. Sverdrup H., Stjernquist I. (Eds.). Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 57-83.
http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-9888-0_5

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. 70-79.

Wei, X., Kimmins, J.P., & Zhou, G. (2003). Disturbances and the sustainability of long-term site productivity in lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia – an ecosystem modeling approach. *Ecological Modelling*, 164, 239-256.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00062-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00062-0)

Welham, C., Seely, B., & Kimmins, H. (2002). The utility of the two-pass harvesting system: an analysis using the ecosystem simulation model FORECAST. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 1071-1079. <http://dx.doi.org/10.1139/x02-029>

Welham, C., Seely, B., Van Rees, K., & Kimmins, H. (2007). Projected long-term productivity in Saskatchewan hybrid poplar plantations: weed competition and fertilizer effects. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 356-370. <http://dx.doi.org/10.1139/x06-227>

Winkler, N. (1997). Aprovechamiento forestal compatible con el medio ambiente: ensayo sobre la aplicación del Código Modelo de la FAO en la Amazona Brasileña. Roma: FAO. *Estudio monográfico*, 8, 84.

Zaldívar, A. (2000). *Estudio dasométrico de plantaciones de Hibiscus elatus SW en la provincia de Pinar del Río*. Tesis (en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río, Cuba. 99.

Apéndice técnico: Ejemplo del cálculo de la distancia promedio de arrastre

Teniendo en consideración lo expuesto, se realiza este trabajo con el objetivo de minimizar el costo del sistema de aprovechamiento de madera en bosques de *Pinus caribaea*, a partir de la interacción entre el costo de camino y del arrastre de madera en base a la densidad de camino y patios de carga. Con el auxilio del sistema automatizado PACE (Sessions, 1992), se calculó el costo de las operaciones. Para el cálculo del costo por unidad de producción, referente a caminos y patios de carga se puede usar la siguiente expresión:

$$Cucp = \frac{Cr * (Ep/10^3) + Cp}{Va * Ec * Ep/10^4} \quad (1)$$

Donde:

Cucp – Costo unitario de caminos y patios de carga, (\$/m³).

Cr – Costo de construcción del camino, (\$/km).

Va – Volumen de madera utilizada por unidad de área, (m³/ha).

Cp – Costo de construcción de patio, (\$).

Ec – Espaciamiento promedio entre caminos (m).

Ep – Espaciamiento promedio entre patios (m).

Para el cálculo del costo de arrastre de madera se utilizó la expresión:

$$Cua = \frac{Cef + Cev + Cem}{Vc * (60 - Ti)} \frac{da}{Vrsc} + Ta + \frac{da}{Vrcc} + Td \quad (2)$$

Donde:

Cua – Costo unitario de arrastre de madera, (\$/m³).

Cef – Costo fijo del tractor, (\$/h).

Cev – Costo variable del tractor, (\$/h).

Cem – Costo de mano de obra, (\$/h).

Vc – Volumen promedio arrastrado por el tractor, (m³).

Ti – Tiempo de interrupciones, (min/h).

da – Distancia promedio de arrastre, (m).

Vrsc – Velocidad sin carga del tractor, (m/min.).

Vrcc – Velocidad con carga del tractor, (m/min.).

Ta – Tiempo de amarre de la madera, (min.).

Td – Tiempo de desamarre, (min.).

Como la distancia de arrastre (da), es una función del espaciamiento promedio entre caminos y entre patios e interviene en el costo de construcción de caminos y también en el costo del arrastre, se utilizó la expresión que sirve de interacción entre ambas operaciones (Figura A1):

$$da = \{1/3 * [(0,5 * Ec)^2 + (Ep)^2]\}^{0,5} + 1/3 * [(0,25 * Ec)^2 + (0,5 * Ep)^2]\}^{0,5} * k \quad (3)$$

Donde:

Ec - Espaciamiento promedio entre caminos, (m).

Ep - Espaciamiento promedio entre patios, (m).

k - Coeficiente de sinusidad, ($k \geq 1$). Relación entre la distancia real de arrastre y la distancia teórica.

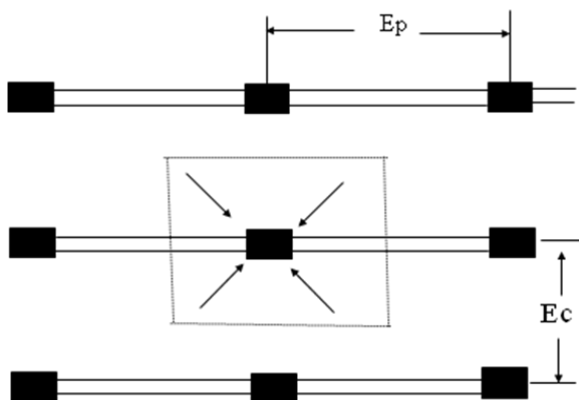


Figura A1. Esquema sobre la interacción caminos, patios y distancia de arrastre

Resultados de la interacción de los costos de caminos y patios con el costo del arrastre

Basado en valores encontrados en las investigaciones, (Cándano, 1998), se obtuvo un costo total de caminos y patios de 2,06\$/m³ y un costo de arrastre de madera de 2,25 \$/m³.

$$C_{cup} = \frac{9\,858,36 * (106/10^3) + 75,96}{125 * 410 * 106/10^4}$$

$$C_{ua} = \frac{10,36 + 10,18 + 1,26}{2,24 * (60 - 9)}$$

$$\frac{138,33}{86} + 6,11 + \frac{138,33}{68} + 2,07$$

$$C_{cup} = (9\,858,36 * 0,106 + 75,96) / 543,25$$

$$C_{cup} = 1\,044,99 * 75,96 / 195,57$$

$$C_{cup} = 1\,120,95 / 195,57$$

$$C_{cup} = 2,06 \text{ \$/m}^3$$

$$C_{ua} = 21,8 / (91,8 / (1,61 + 6,11 + 2,03 + 2,07))$$

$$C_{ua} = 21,8 / (114,53 / 11,82)$$

$$C_{ua} = 21,8 / 9,69$$

$$C_{ua} = 2,25 \text{ \$/m}^3$$

Sustituyendo los valores de espaciamiento promedio se obtiene la distancia media de arrastre.

$$Da = \{0,333 * [(0,5 * 410)^2 + (106)^2]^{0,5} + 0,333 * [(0,25 * 410)^2 + (0,5 * 106)^2]^{0,5}\} * 1,20$$

$$da = \{0,333 * [(42\ 025 + 11\ 236)]^{0,5} + 0,333 * [(10\ 506,25 + 2\ 809)]^{0,5}\} * 1,20$$

$$da = \{0,333 * 230,78 + 0,333 * 115,39\} * 1,20$$

$$da = \{76,85 + 38,43\} * 1,20$$

$$da = 138,33m.$$

Para una distancia promedio de arrastre de 138,33 m el costo total es de 4,31\$/m³. Al sustituir los valores óptimos de distancia promedio de caminos y de patios, 721,12 y 123,01 respectivamente.

$$Cucp = \frac{9\ 858,36 * (123,01/10^3) + 75,96}{125 * 721,12 * 123,01/10^4}$$

$$Cua = \frac{10,36 + 10,18 + 1,26}{2,24 * (60 - 9)}$$

$$\frac{228,35}{86} + 6,11 + \frac{228,35}{68} + 2,07$$

$$Cuc = 1,16 \$/m^3$$

$$Cua = 2,70 \$/m^3$$

Con el aumento de la distancia o espaciamiento promedio entre caminos y entre patios, la distancia promedio de arrastre aumenta 90 m, disminuyendo la productividad del tractor arrastrador y aumentando el costo del arrastre. En compensación disminuye significativamente el costo de caminos y patios por metro cúbico.

$$da = \{0,333 * [(0,5 * 721,12)^2 + (123,01)^2]^{0,5} + 0,333 * [(0,25 * 721,12)^2 + (0,5 * 123,01)^2]^{0,5}\} * 1,20$$

$$da = \{0,333 * 380,97 + 0,333 * 190,48\} * 1,20$$

$$da = \{126,86 + 63,43\} * 1,20$$

$$da = 228,35m.$$

El resultado final del proceso de optimización reduce la densidad de camino de 24,39 m/ha para 13,87 m/ha. Cada 100 ha de bosque se reduce 1 km de camino, disminuyendo el impacto por la construcción de estos y reduce 0,45 \$/m³ el proceso de aprovechamiento.