

EL ESTUDIO DE LA BIODIVERSIDAD EN EL TERCER INVENTARIO FORESTAL NACIONAL

I. Alberdi Asensio ¹, S. Saura Martínez de Toda ² y F.J. Martínez Millán ¹

¹ Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. 28040-MADRID (España)

² Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universidad de Lleida. Av. Alcalde Rovira Roure 191. 25198-LLEIDA (España)

Resumen

El objetivo clásico de los inventarios forestales es la determinación del volumen maderable en los bosques así como la estimación del crecimiento y los cambios estructurales. Sin embargo, existen otra serie de aspectos que están adquiriendo una especial importancia como son las estimaciones de la biodiversidad. La necesidad de realizar análisis de biodiversidad ha quedado patente en los últimos años tal y como se refleja en el Convenio de Diversidad Biológica de las Naciones Unidas del año 1992. En el presente artículo se describen los indicadores seleccionados para la estimación y valoración de la biodiversidad en el Tercer Inventario Nacional Forestal, utilizando la información obtenida en las parcelas muestreadas y el Mapa Forestal Nacional. Estos indicadores han sido elegidos de acuerdo con los criterios de facilidad de medición, objetividad y aportación relevante a la evaluación de la biodiversidad y a través de ellos se evalúa la biodiversidad estructural y funcional así como su composición. También se recogen una serie de criterios de conservación que deben tenerse en cuenta con el objetivo de gestionar para conservar la biodiversidad.

Palabras clave: *Indicadores de biodiversidad, Riqueza, Estructura, Fragmentación*

INTRODUCCIÓN

Los inventarios forestales con medidas y observaciones de campo complementarias son proyectos muy adecuados para estimar la biodiversidad forestal (NEWTON & KAPOV, 2002). El Tercer Inventario Forestal Nacional incluye este tipo de estudios y su metodología está siendo continuamente revisada debido al incesante desarrollo del conocimiento en este campo, por lo que numerosos índices se han añadido y se está actualizando un estadillo de campo de biodiversidad, resultado de varios años de pruebas.

Una de las principales aplicaciones de estos estudios es la obtención de criterios para poder

gestionar los montes conservando la biodiversidad. Según GROOMBRIDGE & JENKINS (1996), la cuantificación de la biodiversidad biológica es un objetivo importante para el manejo de los recursos no maderables de los bosques.

METODOLOGÍA

En los ecosistemas forestales pueden ser determinados tres componentes de la biodiversidad (SCHULZE & MOONEY, 1994): composición, estructura y funcionalidad. El enfoque de la metodología del Tercer Inventario Forestal se basa en la obtención de indicadores relativos a la

composición y a la estructura debido a la facilidad de medición y a la objetividad de los datos obtenidos. Aunque el estudio de la funcionalidad no se está abordando específicamente, algunos de los indicadores estructurales pueden ser estimadores de índices funcionales, como es el caso de la madera muerta (indicador estructural) que es un buen estimador del proceso de descomposición (FERRIS & HUMPHREY, 1999).

Para realizar una aproximación práctica a la biodiversidad a nivel de ecosistema, tal y como describen FINEGAN et al., (2001), se determinan distintos tipos de “hábitat” en lugar de centrarse en las especies. Con esta finalidad, se combina en lo posible la división en estratos de la provincia (que combina el tipo de especie arbórea dominante, su ocupación, el estado de masa y su fracción de cabida cubierta) con la clasificación europea de la directiva hábitat 92/43/CEE. A continuación, se procede a la delimitación de las clases de hábitat. La determinación de los límites entre los distintos “hábitat” entraña numerosas complicaciones por lo que se determinan criterios de clasificación para cada provincia lo más objetivos posibles, basados principalmente en el grado de ocupación de las especies dominantes.

Los indicadores seleccionados para caracterizar los “hábitat” de las diferentes provincias españolas, obtenidos a partir de los datos de las parcelas muestreadas y de las teselas del Mapa Forestal, se agrupan en siete “elementos estructurales”:

1. Tipología de masa forestal
2. Especies arbóreas
3. Distribución por clases diamétricas
4. Estratificación vertical arbórea
5. Cubierta arbustiva
6. Madera muerta
7. Fragmentación y estructura espacial

Existe una propuesta para aumentar estos elementos. De hecho, los nuevos estudios llevan asociados un estadillo de campo que recoge nuevos datos para la estimación de la biodiversidad.

A continuación se realiza una descripción de los índices seleccionados en la actualidad, incluyendo una breve descripción de las mejoras propuestas.

Tipología de masa forestal

Los índices de diversidad de hábitat del primer elemento estructural, o de “los distintos

niveles de clasificación del territorio”, son el índice de Shannon (H) y el índice de Shannon relativo (H'). El cálculo de estos índices no reviste dificultad y proporcionan una valiosa información con datos objetivos.

Las superficies utilizadas para la estimación de la diversidad mediante la determinación de los valores de estos índices son las definidas en la clasificación “Usos del suelo” del Inventario Forestal Nacional (Capítulo 1) así como las obtenidas tras la definición de los diferentes hábitat.

Se definen cuatro grupos de indicadores clasificados según se expone a continuación:

- a. Índices de diversidad respecto de la clasificación silvícola de la superficie global
- b. Índices de diversidad del nivel morfoespecífico 5 del “uso forestal”
- c. Índices de diversidad nivel específico 6 del “uso forestal arbolado”
- d. Índices de diversidad de “hábitat”

Los datos que se determinan en el primer grupo (a) corresponden a los valores obtenidos del cálculo de los dos índices para cada uno de los seis niveles de “Usos del suelo” y resulta interesante analizar la interpretación de este primer grupo que depende del nivel que se estudie.

En el nivel morfoestructural (2) las categorías se refieren a distintas fracciones de cabida cubierta arbolada. Taxones, tanto de flora como de fauna, habituados a zonas de gran densidad boscosa no se avienen a zonas aclaradas y viceversa. Además, sucede a menudo que un taxón comparte ambas zonas en distintas etapas de su ciclo vital y en ese caso conviene que exista la mayor mezcla posible.

En cambio, calculando el índice de diversidad en el nivel morfoestructural (3), se obtiene un indicador de la imbricación en el territorio de los bosques naturales con los bosques de plantaciones. A mayor valor del índice, se ven perjudicados taxones faunísticos o vegetales que no se adaptan a los turnos cortos de explotación forestal o que precisen exclusivamente áreas de campo de gran tamaño en bosques.

El índice en el nivel morfoespecífico (5) orienta sobre el reparto de frondosas y coníferas bien sean autóctonas o alóctonas. Un valor del índice más alto, indica mayor variabilidad.

El nivel específico (6) aporta información de cómo se reparten en el territorio las distintas especies arbóreas dominantes.

Cuanto mayor es el valor del índice, existe un mayor reparto paisajístico de los diferentes dominios, y por tanto, mayor es la variabilidad del medio con respecto a las clases consideradas.

Especies arbóreas

El segundo elemento estructural que se analiza consta de los siguientes indicadores de biodiversidad:

1. La cantidad de especies arbóreas (riqueza)
2. Índices no paramétricos de diversidad
3. Mezcla de coníferas/frondosas
4. Índice de importancia

Con intención de caracterizar la biodiversidad en cuanto a la composición se ha contado el número de especies arbóreas presentes, es decir, la *riqueza*. Este estimador tan fácil de interpretar muestra en diversos estudios buenas correlaciones con los distintos taxones, especialmente con las comunidades aviares y las mariposas (VESSBY et al., 2001; MARGALEF, 1998). Los indicadores considerados para determinar la riqueza son el máximo y mínimo número de especies en cada parcela así como la media, varianza e intervalo de confianza (95%), y por último, el número total de especies en cada hábitat.

También se realizan ajustes de la presencia en las parcelas de las distintas especies arbóreas a distintos modelos de distribución utilizando el programa "Species diversity and Richness" (www.pisces-conservation.com).

Se suelen estudiar las cuatro distribuciones siguientes:

1. La distribución geométrica, (esta serie representa una situación de máxima preferencia por el nicho). MAGURRÁN (1989) explica este significado de la siguiente manera: *"Consideremos una situación en que la especie dominante tiene prioridad sobre una proporción k de ciertos recursos limitados, con la segunda especie en dominancia incrementándose sobre una misma porción k de los recursos restantes, la tercera especie explota k de lo que resta, y así sucesivamente hasta que todas las especies (N) se han acomodado. Si esta consideración se cumple y si la abundancia de especies es proporcio-*

nal al total de los recursos que pueden utilizarse, el modelo resultante de abundancia de especies seguirá una serie geométrica o hipótesis del nicho preferencial".

2. La distribución logarítmica.
3. La distribución lognormal truncada. Muchos autores defienden que la mayoría de las comunidades se ajustan a una distribución lognormal. Sin embargo, las especies raras (y consecuentemente no muestreadas) representadas en la porción izquierda de la curva, no se representan completamente en muestreos finitos. El método para ajustar a la distribución normal logarítmica truncada se basa en que el punto de puede reconocerse convirtiendo la variación observada (número de especies presentes en la parcela) a logaritmos y ajustarlos a una curva normal, haciendo caso omiso del área a la izquierda del punto de truncamiento.
4. El modelo de "palo quebrado".

Los cuatro modelos parecen representar una progresión que va desde la serie geométrica, en la que unas pocas especies son dominantes con las restantes prácticamente raras, pasando por la serie logarítmica y la distribución lognormal, donde las especies con abundancia intermedia llegan a ser más comunes, finalizando en las condiciones representadas por el modelo del palo quebrado en la que las distribuciones de las especies son tan igualmente abundantes que nunca suele observarse en el mundo real. Generalmente se observan distribuciones intermedias entre la progresión geométrica y la lognormal, acercándose a la geométrica en los casos en que los ambientes son más desfavorables.

La insatisfacción del ajuste de los modelos anteriores (conocidos como "modelos biológicos") ha llevado a intentar aproximarlas a otras distribuciones. Muchas veces los datos ecológicos se ajustan bien a las distribuciones binomial negativa truncada, gamma y dinámica. Sin embargo en principio es más prudente (según MAGURRÁN, 1989) utilizar los cuatro modelos convencionales siempre que sea posible, puesto que un buen ajuste a otro modelo estadístico (frente a los biológicos) no se le ha encontrado actualmente un significado biológico. En consecuencia, se realizan ajustes a otros modelos sólo

en los casos en que no sea posible ajustar la distribución real a los modelos biológicos.

Los *índices no paramétricos* de diversidad son incluidos por su amplio uso pese a ser criticados con frecuencia por su difícil interpretación biológica. Se calculan las densidades de especies para cada hábitat y los índices de *Margaleff*, *Menhinick*, *Berger-Parker*, *Simpson* y *Shannon*. Se realiza así mismo el estudio de la distribución de los distintos hábitat en la ordenación de diversidad de especies siguiendo la familia de curvas de RÉNYI $H\alpha$ (1961), basado en el concepto de entropía. Para comparar comunidades, en principio no comparables, se calcula $H\alpha$ para un rango de valores en los que se varía la importancia relativa del número de especies y sus proporciones. Si una comunidad toma valores más altos en todos sus puntos que el resto de las comunidades con las que se está comparando, se puede considerar que es más diversa. Si los gráficos de las dos comunidades se cruzan, serán no comparables. Estos análisis se realizan con el paquete estadístico “Species Diversity & Richness” (www.pisces-conservation.com).

El indicador *mezcla de coníferas/frondosas* es un elemento caracterizador de la biodiversidad estructural como indicador del reparto proporcional entre estos grupos de especies. Las relaciones se calculan a partir de las áreas basimétricas, y las cantidades de pies por hectárea.

Por último, el *índice de importancia IVI* (Importance Value Index), atribuido a CURTIS & MACINTOSH (1951) se calcula para cada especie arbórea. Para calcular el IVI de cada especie se suma el porcentaje de presencia en las parcelas, el porcentaje que ocupa en cantidad de pies mayores por hectárea y el porcentaje respecto a su área basimétrica. Se denominan respectivamente a estos tres sumandos: IVI-1, IVI-2 e IVI-3. Así pues el IVI puede oscilar entre 0 y 300%.

Distribución de clases diamétricas

Para cada tipología se calcula el rango de variación de los diámetros presentes en cada parcela, como la diferencia entre el diámetro máximo y el mínimo y se presenta la frecuencia de parcelas en amplitudes de 5 cm. Cuanto mayor es el número de parcelas con mayores valores de sus rangos, mayor se puede considerar la biodiversidad estructural. El número de

nichos ecológicos puede considerarse mayor si la distribución de estos rangos es variada.

Un cambio previsto en la nueva metodología es la sustitución de esta medida de la variación, por la desviación típica de los diámetros de los árboles en cada parcela, tal y como aconsejan NEUMANN & STARLINGER (2001).

Así mismo, se pondera la densidad de los árboles añosos, o sea, aquellos que sobrepasan el diámetro de cortabilidad o la edad del turno, dada su importancia como factor que proporciona refugios de fauna. La definición de árboles añosos actual es “aquellos que sobrepasan el diámetro normal de 50 cm”. Sin embargo, esta definición se acaba de modificar, particularizándose para cada especie el diámetro límite atendiendo a la longevidad de la especie, la altura máxima, el turno de corta y bibliografía especializada. Así mismo, se han manejado para la determinación de estos nuevos diámetros los datos obtenidos en el Segundo Inventario Forestal Nacional.

La estratificación vertical arbórea

El objetivo de este elemento es la determinación del número de estratos y se estima mediante dos indicadores:

- el porcentaje de parcelas ocupado por masas con subpiso y sin subpiso y
- la clasificación en masas coetáneas, regulares, semirregulares, e irregulares.

El indicador, porcentaje de parcelas en cada tipología forestal, entraña complicaciones por la definición de estrato. Si el número de estratos es mayor, el bosque entraña una mayor complejidad estructural, lo que implica una mayor biodiversidad. Se ha demostrado la existencia de una correspondencia entre la diversidad en la estructura de la vegetación y la diversidad de las aves.

Cubierta arbustiva

Este elemento analiza la composición de la flora arbustiva y su biodiversidad estructural.

En el primer caso, se calcula la riqueza de especies de matorral de cada hábitat y las densidades de éstas respecto a la superficie muestreada y al logaritmo de la cabida. En el segundo, se considera la fracción de cabida cubierta del matorral (F.c.c.), analizando los porcentajes de parcelas ocupados por las clases de F.c.c.: de 0 a 9, de

10 a 39, de 40 a 69, y mayor o igual que 70% respecto al sumatorio de todas las fracciones de cabida cubierta. También se ofrecen los resultados de la F.c.c. respecto del total de la superficie muestreada y su distribución en clases de F.c.c. Siendo unos de los datos más indicativos el porcentaje de superficie con matorral en cada hábitat y el porcentaje de solape arbustivo existente.

Por último, se incluye el cálculo de un índice de importancia de matorral para cada especie o grupo de especies en cada hábitat, considerando tres sumandos: el grado de presencia en las parcelas, la fracción de cabida cubierta respecto al total de la superficie ocupada por el matorral, y un pseudovolumen de matorral resultado de multiplicar la F.c.c. de la especie por su altura media (GORDILLO *et al.*, 2000).

Un estimador estructural adicional resumen de los dos anteriores es el resultado de clasificar en 10 clases la *complejidad estructural vertical* en función del número de estratos arbóreos y la F.c.c. arbustiva (Tabla 1).

Madera muerta

La presencia de madera muerta es para muchos autores, un aspecto crucial de la conservación de la biodiversidad (BUTLER *et al.*, 2002, FERRIS-KANN *et al.*, 1993), que indican que es un elemento fundamental para el buen funcionamiento del ecosistema, siendo altamente beneficioso contar con un cierto porcentaje de madera muerta abandonada en el monte, siempre que no se sobrepase un umbral que favorezca la aparición de plagas y aumente la peligrosidad de los incendios forestales.

El indicador hasta ahora calculado para la estimación de este elemento estructural es el número de árboles muertos en pie con un diámetro mayor de 7,5 cm.

En el nuevo estadillo de biodiversidad se tomarán datos tanto de la cantidad como de la calidad de la madera caída y en pie, lo que significará una mejora considerable en su estimación y en su significado ecológico.

Las categorías de madera muerta, serán las siguientes: madera en pie, árboles muertos caídos, trozas de madera (hasta diámetro en punta de 7,5 cm), tocones y, ramas finas y leñas. En cuanto a la determinación de las diferentes clases del estado de descomposición de la madera, se seguirá la clasificación determinada por HUNTER (1996) y GUBY & DOBBERTIN (1996):

Fragmentación y estructura espacial

La fragmentación y estructura espacial del paisaje guarda una íntima relación con la abundancia y viabilidad de determinadas especies, con la facilidad de dispersión de las poblaciones animales por los ecosistemas o con la intensidad de alteraciones antrópicas sobre los mismos, tal y como han puesto de manifiesto los recientes desarrollos en el ámbito de la ecología del paisaje (FORMAN, 1995). Por ello, estos índices del paisaje sintetizan información valiosa para la caracterización del estado de conservación y la capacidad funcional de los ecosistemas forestales y su biodiversidad. Muchos de los indicadores ecológicos más relevantes en este contexto (fragmentación, conectividad, irregularidad de formas, etc.) no son cuantificables en parcelas de

Clase	F.c.c. arbustiva	Nº estratos arbóreos
Clase 10	mayor de 40	por lo menos 2 estratos
Clase 9	entre 0 y 40	2 estratos
Clase 8	mayor de 70	1 estrato. F.c.c. arbolada > 50
Clase 7	entre 40 y 70	1 estrato. F.c.c. arbolada > 50
Clase 6	entre 10 y 40	1 estrato. F.c.c. arbolada > 50
Clase 5	menor de 10	1 estrato. F.c.c. arbolada > 50
Clase 4	mayor de 70	1 estrato. F.c.c. arbolada < 50
Clase 3	entre 40 y 70	1 estrato. F.c.c. arbolada < 50
Clase 2	entre 10 y 40	1 estrato. F.c.c. arbolada < 50
Clase 1	menor de 10	1 estrato. F.c.c. arbolada < 50

Tabla 1. Complejidad estructural vertical

muestreo aisladas, más o menos distantes en el espacio, sino que requieren de una información cartográfica continua que posibilite su estimación. La biodiversidad en un punto determinado del territorio no se caracteriza únicamente mediante estimaciones locales de diferentes parámetros en ese mismo punto, sino que es necesario considerar procesos e interrelaciones espaciales que operan en escalas más amplias y que han mostrado tener una considerable influencia en la biodiversidad existente en distintas localizaciones. Se requiere, en definitiva, una ampliación de las escalas para la adecuada evaluación de distintos indicadores de biodiversidad. Por otro lado, el inventario forestal ha considerado tradicionalmente la composición espacial (tipos de bosque presentes y la superficie ocupada por cada uno de ellos), pero no la configuración espacial, es decir, la manera en que dichos tipos de bosque están dispuestos y distribuidos por el territorio, siendo precisamente estos aspectos los que se recogen dentro de este elemento estructural. La configuración espacial del paisaje es un concepto complejo en el que intervienen diversos componentes, por lo que es necesario utilizar varios índices para caracterizar los distintos aspectos implicados. Los índices incluidos en este elemento estructural se calculan a partir del Mapa Forestal en formato vectorial y escala 1:50.000, utilizado y actualizado dentro del IFN3, generalizado para clasificar el territorio de acuerdo con los hábitat definidos para el estudio de la biodiversidad. Los índices relacionados con la estructura o configuración espacial de los hábitat forestales se engloban en tres grupos diferenciados: fragmentación y conectividad, forma y bordes compartidos.

Fragmentación y conectividad

La fragmentación es el proceso por el que extensiones continuas de bosque se convierten en un conjunto de teselas aisladas de pequeño tamaño (HAILA, 1999), definiéndose la conectividad del paisaje forestal como aquella cualidad del mismo que permite o facilita el intercambio de flujos ecológicos a través del territorio (TAYLOR et al., 1993). La fragmentación y pérdida de conectividad son consideradas una de las mayores amenazas para la conservación de la biodiversidad y las funciones ecológicas de los

bosques (TAYLOR et al., 1993, FORMAN 1995, BUNNELL & JONSON, 1998). Las consecuencias negativas de la fragmentación y la pérdida de conectividad para ciertas especies se derivan de tres causas principales (SANTOS & TELLERÍA, 1999): reducción del tamaño de las teselas de bosque remanentes, mayor aislamiento y dificultad de intercambio entre las teselas, e incremento del efecto borde y de las perturbaciones asociadas al mismo. Todo ello afecta a la abundancia, riqueza y viabilidad de las especies que habitan en los bosques (FORMAN, 1995; SANTOS & TELLERÍA, 1999). Por ello, se recomienda incluir índices de fragmentación y conectividad en los inventarios forestales nacionales (NEWTON & KAPOS, 2002), siendo útiles como indicadores espaciales para evaluar el mantenimiento de componentes y funciones ecológicas críticas de los bosques. Para satisfacer estas necesidades, en el IFN3 se incluyen los siguientes índices cuantificados para cada uno de los hábitat definidos para el estudio de la biodiversidad: número de teselas, tamaño medio aritmético y cuadrático de las teselas, tamaño de la tesela mayor, desviación típica de los tamaños de las teselas, longitud de bordes, porcentaje de área interior (para dos distancias al borde consideradas, 100 y 300 m), índice de cohesión (originalmente propuesto por SCHUMAKER (1996) y posteriormente adaptado a formato vectorial según SAURA (2004), distancia media a la tesela más próxima, y probabilidad de conectividad o probabilidad de coincidencia (para una determinada distancia de dispersión). La probabilidad de conectividad se define como la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar dentro del hábitat correspondan a una misma región conexas, entendiéndose por región conexas el conjunto de teselas de hábitat que se encuentran suficientemente próximas entre sí (a una distancia entre sus bordes menor que una determinada distancia de dispersión especificada). De manera equivalente, se puede definir como la probabilidad de que un animal pueda alcanzar otro punto del hábitat seleccionado aleatoriamente si es capaz de dispersarse una distancia de dispersión determinada a través de zonas del territorio no correspondientes a dicho hábitat. Los valores de la probabilidad de conectividad dependen entonces de la distancia de dispersión considerada, presentándose por tanto sus resulta-

dos, a diferencia del resto de los índices, mediante una gráfica en función de dicha distancia (hasta un máximo de 15 km) para cada uno de los hábitat. En cuanto al resto de los índices, una mayor fragmentación viene indicada por valores mayores del número de teselas, de la longitud de bordes y de la distancia media a la tesela más próxima y por valores menores de los tamaños de las teselas, del porcentaje de área interior y del índice de cohesión.

Forma

Las formas de los contornos de los bosques son el resultado de un conjunto de factores naturales y antrópicos que interactúan en el territorio, considerándose la forma como una de las características más relevantes de la estructura espacial del paisaje. En general, los valores de los índices de forma se relacionan con el grado de naturalidad de los hábitat forestales o del entorno en el que éstos se encuentran, ya que la acción humana tiende a moldear las teselas en formas más o menos simples y regulares, mientras que en ausencia de influencia antrópica los contornos de las teselas tienden a ser más complejos y sinuosos, obteniéndose por tanto valores más altos de índices de irregularidad de formas. Las formas más irregulares y sinuosas podrían delimitar hábitat forestales con una mayor capacidad de acogida para la biodiversidad, pudiéndose relacionar con aspectos tales como la riqueza de especies o el carácter autóctono o exótico de las especies arboladas presentes (MOSER *et al.*, 2002; SAURA & CARBALLAL, 2004). Además, la forma de las teselas se ve también influida, entre otros factores, por la geomorfología de las zonas en las que éstas se encuentran, de modo que terrenos de topografía abrupta y pendientes marcadas pueden contribuir a configurar contornos más complejos e irregulares que vengan determinados por los patrones de pendiente y humedad edáfica existentes en el terreno. Por último, la vegetación ripícola presenta, al situarse en franjas estrechas y alargadas junto a los cauces, valores muy altos de distintos índices sensibles a la elongación de las teselas. Los índices de forma incluidos dentro del IFN3 son el índice de forma medio, el índice de forma medio ponderado por el tamaño de la tesela, la densidad de puntos de forma

característicos y el índice de elongación (SAURA & CARBALLAL, 2004).

Bordes compartidos

En este apartado se recoge la longitud de bordes compartidos entre cada uno de los hábitat considerados, incluyéndose también varias clases que discriminan el tipo de cubierta existente en las zonas sin presencia de formaciones forestales arboladas. La información relativa a los bordes compartidos es relevante para estimar la abundancia de determinados ecotonos (transiciones entre distintos tipos de hábitat y cubiertas del suelo), con las consiguientes implicaciones sobre las especies y procesos ecológicos que se puedan ver potenciados en los mismos. Además, esta información es útil como un indicador del grado de asociación o adyacencia que pueda existir entre los distintos hábitat y tipos de cubierta considerados, es decir, de la tendencia de éstos a presentarse contiguos en el territorio. En concreto, puede utilizarse como un indicador del grado de influencia humana sobre los distintos hábitat forestales, mayor en aquellos que presentan en mayor medida adyacencias a usos del suelo como el urbano.

INDICADORES ADICIONALES DE BIODIVERSIDAD

A continuación se recogen una serie de variables que se pretenden medir en futuras provincias a inventariar dentro del IFN3 como ampliación de las ya consideradas hasta la fecha según lo descrito anteriormente.

Riqueza de las especies no leñosas

Las riqueza de las diferentes clases de vegetación no siempre muestran correlaciones entre ellas y los resultados obtenidos son muy diferentes. Cualquiera de estos niveles puede ser de especial importancia dependiendo de la zona en que nos encontremos y de la finalidad del estudio. Las plantas no leñosas tienen numerosas funciones como ser alimento para diferentes especies animales, el uso medicinal, etc... Los datos que se muestrearán serán los siguientes:

Riqueza en cada subparcela de:

1. Riqueza de helechos

2. Riqueza de angiospermas gramíneas y
3. Riqueza de angiospermas no gramíneas.
4. Riqueza en cada sustrato de líquenes.

Los líquenes se consideran indicadores especialmente útiles debido a su alta correlación con los cambios medioambientales. También ofrecen la ventaja de que pueden ser muestreados en cualquier época del año.

Presencia de especies vegetales amenazadas

El muestreo de especies amenazadas de especial importancia es un indicador reconocido en la mayor parte de las metodologías elaboradas internacionalmente (proyecto Bear, WCMC, etc...). Los datos que se obtendrán serán las diferentes especies existentes y su frecuencia.

Porcentaje de cobertura del suelo

Porcentaje de cobertura del suelo de cada tipología forestal por tierra, piedras, roca, turberas, encharcamientos, vegetación herbácea, materia orgánica, etc...

Lugares estratégicos

En este apartado se muestrearán dos elementos diferentes:

- Frecuencia de distintos elementos tales como montones de tierra, toperas, madrigueras, cuevas, muros, y otros.
- También se muestrearán las cavidades en los troncos cuya longitud de eje supere los 20 cm. Este medio de especial importancia, constituye un hábitat de localización discontinua que contiene en su interior especies cuya biología es muy original (DAJOZ, 2001).

Transectos de borde de la masa forestal

El contacto de los diferentes "hábitat" forestales definidos para cada provincia con las comunidades adyacentes como pueden ser cultivos, pastos, aguas...se hace por una zona de transición denominada borde o ecotono. A menudo, este efecto se manifiesta por la presencia de una riqueza de especies mayor y un número más elevado de individuos (DAJOZ, 2001).

CRITERIOS DE CONSERVACIÓN

Para determinar una gestión óptima para la conservación de la biodiversidad hacen falta sin duda numerosos programas de investigación. Se

ha de tener en cuenta que las mediciones que se realizan son parciales y no son capaces de estimar todos los procesos ecológicos significativos. Además se debe valorar que todas estas mediciones están afectadas por el hombre que ha favorecido unas especies u otras y ha fragmentado el territorio (TERRADAS, 2001). Sin embargo, existen una serie de criterios generales de conservación referentes principalmente a conservación de la riqueza de especies como son la preservación de áreas con altos niveles de endemismos, la protección específica de especies clave, favorecer una mayor diversidad tanto de la estructura vertical como de la horizontal, y evitar la fragmentación conservando tamaños grandes de las teselas de hábitat y manteniendo altos niveles de conectividad.

BIBLIOGRAFÍA

- BUNNELL, F.L. & JOHNSON, J.F.; 1998. *Policy and practices for biodiversity in managed forests: the living dance*. UBC Press. Vancouver.
- BUTLER, J., ALEXANDER, K. & GREEN, T.; 2002. *Decaying wood: An overview of its status and ecology in the United Kingdom and Continental Europe*. USDA Forest Service General Technical Report. PSW-GTR-181.
- CURTIS, J.T. & MACINTOSH, R.P.; 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476-496.
- DAJOZ, R.; 2001. *Entomología forestal: los insectos y el bosque, papel y diversidad de los insectos en el medio forestal*. Mundiprensa libros S.A. Madrid.
- FERRIS, R. & HUMPHREY, J.W.; 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72(4): 313-328.
- FERRIS-KAAN, R.; LONSDALE, D.; WINTER, T.; 1993. The conservation management of deadwood in forests. *Research Information Note* 241. Research Division. Forestry Authority. Edimburgo.
- FINEGAN, B.; PALACIOS, W.; ZAMORA, N. & DELGADO, D.; 2001. Ecosystem-level Forest Biodiversity and Sustainability Assessment for Forest Management. *In*: R.J. Raison,

- A.G. Brown & D.W. Flinn (eds). *Criteria and indicators for sustainable forest management*: 341-376. IUFRO Research Series No. 7. CABI Publishing. Wallingford.
- FORMAN, R.T.T.; 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- GORDILLO, E.; DÍAZ, R. & MARTÍNEZ-MILLÁN, J.; 2000. Elementos estructurales para la caracterización de la biodiversidad en el Tercer Inventario Forestal Nacional. En: A. Rojo et al. (eds.), *Actas del Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes II*: 641-647. Tragsa. Santiago de Compostela.
- GROOMBRIDGE, B. & JENKINS, M.D.; 1996. *Assessing biodiversity status and sustainability*. WCMC Biodiversity Series No 5. World Conservation Press. Cambridge.
- GUBY, N.A. & DOBBERTIN, M.; 1996. Quantitative estimates of coarse woody debris and standing dead trees in selected Swiss forests. *Global Ecol. Biog. Lett.* 5: 327-341.
- HAILA, Y.; 1999. Islands and fragments. In: M.L. Hunter (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*: 234-264. Cambridge University Press. Cambridge.
- HUNTER, M.L.; 1990. *Wildlife, forests, and forestry: principles of managing forests for biological diversity*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, N.J.
- MAGURRAN, A.E.; 1989. *Ecological diversity and its Measurement*. Princeton University Press. New Jersey.
- MARGALEF, R., 1998. *Ecología*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona.
- MOSER, D., ZECHMEISTER, H.G., PLUTZAR, C., SAUBERER, N., WRBKA, T. & GRABHERR, G.; 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 657-669.
- NEUMANN, A.C. & STARLINGER, F.; 2001. The significance of different indices of stand structure and diversity in forests. *For. Ecol. Manage.* 145(1-2): 91-106.
- NEWTON, A.C. & KAPOS, V.; 2002. Biodiversity indicators in national forest inventories. *Unasylva* 53(3): 210.
- RÉNYI, A.; 1961. On measures of entropy and information. In: J. Neyman (ed.), *Proceedings of the 4th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability* 1: 3-27. International Cooperative Publishing House. Fairland, MD.
- SANTOS, T. Y TELLERÍA, J.L.; 1999. *Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados de las mesetas ibéricas*. Serie Técnica, Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- SAURA, S. & CARBALLAL, P.; 2004. Discrimination of native and exotic forest patterns through shape irregularity indices: An analysis in the landscapes of Galicia. Spain. *Landscape Ecology* 19: 647-662.
- SAURA, S.; 2004. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology* 19: 197-209.
- SCHULZE, E.D. & MOONEY, H.A.; 1994. Ecosystem function of biodiversity: a summary. In: E.D. Schulze & H.A. Mooney (eds.), *Biodiversity and Ecosystem Function*: 497-510. Springer-Verlag. Berlin.
- SCHUMAKER, N.H.; 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77: 1210-1225.
- TAYLOR, P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K. & MERRIAM, G.; 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- TERRADAS, J.; 2001. *Ecología de la vegetación, de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona.
- VESSEBY, K., SÖDERSTRÖM, B.O., GLIMSKAR, A. & SVENSSON, B.; 2002. Species-Richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural Grasslands. *Cons. Biol.* 16(2): 430-439.