

RELACIONES ENTRE ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y PARÁMETROS SELVÍCOLAS PARA SU INTEGRACIÓN EN LA GESTIÓN FORESTAL

Agustín Rubio Sánchez¹ & Rosario G. Gavilán García²

1. Dpto. Silvopascicultura. E.T.S.I. de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. 28040. Madrid. e-mail: agustin.rubio@upm.es

2. Dpto. de Biología Vegetal II. Fac. de Farmacia. Universidad Complutense de Madrid. 28040. Madrid.

Resumen

La diversidad biológica necesita distintos y específicos indicadores, puesto que es demasiado compleja como para ser descrita por un solo índice. La tendencia simplificadora de las actuaciones selvícolas sobre las masas forestales puede conseguir favorecer un reducido número de especies, pero está tan claro cómo favorecer un amplio número de taxones. En este trabajo se hace una valoración de unos índices de biodiversidad composicional aplicados a determinados grupos de especies vegetales definidos por su presencia o ausencia en comunidades seriales con significado ecológico bien definido. Se ha realizado un muestreo en 50 parcelas en masas de *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica* del MUP N° 43 de Hoyocasero. Con los datos de cobertura de los taxones que forman los distintos estratos, así como con datos dasométricos se han calculado los índices de Shannon y Simpson y diversos parámetros selvícolas. Los resultados nos demuestran que los índices de diversidad aplicados al conjunto global de los taxones no reconocen diferencias en el monte. Sin embargo, cuando se aplican a categorías de especies vegetales se observan mayores índices de diversidad propias de bosque en el pinar que el cercano melojar. Las relaciones con los parámetros selvícolas nos explican las razones de esta situación.

Palabras clave: biodiversidad, selvicultura, pinar, melojar

INTRODUCCIÓN

La conservación de la diversidad biológica presente en los sistemas forestales es una misión encomendada a los técnicos y gestores forestales. Los grupos biológicos susceptibles de ser tenidos en consideración ya no sólo son las especies de interés cinegético y ahora el interés va de aves a insectos, pasando por mamíferos y microorganismos edáficos, así como por taxones vegetales de distintas categorías. En nuestro entorno, algunos tipos de bosques europeos se encuentran entre los ecosistemas más amenazados del mundo (BENGTTSSON *et al.* 2000) y, en concreto, los de la cuenca Mediterránea todavía siguen experimentando una merma en su biodiversidad como consecuencia de la explotación de sus recursos (MARAÑÓN, *et al.* 1999).

Cada aspecto de la diversidad requiere de sus propios indicadores, sin que un único índice de diversidad sea capaz de recoger completamente los complejos patrones de la riqueza de especies y de abundancia relativa, inherentes a todo sistema natural (PEET, 1974). Este problema no se resuelve añadiendo de manera exhaustiva diversos indicadores, puesto que ello puede llevar a falsas interpretaciones (DUELLI & OBRIST, 2003). En términos de gestión del medio natural es muy complicado evaluar cómo de único o importante biológicamente es un sistema ecológico, partiendo de que el propio concepto de diversidad es una idea de conjunto o grupo difícil de definir de manera precisa (BUNNELL, 1998). Con frecuencia la noción de diversidad de especies ha sido interpretada en el sentido que "cuantas más especies mejor" y, en consecuencia, son numerosos los casos en los que se ha establecido como principal objetivo de gestión alcanzar los máximos valores de riqueza de especies (ATTIWILL, 1994). Sin embargo, este planteamiento es bastante inconsistente dado que el número de especies aumenta con el número de individuos muestreado y con el tamaño de la unidad de muestreo (GLEASON, 1922). Tampoco es muy favorecedor el hecho de que la biodiversidad no pueda ser valorada en términos económicos (BENGTTSSON *et al.* 2000). Sin embargo, estos problemas que surgen en la gestión han de ser contrarrestados mediante instrumentos que sean capaces de evaluar lo más objetivamente posible dicho valor biológico, puesto que está claro que las especies vegetales responden a las condiciones macroclimáticas, microclimáticas, fisiográficas, luminosas y edáficas de los sitios (BARNES *et al.*, 1998) y los gestores forestales son capaces de cambiar algunas de estas condiciones.

En un reciente trabajo (GAVILÁN & RUBIO, 2004) hemos podido observar que, considerando el conjunto de todas las especies de los cortejos florísticos, la riqueza y los índices de diversidad vegetal muestran diferencias entre pinares y rebollares en un ámbito regional como el del Sistema Central. Sin embargo, cuando se centra el punto de mira en una zona más concreta y se valora la importancia de su riqueza biológica surgen complicaciones. Así, los valores de riqueza biológica en el pinar y en el melojar del M.U.P. n° 43 (Ávila) se mostraban muy semejantes utilizando las cifras globales, pero no ocurría así cuando se analizaban conjuntos de especies por condiciones ecológicas (GAVILÁN & RUBIO, 2004). Este hecho parece estar en relación con leves cambios en las condiciones de un monte que fisiográfica, geológica y edafológicamente es muy homogéneo por su reducida extensión (RUBIO & GAVILÁN 2005).

Dado que la mayoría de las prácticas selvícolas suponen alteraciones, en ocasiones fuertes, sobre los ecosistemas forestales, la selvicultura tiene inevitables repercusiones sobre la biodiversidad (BENGTTSSON *et al.* 2000). Es esencial para conservar y gestionar la biodiversidad de los actuales bosques europeos comprender la dinámica de las alteraciones naturales y las posibles relaciones que manifiesten con las alteraciones antrópicas y las prácticas selvícolas (NILSSON & ERICSON, 1997). Por ello, en este trabajo hemos querido dar un paso más en la valoración de los índices de biodiversidad composicional más ampliamente utilizados en torno a la siguiente cuestión: ¿de qué modo los parámetros selvícolas de estos sistemas forestales se relacionan con los índices de biodiversidad? Quizás así sea posible determinar una distribución de diámetros o un número de pies óptimos para el mantenimiento de la biodiversidad. Con ello intentamos contribuir a desarrollar modelos de gestión forestal que reconozcan los valores de las externalidades relativas a la biodiversidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de trabajo está localizada en las estribaciones Nororientales de la Sierra de Gredos del Sistema Central, que recorre el centro de España de este a oeste. El M.U.P. n° 43 (El Pinar de Hoyocasero) está situado muy próximo a la localidad de Hoyocasero (provincia de Ávila) (5°00'00"- 4° 57' 20" W, 40° 23' 10" - 40° 24' 20" N), tiene una extensión total de 366,8 ha, de las cuales 77,5 corresponden a pequeños enclavados y dasocráticamente está dividido en dos cuarteles en función de la especie forestal dominante y en una serie de rodales. En el cuartel A, de 190,9 ha, la especie dominante es el rebollo o melojo (*Quercus pyrenaica* Lam.) y en el B, de 175,8 ha, la especie principal es el pino albar o silvestre (*Pinus sylvestris* L.). Las principales características fisiográficas, climáticas, geológicas y edáficas del monte están descritas en un trabajo previo (RUBIO & GAVILÁN, 2005). El interés del MUP n° 43 radica, por una parte, en albergar una de las masas más occidentales del Sistema Central de *Pinus sylvestris*, constituyendo una de las poblaciones límites de toda su área de distribución natural actual. Pero, por otra parte, en el interior de dicho bosque se conservan una serie de taxones vegetales de extraordinaria importancia geobotánica, como *Pulsatilla alpina* subsp. *apiifolia* (Scop.) Nyman y *Convallaria majalis* L., que constituyen las únicas poblaciones del interior peninsular, situándose las más cercanas en la Cordillera Cantábrica.

Diseño del muestreo

Para llevar a cabo este estudio se seleccionaron al azar 25 puntos de muestreo en cada uno de los dos cuarteles de que consta el monte, evitando que estuvieran excesivamente cerca de caminos. En cada punto de muestreo se ubicó una parcela (10x10 m) donde se han tomado una serie de datos relativos a la fisiografía y al horizonte edáfico superficial (para detalles ver RUBIO & GAVILÁN, 2005). La vegetación forestal ha sido muestreada en una parcela de 100 m². Cada especie ha sido cuantificada mediante la escala de cobertura-abundancia diferencial de WESTHOFF & VAN DER MAAREL (1978). La utilización de los valores de cobertura en lugar de la simple presencia y ausencia es crucial para definir y usar los grupos (KASHIAN *et al.*, 2003). El conocimiento de las comunidades vegetales en el centro de España es muy amplio, tanto en lo relativo a los bosques como en comunidades seriales (GAVILÁN, 1994). Apoyándonos en esta experiencia previa hemos agrupado las especies en cuatro tipos, en función del aspecto fisionómico de las plantas (*herbáceas* o *leñosas*) y de la presencia habitual de las especies en ambientes nemorales propios de bosque o no (*características* o *acompañantes*). Los cuatro grupos los hemos denominado *Características arbustivas forestales y preforestales*, *Características herbáceas forestales y preforestales*, *Compañeras arbustivas* y *Compañeras herbáceas* (ver en RUBIO & GAVILÁN, 2005 las plantas incluidas en cada grupo). Con los datos florísticos disponibles se han formulado diversas mediciones de la riqueza biológica a fin de describir la diversidad de especies de cada parcela. Los índices de diversidad utilizados en este trabajo han sido el índice de Shannon-Wiener (S) y el de heterogeneidad de Simpson (I) y en ellos se integran simultáneamente el número de especies y la abundancia relativa de las distintas especies, de manera que su valor numérico aumenta conforme lo hace el número de especies y se igualan sus ocurrencias. Estos índices fueron calculados a partir de los valores de cobertura-abundancia de las especies en cada parcela. Además, también se ha tenido en cuenta la riqueza de especies (N) como el número de especies por área unitaria (los valores para este estudio se encuentran en RUBIO & GAVILÁN, 2005).

En estas parcelas de muestreo también se tomaron una serie de datos dasométricos con los que hemos elaborado una serie de parámetros relacionados con la estructura de las masas, que denominaremos de modo genérico parámetros selvícolas. Los parámetros estimadores de la densidad han sido: el número de pies totales, el de pies dominantes, el de pies dominados, el de pies de las clases diamétricas 10, 15, 25, 35, 45 y mayores de 50 cm, todos ellos en relación a la hectárea. También se ha calculado el área basimétrica total (m²/ha) el número de clases diamétricas distintas, la altura media de todos los árboles (m), la altura de la primera rama (m), la altura de la copa (m) y el diámetro normal medio (cm). Otros parámetros selvícolas no mostrados resultaron menos significativos en el estudio.

Análisis estadístico

Las diferencias en los parámetros selvícolas de las masas forestales analizadas se han comparado mediante el test de Mann-Whitney debido a que las distribuciones de dichos parámetros no eran normales. Cuando aparecen diferencias significativas entre los dos tipos de masa se han explorado las correlaciones entre los índices de diversidad y los parámetros selvícolas, mediante las correlaciones no paramétricas de Spearman. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico SPSS versión 11.5.

RESULTADOS

Diferencias entre pinar y melojar

La distinta forma fundamental de masa en monte bajo del melojar y en monte alto del pinar condiciona de manera trascendental la estructura de ambas. El melojar presenta un

número de pies totales, dominantes y dominados significativamente mayores que los del pinar (Tabla 1). El número de clases diamétricas, aunque cercano en ambas masas, es mayor en el pinar. La organización por clases diamétricas del melojar se restringe a las tres primeras clases y además con un notable desequilibrio a favor de la más pequeña (del orden de 30 veces superior a la suma de las demás clases diamétricas). El pinar presenta un reparto equilibrado de sus pies en las 4 primeras clases diamétricas, siendo escasos los pies que consiguen superar los 50 cm de diámetro. El test no paramétrico de Mann-Whitney detecta diferencias en todos los casos excepto en el número de pies pertenecientes a las clases diamétricas 3 y 5, debido fundamentalmente a las elevadas desviaciones estándar con respecto de los valores medios. Los demás parámetros selvícolas (altura media, altura de la primera rama viva, altura de copa, el área basimétrica, el diámetro medio y la edad) son significativamente mayores en el pinar que en el melojar (Tabla 1).

Relaciones entre la estructura de la masa y los estimadores de riqueza biológica

El análisis de las relaciones significativas entre los parámetros selvícolas y los estimadores de diversidad merecen una observación desde distintos planos. Considerando por un lado la masa del pinar, los parámetros selvícolas mantienen un patrón distinto (Tabla 2). Los estimadores de diversidad que consideran todos los taxones conjuntamente (N_{conj} , S_{conj} e I_{conj}) y los del conjunto de taxones herbáceos de carácter no forestal no tienen correlaciones significativas con ninguno de los parámetros selvícolas estudiados. Prácticamente no tienen correlaciones significativas con los del conjunto de herbáceas de carácter forestal y con los del conjunto de especies arbustivas acompañantes. Sin embargo, los estimadores de diversidad relativos a las arbustivas características de bosque presentan numerosas correlaciones significativas con los parámetros selvícolas. La relación es positiva con los parámetros simples de densidad (número de pies totales, suprimidos, dominantes y de las clases diamétricas inferiores a 30 cm), así como con el número de clases diamétricas distintas. En cambio es negativa con los parámetros altura media total, de la primera rama viva, diámetro medio y edad. Además, la riqueza de especies arbustivas características de bosque presenta correlación significativa negativa con el número de pies de clase diamétrica superior a 50 cm y con el área basimétrica.

Observando por separado el melojar, los parámetros selvícolas y los estimadores de diversidad mantienen un llamativamente bajo número de correlaciones significativas (Tabla 3). No se destaca ninguno de los estimadores de diversidad por encima de los demás en cuanto a la abundancia de dichas relaciones y de los parámetros selvícolas a penas merece la pena destacar el número de pies suprimidos y la altura de la primera rama viva.

DISCUSIÓN

Los distintos puntos de vista con que gestores e investigadores observan la biodiversidad hacen muy difícil poder maximizar simultáneamente la generalización de la aplicación, el grado de realismo funcional y la precisión de la expresión de cualquier estrategia de investigación (BUNNELL & HUGGAND, 1999). Este trabajo pretende acercarse al punto de vista más práctico del gestor forestal al tratar que los índices de diversidad o de riqueza vegetal se conviertan en indicadores ecológicos en relación con características ecológicas del medio y, especialmente, en relación con parámetros de la estructura forestal que gestionan. Los índices de diversidad han sido empleado con distintos fines, pero contra de lo que se había sugerido (BROSOFKSKE *et al.* 2001) en este tipo de trabajos los valores de riqueza o diversidad sin los datos composicionales no tenían aplicabilidad práctica. Los trabajos previos realizados en Hoyocasero nos han permitido comprobar que los estimadores globales de diversidad del melojar y pinar del monte estaban en consonancia con la homogeneidad del sustrato geológico, así como con las pocas variables condiciones fisiográficas, edáficas y climáticas del monte El Pinar de Hoyocasero. No obstante cuando los estimadores de diversidad se utilizaron en función de las categorías ecológicas definidas se pudo comprobar que el interior del pinar de Hoyocasero alberga mayor cantidad y diversidad de especies características. La diversidad del melojar de Hoyocasero viene fundamentalmente asociado a la mayor presencia de especies herbáceas que no son propias de los bosques de la zona. De esta manera se ha podido reconocer de manera objetiva y práctica el mayor interés y el mejor estado de conservación del pinar del bosque de Hoyocasero frente al melojar.

Ahora bien, realizada esta primera discriminación florística y selvícola entre la masa del pinar y melojar de Hoyocasero, la diversidad podía también estar relacionada con la estructura forestal. La intensidad de las perturbaciones queda patentemente reflejada en la estructura forestal (e.g. NOEL *et al.* 1998) y la estructura forestal es uno de los factores más importantes que afectan a la composición y a la diversidad de las especies del bosque (e.g., STONE & WOLFE, 1996). La composición y diversidad de las especies vegetales en una masa están muy afectadas tanto por los acontecimientos pasados, como por los presentes, incluyendo la frecuencia e intensidad de las perturbaciones naturales y antrópicas (e.g. PICKETT & WHITE, 1985). Ello hace que las perturbaciones (pastoreo, agricultura, plantaciones, aprovechamientos forestales) puedan alterar la vegetación original de tal manera que pueden no reflejar las condiciones del sitio (ALBERT *et al.* 1986). Centrándonos en la gestión forestal, ésta es una de las alteraciones que en mayor modo afectan a la diversidad y a la composición de las especies, a la estructura de la masa y al funcionamiento del ecosistema forestal (HANSEN *et al.* 1991). Sin embargo, no siempre se han detectado relaciones directas entre los índices de riqueza o diversidad de las comunidades en conjunto y los parámetros de la estructura forestal (PAUSAS, 1994), aún siendo evidente la afectación a las plantas presentes en cada tipo de hábitat (NAGAIKE *et al.* 2003). No todas las especies vegetales resultan afectadas de la misma manera por la selvicultura y así, las generalistas, frecuentemente resultan escasamente afectadas o incluso pueden verse beneficiadas, mientras que otras especies se ven muy afectadas por la fragmentación, por el aislamiento de los hábitats o por las pérdidas de los mismos (BENGTTSSON *et al.* 2000). Las actuaciones intensas disminuyen el número de plantas intolerantes a las perturbaciones del sotobosque y aumenta el de las plantas tolerantes a las perturbaciones (NAGAIKE *et al.* 2003).

La gestión llevada a cabo en el Monte El Pinar de Hoyocasero, al menos en los últimos 140 años de los que se tiene constancia documental escrita, reconoce tanto los procesos dinámicos del melojar que amenazan seriamente la persistencia de la masa de pinar, como la extraordinaria calidad de la madera del pino silvestre que del monte se extrae. Por ello las directrices de los distintos proyectos de ordenación siempre han tenido claro la necesidad de favorecer la instalación del pino en detrimento manifiesto del melojar. A pesar de ello, a duras penas se ha conseguido frenar el avance del melojar, en muchos rodales ha sido imposible evitar la instalación del melojar y, en general, la regeneración del pino, natural o artificial, es prácticamente nula. A pesar de esta intensa actuación selvícola sobre el pinar y, especialmente, sobre el melojar de Hoyocasero, con intenciones claramente productivistas, desde 1870 el monte es reconocido por los más prestigiosos botánicos de Europa como uno de los enclaves más interesantes de toda la Península Ibérica. El análisis del medio físico realizado en los trabajos previos (RUBIO & GAVILÁN, 2005) y que señalaban las mejores condiciones nutricionales y el pH menos ácido del melojar parecen más favorables para el establecimiento de un sotobosque más rico en especies nemorales características. Sin embargo, el análisis de los parámetros diversidad demostraban la pobreza en dichas especies en el melojar, debido al manejo al que son sometidas dichas masas.

Estos resultados previos también son consistentes con los obtenidos en este trabajo. En determinados planes de gestión forestal se centra la atención en la conservación de una determinada especie, lo cual puede ayudar a proteger muchas otras especies, pero sin que necesariamente tenga por qué beneficiar a todas ellas. Nuestra aproximación resulta original en el sentido de no estar interesados en la presencia de taxones concretos sino de conjuntos de especies indicadoras de distintas condiciones ecológicas en relación con la estructura forestal. En el monte estudiado en Hoyocasero, dado lo radicalmente distintas que son las estructuras de ambas masas forestales (Tabla 1), hay que observarlas cada una de manera independiente. Así, la estructura forestal del pinar tiene una clara influencia sobre el cortejo de especies arbustivas características forestales (Tabla 2). Estas aparecen notoriamente favorecidas por un número de pies elevado (siempre muchísimo menores que los del rebollar), menores de 30 cm, y también es destacable la relación positiva con el número de clases diamétricas distintas. En clara coherencia aparecen negativamente influidas por el número de pies mayores de 50 cm de diámetro, con mayores alturas, áreas basimétrica y diámetros medios. En definitiva que este cortejo florístico, que donde radica la mayor diversidad biológica del pinar se ve claramente favorecida por una masa joven de pinar, de hecho así lo testimonia el parámetro edad. Ello nos permite estar de acuerdo con SMITH (1986) en que las especies forestales más interesantes pueden ser perpetuadas de manera natural mediante la aplicación de técnicas selviculturales, las cuales incluyen distintos métodos de cortas de reproducción.

El análisis de la Tabla 3 en la que se observan las relaciones entre la estructura forestal del rebollar y los estimadores de riqueza lo primero que nos demuestra es la escasa relación que existe entre ambas conjuntos de datos. Este hecho nos está denunciando un desajuste entre una desestructurada masa forestal que ha sufrido, y sigue sufriendo, los intensos envites de los vecinos que han estado extrayendo tradicionalmente leña de rebollo y que ahora lo utilizan como zona de pastoreo para el ganado e incluso como vertederos incontrolados. De hecho cuando más elevado es el número de pies suprimidos, mayor es el número de especies características del bosque, bien sean arbustivas o herbáceas. A la par, a cuanto más altura se sitúe la primera rama viva menores serán los indicadores de diversidad globales y del cortejo de especies acompañantes herbáceas. Parece pues evidente que en esta masa se pone en evidencia que el declive del ecosistema forestal condiciona el declive de las especies asociadas con él.

Prácticamente no hay bosques mediterráneos originales, debido a las continuadas y muy antiguas actuaciones del hombre sobre los mismos (BENGTTSSON *et al.* 2000), lo que confiere un extraordinario valor a los pocos que aún persisten y un gran interés a los que adquieren un alto nivel de naturalización. En paisajes que han sido dominados durante muchos siglos por la mano del hombre, como ocurre en Europa, algunas comunidades bióticas puede estar tan bien adaptadas a las actividades tradicionales que la gestión del ecosistema favoreciendo tales actividades ayudará, e incluso puede ser necesaria, para la conservación de la biodiversidad (SIMBERLOFF, 1999).

Bosques como el de Hoyocasero, actualmente muy reducido y fragmentado, cobran una importancia clave a la hora de actuar como refugios forestales, esenciales para la recuperación de la biodiversidad en las áreas circundantes. En cualquier caso siempre será necesario tener en cuenta que las prácticas selvícolas simplificadoras que son buenas para algunas especies pueden no ser apropiadas para otras (BENGTTSSON *et al.* 2000) Uno de los mayores procesos que están afectando los bosques templados y a su biota es precisamente la simplificación, sin que los índices de diversidad sean capaces de percibir los cambios que ocurren en los bosques originales cuando son convertidos en bosques secundarios o en plantaciones. A pesar de ello, las cuestiones relativas a la diversidad son muy importantes cuando se habla de sistemas naturales ya que pueden contribuir al entendimiento de los patrones de diversidad forestal y servir como marcos de comparación con respecto de las masas antrópicamente intervenidas (DUPFY & MEIE, 1992; MCCARTHY, 1995; ROBERTS & WILLIAM, 1995).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible en parte gracias al proyecto del Ministerio de Educación y Cultura AGL2004-01941.

REFERENCIAS

- ALBERT, D.A.; DENTON, S.R. & BARNES, B.V.; 1986. Regional Landscape Ecosystems of Michigan. School of Natural Resources, Univ. Mich., Ann. Arbor, MI, USA, 32 pp.
- ATTIWI, P.M.; 1994. Ecological disturbance and the conservative management of eucalypt forests in Australia. *For. Ecol. Manage.* 63: 301-346.
- BARNES, B.V.; ZAK, D.R.; DENTON, S.R. & SPURR, S.H.; 1998. *Forest Ecology*, 4th edn. John Wiley and Sons, New York, 774 pp.
- BENGTSSON, J.; NILSSON, S.G.; FRANC, A. & MENOZZI, P.; 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem functions and management of European forests. *For. Ecol. Manage.* 132: 39-50.
- BROSOFKS, K.D.; CHEN, J. & CROW, T.R.; 2001. Understory vegetation and site factors: implications for a managed Wisconsin landscape. *For. Ecol. Manage.* 146: 75-87.
- BUNNELL, F.L.; 1998. Overcoming paralysis by complexity when establishing operational goals for biodiversity. *J. Sustainable Forestry* 7: 145-164.
- BUNNELL, F.L. & HUGGARD, D.L.; 1999. Biodiversity across spatial temporal scales: problems and opportunities. *For. Ecol. Manage.* 115: 113-126.
- DUELLI, P. & OBRIST, M.K.; 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agr. Ecosys. Environ.* 98: 87-98.
- GAVILÁN R.; 1994 Estudio de las relaciones entre la vegetación y el clima en el Sistema Central español. Tesis Doctoral (inéd.), Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid.
- GAVILÁN, R.G. y RUBIO, A.; 2004. ¿Pueden los índices de diversidad biológica ser aplicados como parámetros técnicos de la gestión forestal?. *Cuadernos de la S.E.C.F.* (en prensa).
- GLEASON H.A.; 1922. On the relation between species and area. *Ecology* 3: 158-162.
- HANSEN, A.J.; SPIES, T.A.; SWANSON, F.J. & OHMAN, J.L. 1991. Conserving biodiversity in manager forests. *BioScience* 41: 382-392.
- KASHIAN D.M.; BARNES B.V. & WALKER W.S.; 2003. Ecological species groups of landform-level ecosystems dominated by jack pine in northern Lower Michigan, USA. *Plant Ecology* 166: 75-91.
- MARAÑÓN T.; AJBILOU R.; OJEDA F. & ARROYO J.; 1999. Biodiversity of woody species in oak woodlands of southern Spain and northern Morocco. *For. Ecol. Manage.* 115: 147-156.
- NAGAIKE, T.; KAMITANI, T. & NAKASHIZUKA, T.; 2003. Plant species diversity in abandoned coppice forests in a temperate deciduous forest area of central Japan. *Plant Ecology*, 166: 145-156.
- NILSSON, S.G. & ERICSON, L.; 1997. Conservation of plant and animal populations in theory and practice. *Ecological Bulletin* 46: 117-139.
- NOEL, J.M.; PLATT, W.J. & MOSER, E.B.; 1998. Structural characteristics of old- and second-growth stands of longleaf pine (*Pinus palustris*) in the gulf coastal region of the USA. *Cons. Biol.* 12: 533-548.
- PAUSAS, J.G.; 1994. Species richness patterns in the understorey of Pyrenean *Pinus sylvestris* forest. *J. Veg. Sci.* 5: 517-524.
- PEET R.K.; 1974. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5: 285-307.
- PICKETT S.T.A. & WHITE P.S.; 1985. *The Ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando.
- RUBIO, A. y GAVILÁN, R.G.; 2005. Biodiversity indices applied as objective and practical technical indicators in forest management. Biodiversity and conservation (pendiente de aceptación).
- SIMBERLOFF, D.; 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *For. Ecol. Manage.*, 115: 101-111.
- SMITH, D.M.; 1986. *The practice of silviculture*. 8th edition. Wiley, New York, 527 pp.
- STONE, W.E. & WOLFE, M.L.; 1996. Response of understory vegetation in variable tree mortality following mountain Beetle epidemic in lodgepole pine stands in northern Utah. *Vegetatio* 122: 1-12.
- WESTHOFF V. & VAN DER MAAREL E.; 1978. The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker R.H. (ed), *Classification of Plant Communities*, 2nd edition. Junk, The Hague, pp. 287-399.

Variable	pinar	rebollar	U-Mann	P
Nº pies totales /ha	852 ± 723,5	4121 ± 2.195,6	16,5	0,000
Nº pies dominantes /ha	588 ± 761,0	1721 ± 1.054,4	76,0	0,000
Nº pies dominados /ha	372 ± 610,7	2.017 ± 1.728,8	96,0	0,000
Nº clases diamétricas	2,5 ± 0,77	2,0 ± 0,37	176,5	0,000
Nº pies CD 1/ha	172 ± 679,2	29.991 ± 2.411,7	29,5	0,000
Nº pies CD 2 /ha	180 ± 316,2	1.078 ± 596,2	44,5	0,000
Nº pies CD 3 /ha	192 ± 279,8	52 ± 137,7	190,0	0,014
Nº pies CD 4 /ha	156 ± 158,3	0 ± 0,0	80,5	0,000
Nº pies CD 5 /ha	116 ± 149,1	0 ± 0,0	149,5	0,013
Nº pies CD 6 /ha	36 ± 75,7	0 ± 0,0	218,5	0,000
Altura media	19,80 ± 6,18	5,8 ± 1,73	20,0	0,000
Altura primera rama	12,5 ± 5,18	2,0 ± 1,33	13,5	0,000
Altura de copa	7,4 ± 2,02	3,8 ± 1,84	65,0	0,000
Área basimétrica	52,7 ± 26,61	24,1 ± 9,39	99,0	0,000
Diámetro medio	33,2 ± 13,10	8,2 ± 2,71	14,5	0,000
Edad	103,3 ± 53,00	23,7 ± 8,38	16,0	0,000

		Nº pies totales/ha	Nº pies suprimidos/ha	Nº clases diamétricas	Nº pies de CD1/ha	Altura primera rama	Edad
N_Conj	Corr.	-0,444			-0,424	-0,480	
	Sig.	0,034			0,044	0,020	
N_Caarb	Corr.		-0,642				
	Sig.		0,001				
N_Caherb	Corr.		-0,445				
	Sig.		0,034				
N_Coarb	Corr.						
	Sig.						
N_Coherb	Corr.					-0,710	
	Sig.					0,000	
S_Conj	Corr.	-0,441				-0,521	
	Sig.	0,035				0,011	
S_Caarb	Corr.			-0,604			
	Sig.			0,002			
S_Caherb	Corr.		-0,451				
	Sig.		0,031				
S_Coarb	Corr.						
	Sig.						
S_Coherb	Corr.					-0,707	0,496
	Sig.					0,000	0,031
I_Conj	Corr.					-0,570	
	Sig.					0,004	
I_Caarb	Corr.			-0,604			
	Sig.			0,002			
I_Caherb	Corr.		-0,480				
	Sig.		0,020				
I_Coarb	Corr.						
	Sig.						
I_Coherb	Corr.					-0,664	0,516
	Sig.					0,001	0,024

[illegible]

