

SOSTENIBILIDAD DE LAS PRÁCTICAS FORESTALES EN MASAS DE *PINUS SYLVESTRIS* L. EN EL PIRINEO NAVARRO. EVALUACIÓN MEDIANTE UN MODELO DE PROCESO

J.A. Blanco Vaca ¹, M.A. Zavala Gironés ², J.B. Imbert Rodríguez ¹ y F.J. Castillo Martínez

¹ Departamento de Ciencias del Medio Natural. Universidad Pública de Navarra. 31006-PAMPLONA. (Navarra-España). Correo electrónico: federico.castillo@unavarra.es

² Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá. Edificio de Ciencias. 28871-ALCALÁ DE HENARES (Madrid-España)

Resumen

Los métodos selvícolas de extracción pueden reducir la fertilidad del medio en función del método de aprovechamiento, la intensidad y frecuencia de las cortas y la calidad de la estación, y todo ello debe evaluarse para conseguir una gestión forestal sostenible. En este trabajo los cambios en las reservas de nutrientes fueron evaluados utilizando un modelo de simulación de la circulación de nutrientes en el rodal. El modelo se parametrizó con datos de tres años de parcelas control y aclaradas en dos bosques de *Pinus sylvestris* L. del Pirineo navarro de calidad contrastada. El modelo describe los flujos principales de circulación de nutrientes en el rodal: desfronde, descomposición, absorción y manejo. Tras validar el modelo se investigó el efecto de distintos niveles de intensidad y frecuencia de claro, extrayendo todo el árbol o sólo el fuste. Se comprobó que la sostenibilidad está determinada por las características locales del rodal, así como la necesidad de estudiar al menos los dos nutrientes más expuestos a la sobreexplotación (N y P). En ningún caso la extracción del árbol completo fue recomendable por el descenso provocado en la reserva de nutrientes. El modelo se mostró como una herramienta útil de diagnóstico de la sostenibilidad de las prácticas actuales.

Palabras clave: *Claras, Ciclo de nutrientes, Método de aprovechamiento, STELLA*

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 pre-

vista a largo plazo de las reservas de nutrientes en el ecosistema. Para realizar este diagnóstico, una de las herramientas más útiles son los modelos de ciclos de nutrientes, 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 mediterráneas, ya que algunos procesos ecológicos son afectados por la silvicultura

de forma diferente a la registrada en latitudes más altas (BLANCO et al., 2003). En este trabajo se ha comparado la sostenibilidad de diferentes planes de claras en *Pinus sylvestris* L. utilizando datos de fácil adquisición. Los objetivos de este trabajo fueron: (1) estudiar la influencia de las características locales en la circulación de nutrientes; (2) analizar la importancia de cada uno de los factores que definen un plan de claras en la sostenibilidad de esta práctica selvícola y (3) comprobar la sostenibilidad de las recomendaciones tradicionales de gestión en relación a la pérdida de nutrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El modelo ha sido desarrollado para su uso en bosques de *Pinus sylvestris* L. del Pirineo occidental de Navarra en dos localidades de características contrastadas. La localidad situada a menor altitud (Aspurz), tiene una altitud de 642 m, 912 mm/año de lluvia, 12,0 °C de temperatura media y un índice de calidad I. La otra localidad (Garde) está a 1335 m, con 1268 mm/año, 8,2 °C de temperatura media y un índice de calidad III. Para formular el modelo se utilizaron las aproximaciones más simples para calcular la variación de las reservas de N, P, K, Ca y Mg, aunque en esta comunicación sólo se presentan los resultados para el N y P. Todos los procesos fueron simulados por medio del programa STELLA Research 5.1.1. Este modelo de simulación se basó en el balance de masas del ciclo interno de nutrientes. Este tipo de modelos son simples pero útiles en la gestión forestal (VERBUG & JOHNSON, 2001). El incremento del tiempo se realizó en pasos de un año. Se asumió que la retroalimentación del suelo sobre los árboles estaba incluida en la función empírica de crecimiento (TIKTAK & VAN GRINSVEN, 1995; AGREN & KNECHT, 2001). Para determinar las funciones de crecimiento se usó el modelo SILVES (DEL RÍO & MONTERO, 2001), con correcciones por medio de las tablas de producción descritas para Navarra por (PUERTAS, 2003). Los datos de campo se recogieron utilizando un diseño experimental mediante el cual se establecieron 9 parcelas de ensayo en cada localidad, con tres parcelas como testigo, otras tres en las que se cortó

el 20% del área basal y en las tres últimas se retiró el 30% del área basal. Las ecuaciones alométricas de relación de acículas, ramas y fustes con el diámetro del árbol se determinaron con datos de campo. Se asumió que las raíces suponían una fracción constante del total de nutrientes presentes en el árbol (MALKONEN, 1974). El desfronde se consideró como una fracción constante de la masa aérea del árbol (KIMMINS et al., 1999) y fue caracterizada experimentalmente durante dos años y medio por medio de la técnica de las trampas de hojarasca, recogiendo nueve datos por parcela cada mes.

La retranslocación se calculó como la diferencia de concentración entre ambos tipos de acículas, determinándose las concentraciones mediante muestras de acículas verdes y senescentes (recogidas bimensualmente durante un año, de tres árboles por parcela). La retranslocación de raíces y del material leñoso se consideró nula. La absorción radicular se calculó como la necesaria para cubrir las necesidades de los árboles (WARING & RUNNING, 2001), siendo igual a la suma de los nutrientes empleados en el crecimiento de acículas, ramas, fustes y raíces, y además debía compensar las pérdidas por desfronde de ramas y acículas así como la incorporación al suelo de material radicular (exudados + raíces muertas). La descomposición de acículas y leñas se simuló asumiendo que ambas fracciones estaban compuestas por un único tipo de material que sufre unas pérdidas de masa a lo largo del tiempo, según la ecuación propuesta por (OLSON, 1963). Para simplificar el modelo se consideró que la hojarasca estaba formada por una colección de acículas en descomposición caídas en años diferentes, que no variaban su composición química a lo largo de la descomposición y que tenían una tasa de descomposición igual en todos los casos. La mineralización se calculó como la diferencia de nutrientes existente en la hojarasca en el año en curso y la que había el año anterior. Las tasas de descomposición de las acículas se determinaron experimentalmente por medio de bolsas de hojarasca con poros de 2 mm, retirándose tres de cada parcela cada dos meses durante dos años, y para la fracción leñosa del desfronde se utilizó el valor descrito por AGREN & BOSATTA (1996). Se asumió que el comportamiento de cada nutriente a lo largo del proceso de descomposición estaba

acoplado con el de la materia orgánica, simplificación asumida en varios modelos ya desarrollados (CHERTOV *et al.*, 2001). Las reservas en el suelo se determinaron recogiendo muestras bimensualmente durante un año. Los nutrientes que potencialmente podrían perderse se calcularon como los mineralizados en cada momento menos los absorbidos por las raíces, de forma análoga a la empleada en los modelos Q (ROLFF & AGREN, 1999) o FORECAST (KIMMINS *et al.*, 1999). Los aportes externos fueron la suma de las deposiciones atmosféricas, siendo los valores utilizados los descritos para una localidad cercana (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2003). Para calcular la meteorización de los minerales del suelo se utilizaron los valores presentados por KIMMINS (1997). El análisis de la adecuación del modelo se realizó a corto plazo, realizando correlaciones lineales de los datos observados en las parcelas sometidas a claras frente a los estimados por el modelo al someter parcelas testigo a claros de igual intensidad. Se analizó la sensibilidad del modelo a cambios en diferentes parámetros, variando en un $\pm 10\%$ cada uno de los siguientes parámetros: concentración en acículas verdes y senescentes, ramas y fustes, tasa de descomposición de acículas, tasa de descomposición de leñas, fracción de desfronde de acículas, fracción de desfronde de leñas, tasa de descomposición de raíces, entradas de nutrientes desde el exterior, relación biomasa aérea / biomasa subterránea. Se comprobó la variación experimentada en varias variables de salida cuando los rodales alcanzaban una edad de 100 años.

RESULTADOS

En el análisis de validación se obtuvo un grado de correlación satisfactorio, superior a 0,71 en todos los casos (Tabla 1). Los resultados

del análisis de sensibilidad fueron similares para ambas localidades, siendo la mineralomasa total de N en el suelo (suelo + acículas en descomposición + leñas en descomposición) muy poco sensible a cambios en todos los parámetros. Sólo el aporte de nutrientes por vía externa modificó de forma apreciable, aunque pequeña (un 6,9%), los nutrientes del suelo. La variable más sensible fue el contenido de N en la hojarasca (acículas y leñas en descomposición). En los dos sitios el modelo amortiguó los efectos de las variaciones en todos los parámetros, ya que para ninguno la sensibilidad fue mayor del 100%. Las pérdidas potenciales de nutrientes al someter el bosque a las claras fueron distintas en cada localidad. En cuanto al peso o intensidad de clara, hubo un gran aumento en las pérdidas de N al pasar de un bosque sin manejo a otro en el que se retiraba hasta el 20% del área basimétrica, pero a partir de este punto, el incremento en las pérdidas fue menor en ambos bosques (Fig. 1). Sin embargo, en el caso del P, el nutriente crítico en ambos bosques, en Garde pudo apreciarse un gran máximo de pérdidas para las claras cercanas al 30% del área basimétrica, pero este máximo no apareció en Aspurz. Por último, también existieron grandes diferencias entre los dos métodos de aprovechamiento analizados. En Aspurz la pérdida potencial acumulada media durante los cien años de vida del rodal al extraer el fuste fue de 345 kg N ha⁻¹, mientras que extraer el árbol completo supuso una pérdida media de 635 kg N ha⁻¹. En Garde estos valores fueron más reducidos, de 269 y 523 kg N ha⁻¹, respectivamente. Las pérdidas medias de P fueron de 21 kg P ha⁻¹ en Aspurz y 17 kg P ha⁻¹ en Garde si sólo se extraía el fuste. Sin embargo, estas pérdidas aumentaron considerablemente al extraerse todo el árbol, pasando a ser de una media de 44 kg P ha⁻¹ en la localidad más productiva y de 46 kg P ha⁻¹ en la menos productiva.

Elemento	Nutriente en fustes extraídos		Nutriente en ramas extraídas		Nutriente en acículas extraídas		Nutriente en desfronde de acículas		Nutriente en desfronde leñoso	
	R ²	P	R ²	P	R ²	P	R ²	P	R ²	P
N	0,8321	<0,001	0,8657	<0,001	0,8981	<0,001	0,7246	0,004	0,7599	<0,001
P	0,8213	<0,001	0,8359	<0,001	0,9002	<0,001	0,7154	0,004	0,7613	<0,001

Tabla 1. Resultados de las correlaciones del análisis de validación de valores observados frente a predichos, para la cantidad de nutrientes en kg ha⁻¹ en cinco flujos diferentes

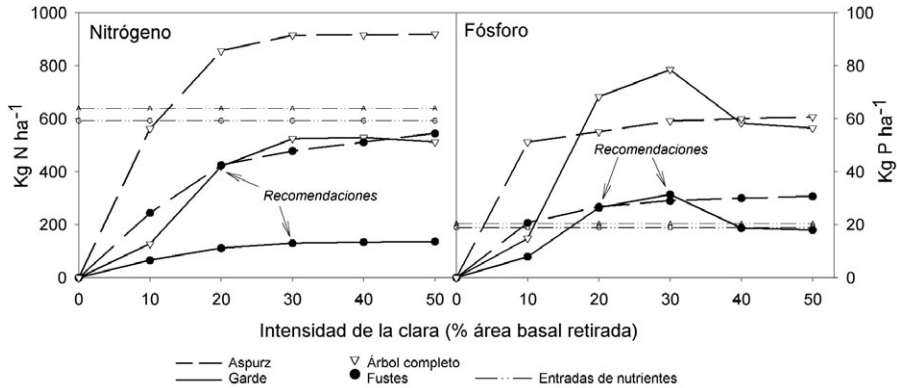


Figura 1. Pérdidas potenciales de N y P (claras + lavado), acumuladas durante un periodo de 100 años, en dos bosques y con dos tipos de aprovechamiento (extracción de fustes o del árbol completo) en función del área basal extraída. Para Aspurz se asumen 10 años entre claras y en Garde 15 años, según las recomendaciones de DEL RÍO & MONTERO (2001)

DISCUSIÓN

A pesar de ser un modelo simple, basado en balances de masas, la adecuación de los datos estimados y observados fue aceptable, al menos a corto plazo (Tabla 1). Además, la baja sensibilidad del modelo frente a los cambios en los parámetros utilizados indica que la estructura del modelo pudo amortiguar los errores cometidos al utilizar las diferentes asunciones (CHERTOV et al., 2001). Entre los factores que afectan a la sostenibilidad, las características locales son de gran importancia. El crecimiento de los árboles, dependiente de las características geoclimáticas de cada zona, provoca que la magnitud y evolución de las reservas de nutrientes sean diferentes en cada lugar. Así, la menor productividad en Garde se une a una menor concentración de N, especialmente en los troncos, para provocar unas pérdidas potenciales muy inferiores a las registradas en Aspurz (Figura 1). También MORRIS et al., (1997) destacaron que la sostenibilidad de las prácticas forestales dependía fundamentalmente de las características iniciales del lugar. Entre estas características también se encuentra la velocidad de descomposición, más alta en Aspurz (BLANCO et al., 2003). Cuanto más rápida sea la descomposición más nutrientes se mineralizan y por lo tanto mayores son las pérdidas potenciales por lixiviado. BAEUMLER & ZECH (1998) también han descrito un aumento de las

pérdidas por lavado tras el clareo. Después de la localidad, el siguiente factor en importancia es el método de aprovechamiento. En los dos bosques se observó un importante aumento al extraer todo el árbol en las pérdidas potenciales acumuladas durante 100 años de explotación del bosque, frente a las claras tradicionales, que retiran los fustes y dejan los restos de corta en el bosque. El incremento en las pérdidas potenciales al utilizar todo el árbol es especialmente notable en el caso del P, mayoritariamente localizado en las ramas y acículas. Este incremento puede ser crítico para la sostenibilidad del manejo, ya que puede pasarse de una situación en la que cualquier plan de claras es sostenible según el indicador aquí utilizado, a otra en la cual la mayoría de combinaciones de intensidad de clara y rotación provoca un descenso de la reserva de nutrientes. Todos estos resultados parecen indicar que la retirada de todo el árbol no es un aprovechamiento viable, ya que puede provocar descensos importantes en las reservas de nutrientes que pueden comprometer la productividad futura del lugar, como también han descrito MORRIS et al., (1997) y ROLFF & AGREN (1999).

En cuanto al peso o intensidad de clara, es destacable que las mayores intensidades de clara no son las que más pérdidas potenciales acumuladas de P producen. Este fenómeno se debe a que con intensidades de clara intermedias, se maximiza la cantidad de madera extraída con las

claras durante la vida de la explotación. Este hecho refleja la capacidad de recuperación del bosque si el peso de la clara es leve (THORNLEY & CANNELL, 2000), ya que con las claras más intensas sobreviven pocos árboles que no aprovechan todo el potencial del lugar, mientras que con claras más débiles la competencia entre árboles reduce la producción final de madera. Además, el modelo asume que la absorción radicular es menor al disminuir el número de árboles, por lo que la relación P en desfronde/P absorbido aumenta. De esta forma, la cantidad de nutrientes disponibles que no son utilizados por los árboles también aumenta, y el modelo los considera como pérdidas potenciales por lixiviado. Por último, cuanto menor sea el tiempo transcurrido entre claras, más intervenciones se realizarán a lo largo de la vida del rodal, y por lo tanto mayores serán las pérdidas potenciales de nutrientes. Sin embargo, con intensidades de clara elevadas, las diferencias en las pérdidas entre rotaciones se reducen con respecto a las diferencias observadas con intensidades de clara bajas. Este fenómeno también ha sido descrito por ROLFF & AGREN (1999), quienes predijeron un descenso de la productividad de una zona al disminuir los tiempos entre cortas sucesivas. Con estos condicionantes, las pérdidas potenciales acumuladas durante 100 años, provocadas por las recomendaciones selvícolas para estas zonas (clara del 30% de área basal cada 10 años en Aspuz y del 20% cada 15 años en Garde, (DEL RÍO & MONTERO, 2001) son menores que las entradas de nutrientes en el caso del N, pero no del P (Figura 1).

CONCLUSIONES

Por medio de este trabajo se ha mostrado un ejemplo de modelo de simulación (basado en medidas sencillas y comunes a la mayoría de estudios sobre el ciclo de nutrientes en bosques) útil para establecer una clasificación de la sostenibilidad de diferentes planes de claras en función del descenso potencial de nutrientes que pueden provocar. No obstante, las predicciones cuantitativas sólo son orientativas, ya que el modelo está sometido a varias asunciones y simplificaciones. Se ha comprobado que la adecua-

ción de las recomendaciones selvícolas tradicionales al objetivo del mantenimiento de las reservas de nutrientes, y del resto de planes en general, dependen en gran medida de las condiciones locales, por lo que no deben extrapolarse recomendaciones selvícolas generales a grandes zonas sin evaluar localmente su impacto. También se ha comprobado que las diferencias de funcionamiento de los ciclos de nutrientes entre un bosque mediterráneo (como Aspuz) y otro más continental (como Garde) quedan difuminadas frente a la gran alteración que supone la extracción de biomasa del bosque, pero la mayor velocidad de descomposición puede hacer a los bosques mediterráneos más sensibles a la alteración humana. En tercer lugar, las recomendaciones actuales de silvicultura parecen adecuadas en el caso del N, pero deberían estudiarse más a fondo sus consecuencias sobre las reservas de P. Por último, entre los factores que definen un plan de claras, el más influyente es el método de aprovechamiento. En los casos estudiados, la extracción del árbol completo parece demasiado agresiva para el ecosistema.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado por medio del proyecto de investigación "Explotación sostenible de recursos forestales", financiado por el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra. La puesta en contacto de los diferentes autores se realizó gracias a la Red Temática GLOBIMED financiada por la CICYT. Gracias especiales a Fernando Puertas, Carmen Traver y Ana Iriarte por su ayuda en distintos aspectos del proyecto.

BIBLIOGRAFÍA

- AGREN, G.I. & BOSATTA, E.; 1996. *Theoretical Ecosystem Ecology. Understanding element cycles*. Cambridge University Press. Cambridge.
- AGREN, G.I. & KNECHT, M.; 2001. Simulation of soil carbon and nutrient development under *Pinus sylvestris* and *Pinus contorta*. *For. Ecol. Manage.* 141: 117-129.

- BAEUMLER, R. & ZECH, W.; 1998. Soil solution chemistry and impact of forest thinning in mountain forests in the Bavarian Alps. *For. Ecol. Manage.* 108: 231-238.
- BATTAGLIA, M. & SANDS, P.J.; 1998. Process – based forest productivity models and their application in forest management. *For. Ecol. Manage.* 102: 13-32.
- 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. In: *Proceedings of the I.U.F.R.O. meeting. Silviculture and sustainable management in mountain forests in the western Pyrennees.* Pamplona.
- CHERTOV, O.G., KOMAROV, A.S., BYKHOVETS, S.S. & KOBAK, K.I.; 2001. Simulated soil organic matter dynamics of the Leningrad administrative area, northwestern Russia. *For. Ecol. Manage.* 169: 29-44.
- DEL RÍO, M. & MONTERO, G.; 2001. *Modelo de simulación de claras en masas de Pinus sylvestris* L. Monografía I.N.I.A. Forestal 3. Madrid.
- KIMMINS, J.P.; 1997. *Forest Ecology. A foundation for sustainable management.* Prentice Hall. New Jersey.
- 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.
- MALKÖNEN, E.; 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Comm., Ins. For. Fenn.* 84.5.
- MORRIS, D.M., KIMMINS J.P. & DUCKERT, D.R.; 1997. The use of soil organic matter as a criterion of the relative sustainability of forest management alternatives: a modelling approach using FORECAST. *For. Ecol. Manage.* 94: 61-78.
- OLSON, J.S.; 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 14: 322-331.
- PUERTAS, F.; 2003. Scots pine in Navarre: Economic importance and production. *Proceedings of the I.U.F.R.O. meeting Silviculture and sustainable management in mountain forests in the western Pyrennees.* Pamplona.
- ROLFF, C. & AGREN, G.I.; 1999. Predicting effects of different harvesting intensities with a model of nitrogen limited forest growth. *Ecol. Model.* 118: 193-211.
- SVERDRUP, H. & SVENSSON, M.G.E.; 2002. Defining sustainability. In: H. Sverdrup, Stjernquist. (Eds.), *Developing principles and models for sustainable forestry in Sweden:* 21-32. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- TIKTAK, A. & GRINSVEN, H.J.M. VAN.; 1995. Review of sixteen forest-soil-atmosphere models. *Ecol. Model.* 83: 35-53.
- THORNLEY, J.H.M. & CANNELL, M.G.R.; 2000. Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiology* 20: 477-484.
- VERBUG, P.S.J. & JOHNSON, D.W., 2001. A spreadsheet-based biogeochemical model to simulate nutrient cycling processes in forest ecosystems. *Ecol. Model.* 141: 185-200.
- WARING, R.H. & RUNNING, S.W., 2001. *Forest Ecosystems, analysis at multiple scales.* Academic Press. San Diego.