

Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos

R. Ajbilou¹, T. Marañón^{1*} y J. Arroyo²

¹ IRNAS, CSIC. Apartado 1052. 41080 Sevilla. España

² Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla. España

Resumen

El análisis de la distribución de clases diamétricas para las diferentes especies arbóreas de una masa forestal permite evaluar su estado ecológico y de conservación; en particular permite detectar la falta de regeneración o bien el envejecimiento de las masas. Se han estudiado 84 muestras de bosques autóctonos de la Península Tingitana, en el norte de Marruecos. Los alcornocales y quejigares tienen en general una distribución asimétrica positiva del diámetro del tronco, que parece reflejar problemas de regeneración. Los cedrales tienen una gran proporción de individuos pequeños que parece indicar una población en fase de recuperación después de talas masivas. Los pinares de pino resinero del magreb presentan un elevado número de individuos en las clases diamétricas medianas, indicando una tendencia al envejecimiento del bosque. Los morabitos o bosques sagrados suelen estar dominados por alcornoques de gran tamaño, aunque también se han estudiado otros donde domina la coscoja y el agracejo (*Phillyrea latifolia*) con porte arbóreo.

Palabras clave: *Quercus suber*, *Quercus canariensis*, distribución diamétrica, Península Tingitana, Marruecos, regeneración, bosques sagrados.

Abstract

Analysis of diameter distributions and conservation of forests of northern Morocco

The analysis of diameter distributions for different tree populations in a forest, allows to evaluate its ecological and conservation conditions. In particular, this type of analysis allows to detect a lack of regeneration or an ageing trend. A total of 84 samples of native forests have been studied in the Tingitanian Peninsula, northern Morocco. Forests of *Quercus suber* and *Q. canariensis* tend to have an asymmetric, positive diameter distribution; this pattern reflects a lack of regeneration. Forests of *Cedrus atlantica* have a great proportion of small-diameter trees, indicating a recovering stage after past massive logging. Forests of *Pinus pinaster* var. *maghrebiana* have a relative higher number of trees within the intermediate size classes, indicating an ageing trend. Sacred forests or *morabitos* are usually dominated by large, old trees of *Quercus suber*; in some cases, tree-sized *Quercus coccifera* and *Phillyrea latifolia* are dominant.

Key words: *Quercus suber*, *Quercus canariensis*, diameter distributions, Tingitanian Peninsula, Morocco, forest regeneration, sacred forests.

Introducción

El paisaje forestal mediterráneo que vemos en la actualidad es el resultado de la actuación del hombre y su gestión de los recursos a lo largo de la Historia (Le Houérou, 1981; McNeill, 1992; Marañón y Ojeda, 1998). Entre los procesos que han contribuido a la deforestación de la Cuenca Mediterránea, Thirgood (1981) ha destacado los siguientes: la transformación del bosque en cultivos y pastos, la explotación de ma-

dera para la construcción de barcos, la extracción de combustible para uso doméstico o para la minería, las guerras e invasiones, los incendios y el sobrepastoreo. Los bosques del Rif, y en particular de la Península Tingitana (norte de Marruecos), han sufrido episodios intensos de perturbación que han sido más acentuados en la época reciente (Mikesell, 1960; Reille, 1977; Taiqui, 1997).

La mayor parte de los bosques actuales de Marruecos son testigos de una explotación intensa, que se refleja en su estructura y composición. Excepcionalmente, los morabitos o «bosques sagrados» han sido respetados en señal de respeto hacia el santo musul-

* Autor para la correspondencia: teodoro@irnase.csic.es

Recibido: 25-06-02; Aceptado: 22-04-03.

mán enterrado en ese lugar. Esos bosques sagrados están formados por árboles centenarios y su composición florística ha sido considerada como remanente del bosque originario (clímax) de la región (Ruiz de la Torre, 1955; Sauvage, 1961; Quézel y Barbero, 1990; Benabid, 1991). La conservación de bosques asociados a lugares sagrados es un fenómeno extendido por diferentes lugares de África, Asia y las islas del Océano Pacífico y tienen un importante valor para la conservación de la biodiversidad (Gadgil, 1996).

El estrato arbóreo es un archivo natural con información de calidad sobre la historia del bosque. El tamaño de los troncos, el grosor de los anillos de crecimiento y la composición química de la madera son ejemplos de parámetros que cambian con el tiempo y pueden ser utilizados como registros históricos. La distribución de las clases diamétricas ha sido utilizada para estudiar el dinamismo de las poblaciones forestales, su relación con los factores ambientales y su respuesta a diversos tipos de gestión (Caritat *et al.*, 1991; Bernadzki *et al.*, 1998; Solomon y Gove, 1999).

Asumiendo que existe una relación entre el tamaño de un árbol y su edad, la distribución de las clases diamétricas de una mancha de bosque refleja su estructura demográfica y, por tanto, su historia reciente. De esta forma, cuando se encuentran «huecos» en los histogramas para ciertas clases de tamaño, se puede inferir que corresponden a determinadas épocas de crisis en la dinámica de la población forestal. Por ejemplo, una escasez de regeneración para una especie arbórea se debe notar por la baja densidad de las clases diamétricas que representan a los árboles más pequeños (que suponemos más jóvenes). Por otro lado, una tala excesiva continua o la muerte de los árboles viejos por alguna causa epidémica o climática, se debe poner de manifiesto por la falta de árboles en las clases de mayor diámetro. También se puede encontrar una densidad baja de árboles en clases diamétricas intermedias, en ese caso se infiere que algún agente (tala intensiva pero limitada en el tiempo, o bien una perturbación episódica) ha provocado una ausencia temporal de regeneración.

Los estudios que relacionan tamaño de tronco y edad del árbol deben tener en cuenta, sin embargo, que las tasas de crecimiento están afectadas por las condiciones ambientales. En un mismo período de tiempo, el tamaño alcanzado por el tronco puede ser bastante diferente entre dos árboles que han crecido en situaciones diferentes, p. ej. en suelo pobre frente a suelo fértil. Por tanto, las comparaciones de tamaño de tronco

entre masas diferentes deben ser tomadas con precaución. Por otro lado, existe el problema añadido de los árboles que rebrotan de cepa o raíz (como el alcornoque), en cuyo caso no sabemos si la edad del tronco que se mide (unidad modular o *ramet*) es igual o muy diferente a la del individuo original que emergió de la semilla (*genet*). A pesar de estas limitaciones metodológicas, y a falta de estudios dendrocronológicos o genéticos detallados de la zona en cuestión, el análisis de las clases diamétricas proporciona una primera aproximación sobre el estado del bosque, que debe ser contrastada con estudios posteriores.

En este trabajo se analiza la distribución de las clases diamétricas de 84 muestras de bosques autóctonos de la Península Tingitana (norte de Marruecos), en base a las mediciones de un total de 2.504 árboles, pertenecientes a 8 especies (véase contexto general del estudio en Ajbilou, 2001). La mayoría de los bosques estudiados presenta una cobertura media del estrato arbóreo superior al 60%. También se han incluido algunos bosques perturbados (p. ej. 12 muestras con una cobertura arbórea inferior al 20%) por su interés comparativo y ecológico (Ajbilou, 2001). Por otro lado, no se han incluido los bosques galería en riberas de ríos y arroyos, ni los bosques sobre sustrato básico (p. ej. calizas o margas). Se estudia por separado la distribución de las clases diamétricas para cada especie, dedicando especial atención al alcornoque (*Quercus suber*) y al quejigo moruno (*Q. canariensis*), que son los árboles dominantes en estos bosques. A partir de los resultados obtenidos y de las observaciones de campo se infiere el estado de conservación de los bosques; también se comentan los posibles problemas que pueden causar la falta de regeneración o el envejecimiento de estas poblaciones arbóreas. Estas conclusiones se deben considerar como provisionales y serán confirmadas (o refutadas) con futuros inventarios forestales completos del norte de Marruecos.

Material y métodos

En el presente trabajo se han estudiado los bosques que se presentan sobre la formación de roca arenisca, en la Península Tingitana (norte de Marruecos). Esta región se extiende sobre una superficie de 10.000 km², con tres fachadas marítimas que dan respectivamente al Océano Atlántico, al Estrecho de Gibraltar y al Mar Mediterráneo (Fig. 1). Está localizada entre las latitu-



Figura 1. Mapa del área de estudio con la distribución del sustrato sobre roca arenisca y la localización de las muestras de bosques indicada por asteriscos (modificado de Ajbilou, 2001).

des $35^{\circ} 00'$ y $35^{\circ} 55'$ N y las longitudes $5^{\circ} 00'$ y $6^{\circ} 15'$ W (ver descripción en Maraño *et al.*, 1999; Ajbilou, 2001). Los picos más altos de las montañas de arenisca se localizan al oeste de la ciudad de Chaouen, en particular los montes Khezana (1.705 m), Bouhachem (1.681 m) y Souinna (1.705). El clima es de tipo mediterráneo, con notable influencia atlántica. El invierno es lluvioso y fresco, con nevadas en las cimas de estos montes, mientras que el verano es una estación caliente y seca. Las medias anuales de precipitación varían entre 600 mm para las zonas bajas y 2.170 mm en las estaciones de las zonas más altas. Las temperaturas medias anuales varían entre 10°C y 20°C ; las

temperaturas medias mínimas no bajan de 0°C , mientras que las temperaturas medias máximas, rara vez superan los 30°C .

Después de siglos de destrucción de grandes extensiones de bosques en el norte de Marruecos (Mikesell, 1960; Reille, 1977 y Taiqui, 1997), algunos agentes de la deforestación, como las guerras y la explotación de madera para la construcción de barcos, ya no están activos. En la actualidad, los incendios, las rozas abusivas y el sobrepastoreo son los principales factores que amenazan el mantenimiento de la biodiversidad y el uso sostenible del bosque en esta región (Benabid, 1983, 1985; MEF, 1998).

Se han seleccionado 84 muestras de bosque que son representativas de los principales tipos de masas forestales de la región. A partir del mapa geológico se han seleccionado las zonas de sustrato silíceo (areniscas) como áreas potenciales de estudio. Se han visitado estas zonas y se han seleccionado masas relativamente conservadas de bosque, si las hubiera. Se han intentado recoger los principales tipos de bosque: por ejemplo alcornocal y quejigar en las zonas bajas; cedral y melojar en las zonas altas. Las muestras se han tomado en un rango de altitud que varía entre 1.600 m para el quejigar del monte Khezana, hasta casi el nivel del mar (unos 15 m) en el alcornocal de Charf el Akab, cerca de Tánger. En este estudio no se han incluido los bosques de ribera.

En cada muestra de bosque se ha elegido un transecto de 100 m para el estudio de la cobertura arbórea y arbustiva (Ajbilou, 2001). Este transecto debía interceptar un área relativamente homogénea de bosque y seguir (en lo posible) las curvas de nivel. La orientación de la pendiente se medía para considerarla como una variable ambiental. En cada transecto se han tomado 21 puntos equidistantes (a 5 m). En cada punto, se eligió el árbol más cercano, se anotó la identidad de la especie, se midió el diámetro de su tronco (a 1,5 m de altura) y su distancia al árbol más próximo, del cual se anotó a su vez la especie y se midió el diámetro; sólo se han considerado los árboles con tronco de diámetro superior a 7 cm. En caso de árboles ramificados por la base (inferior a la altura del pecho) se midió el diámetro justo debajo de la división del tronco; mientras que en el caso de los árboles que rebrotan ramificados desde el suelo, se midió el tronco de mayor diámetro; esta circunstancia fue bastante común en madroños (*Arbutus unedo*) y a veces en alcornoques (*Quercus suber*) con rebrotes de cepa.

La densidad de árboles de una muestra de bosque se ha calculado mediante el método del «vecino más próximo» (Cottam y Curtis, 1956). En total, se midieron 21 distancias entre-pares-de-árboles (independientemente de la especie a que perteneciera) para cada muestra de bosque. El valor medio de las distancias se ha multiplicado por el factor de corrección 1,67 para estimar la densidad de pies (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

La tipificación de los patrones de distribución de las clases diamétricas se ha realizado mediante el ajuste a la función β :

$$V = k (x-a)^\alpha (b-x)^\gamma$$

donde V es el número de individuos en cada clase diamétrica; k es una constante; x es la variable «clase diamétrica»; a y b son, respectivamente el valor mínimo y máximo de la variable x (para todos los árboles de todas las especies); α y γ son los parámetros que muestran, respectivamente, el grado de asimetría (sesgo) y el grado de apuntamiento (curtosis) de la distribución (Zar, 1999). Según los diferentes valores y signos que tomen los parámetros α y γ se tipifican los bosques, en función de sus patrones de distribución de las clases diamétricas (Loetsch *et al.* 1973, véase Tabla 1 y Figura 2). Para el ajuste a la función β se ha utilizado la opción de estimación no lineal del programa Statistica (StatSoft, 1997). Los árboles se han distribuido en clases diamétricas con 10 cm de intervalo (excepto la primera clase, que agrupa los árboles con diámetro entre 7 y 15 cm); se han excluido del ajuste las muestras de bosque donde se contaron menos de 10 árboles.

Resultados

Frecuencia y densidad

En la Tabla 2 se presentan las 13 especies de árboles y arbustos arborescentes encontradas, su frecuencia relativa (en las 84 muestras) y la densidad media por muestra (ya sea en bosques puros de esa especie o en mixtos). Las tres especies más frecuentes han sido alcornoque (*Q. suber*, 87% de las muestras), quejigo moruno (*Q. canariensis*, 33%) y madroño (*Arbutus unedo*, 31%). La coscoja (*Q. coccifera*) fue la especie con el valor máximo de densidad (más de 1.500 pies/ha en el morabito de Sidi Daoud), seguida del pino resinero del Magreb (*Pinus pinaster* var. *maghrebiana*, con 968 pies/ha). También formaban bosques densos en esta zona los alcornoques (*Q. suber*, media de 455 pies/ha), madroños (*Arbutus unedo*, 407 pies/ha) y robles melojos (*Q. pyrenaica*, 387 pies/ha).

Tabla 1. Tipos de bosques según los valores de los coeficientes α y γ de la función β

Bosque	α	γ	$\alpha-\gamma$	Tipo de distribución
Tipo 1	-	+	-	Distribución descendente
Tipo 2	+	+	-	Asimétrica positiva
Tipo 3	+	+	+	Asimétrica negativa
Tipo 4	+	-	+	Distribución ascendente

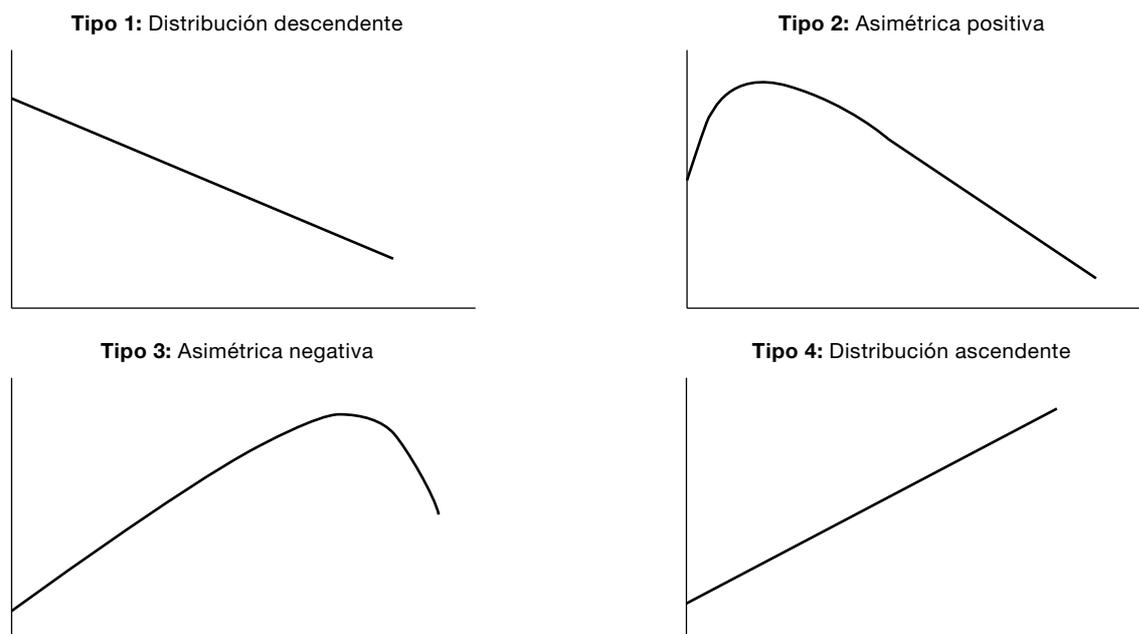


Figura 2. Tipos de distribuciones diamétricas según la función beta (modificado de Loetsch *et al.*, 1973).

Tipificación del bosque según las clases diamétricas

La tipificación de las distribuciones de tamaño de troncos por clases diamétricas se ha realizado separadamente para cada especie. Las dos especies más abundantes en los bosques del norte de Marruecos, el alcornoque (*Quercus suber*) y el quejigo moruno (*Q. canariensis*), han recibido mayor atención en este análisis.

Tabla 2. Frecuencia relativa (n = 84) y densidad (media \pm desviación estándar) de las especies arbóreas autóctonas en la Península Tingitana

Especie	Frecuencia (%)	Densidad (pies/ha)
<i>Arbutus unedo</i>	31	407 \pm 670
<i>Cedrus atlantica</i>	5	234 \pm 242
<i>Crataegus monogyna</i>	2	156 \pm 207
<i>Erica arborea</i>	8	61 \pm 41
<i>Olea europaea</i>	4	22 \pm 21
<i>Phillyrea latifolia</i>	5	166 \pm 196
<i>Pinus pinaster</i> var <i>maghrebiana</i>	2	968 \pm 714
<i>Pistacia lentiscus</i>	1	109
<i>Quercus canariensis</i>	33	171 \pm 290
<i>Q. coccifera</i>	1	1510
<i>Q. pyrenaica</i>	14	387 \pm 385
<i>Q. rotundifolia</i>	2	276 \pm 352
<i>Q. suber</i>	87	455 \pm 477

Alcornocales

Se han contado y medido 1.606 árboles de *Q. suber* en 73 muestras de bosques naturales, en el área de estudio. Sólo en una pequeña fracción (70 árboles que representan el 4,4%) de ellos se había extraído el corcho recientemente. La densidad media para esta especie fue de 455 árboles/ha; siendo el valor máximo de 2.227 árboles/ha, mientras que el mínimo fue de 9 árboles/ha.

En la Figura 3 se muestra la distribución por clases diamétricas de todos los árboles de *Q. suber* medidos, tomados en conjunto. La distribución de tamaños está sesgada hacia las primeras clases diamétricas. De los 1.606 árboles medidos, un 89% no supera los 35 cm de diámetro. La segunda clase diamétrica (16-25 cm) contiene la mayor parte (41,3%) de los árboles; mientras que sólo un 3,3% superan los 55 cm de diámetro. El alcornoque más grande que se ha medido tenía 135 cm de diámetro y se localizó en el morabito del monte Khezana.

Existe un cierto sesgo hacia las clases de tamaño más pequeño (< 35 cm de diámetro), sin embargo en los alcornocales de la Península Tingitana escasean los árboles muy pequeños (7-15 cm de diámetro, Fig. 1), que parece indicar un declive reciente en la regeneración. Por otra parte, los alcornoques grandes (con más de 45 cm de diámetro) son muy raros salvo en los contados casos de los bosques sagrados.

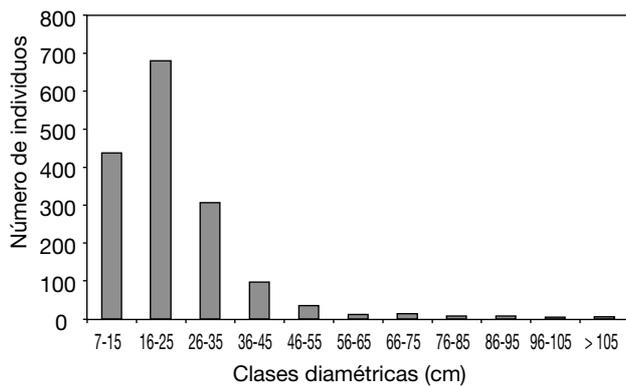


Figura 3. Distribución en clases diamétricas (n = 1.606) del alcornoque (*Q. suber*) en la zona de estudio.

La tipificación de los alcornocales, según los coeficientes α y γ de la función β , ha distinguido los siguientes tipos:

Alcornocal Tipo 1. Está representado por 9 muestras, con una densidad que varía entre 165 y 1.405 alcornoques/ha, siendo el valor medio igual a 489 árboles/ha. Los árboles son todos de tamaño pequeño; la mayor parte (> 95%) no llega a 25 cm de diámetro y una parte importante (71%) tiene el diámetro menor de 15 cm. Las características más destacadas de este tipo de alcornocal son la ausencia total de árboles grandes (>35 cm de diámetro) y la dominancia de la clase diamétrica más pequeña (7-15 cm) (Figura 4).

Alcornocal Tipo 2. Es el tipo de alcornocal más abundante y representativo en la zona de estudio, con 49 muestras. La densidad es muy variable, entre 82 y 2.227 árboles/ha, con una media de 556 árboles/ha. Se distingue del Tipo 1 principalmente por la relativa escasez de los alcornoques más pequeños (7-15 cm) y por la mayor abundancia de la clase intermedia (16-25 cm) (Figura 4). A pesar de ello, la mayor parte (86%) de los árboles no superan los 35 cm de diámetro, es decir existen pocos árboles grandes; un carácter general en la mayoría de los alcornocales examinados. De hecho, sólo en un 35% de los alcornocales se han medido árboles que superen los 45 cm de diámetro.

Alcornocal Tipo 3. Sólo dos muestras de alcornocal corresponden a este tipo de bosque «envejecido». Se trata de dos lugares sagrados: uno fue estudiado en el monte Alam con 84 pies/ha y el otro, más denso, en el monte Khezana, con 188 pies/ha. Estos alcornocales están caracterizados, sobre todo, por la ausencia total de árboles pequeños, que tengan un diámetro de tronco inferior a 45 cm (Figura 4). El valor medio del diámetro de los troncos en estos dos bosques ha sido

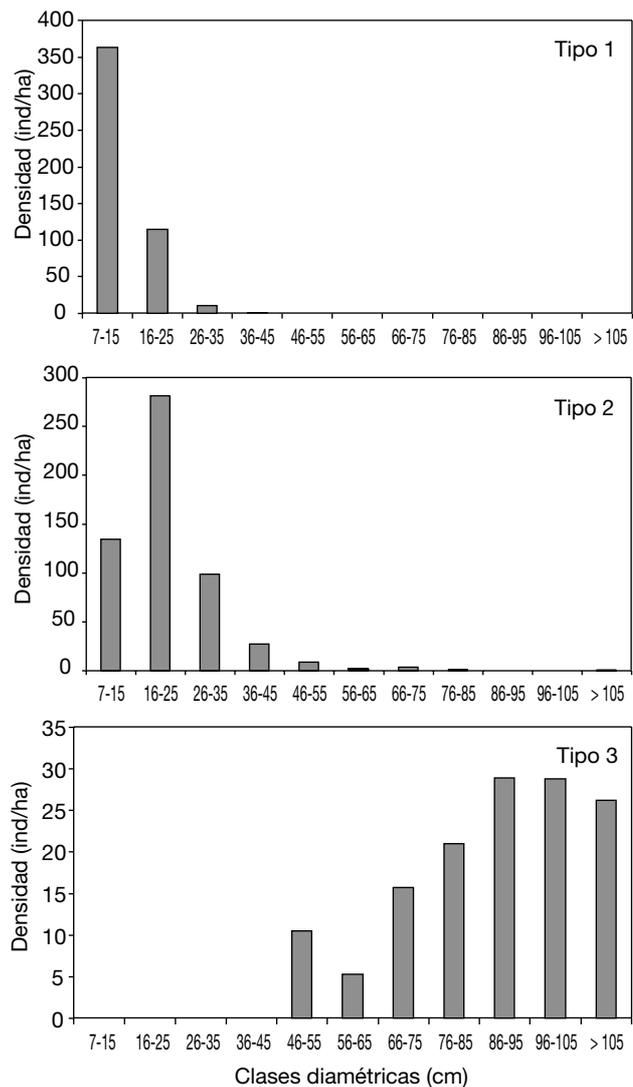


Figura 4. Tipos de alcornocal según el análisis de la distribución diamétrica.

de 87,1 cm; el alcornoque más grande que se ha medido alcanzó los 135 cm de diámetro, mientras que el más pequeño también tuvo un tamaño considerable, con 50 cm de diámetro.

Quejigares morunos

El quejigo moruno (*Quercus canariensis*) fue menos frecuente que el alcornoque. Se han medido 243 árboles en 28 muestras de quejigar (puro o mixto). La mayor parte (60%) tenían menos de 35 cm de diámetro y sólo 38 árboles superaron los 55 cm de diámetro (con media de 90,1 cm, n = 38); la mayoría de estos grandes quejigos morunos se midieron en la sierra de

Bouhachem y en monte Khezana. El árbol más grande midió 150 cm de diámetro y estaba en la sierra Bouhachem.

La distribución total de las clases diamétricas del quejigo moruno (Figura 5), es relativamente más homogénea que la del alcornoque (Figura 3); aunque existe una gran variabilidad entre las muestras. Se han clasificado 11 muestras de quejigar (las que tenían más de 10 árboles/transecto) según el ajuste a la función β , en los tipos siguientes:

Quejigar Tipo 1. Está representado por dos muestras que corresponden a los bosques con mayor densidad: el quejigar del monte Alam, a 400 m de altitud, tiene una densidad de 856 pies/ha, mientras que el de la sierra del Bouhachem tiene 1.382 pies/ha. Estos dos quejigares parecen tener una regeneración sexual exitosa, ya que no se han observado rebrotes de raíz (R.A., observación personal). Las características más destacadas de este tipo de quejigar son que una gran proporción de los árboles (61%) no supera los 35 cm y que existe una ausencia casi total de árboles grandes (que superen los 55 cm de diámetro) (Figura 6).

Quejigar Tipo 2. Este tipo de bosque está representado por ocho muestras; la densidad varía entre 60 y 3.382 pies/ha. Los quejigos más abundantes son los que tienen un diámetro inferior a 55 cm, pero existen árboles en diez de las once clases diamétricas (Figura 6). La clase más pequeña (7-15 cm) tiene una densidad relativamente baja, con sólo 18 pies/ha. Existen pocos árboles grandes en este tipo de bosque; sólo se han medido árboles con diámetro superior a 55 cm en tres muestras, que corresponden a las zonas más altas, en cotas superiores a los 800 m.

Quejigar Tipo 4. Un bosque envejecido de quejigos es el único representante del tipo 4 (mientras que no se encontró ninguno del tipo 3). Este quejigar está lo-

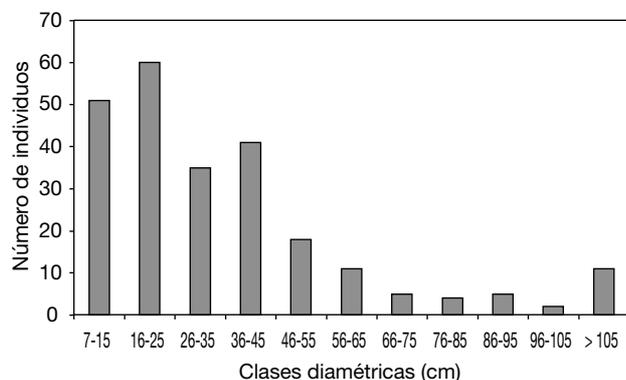


Figura 5. Distribución en clases diamétricas ($n = 243$) del quejigo moruno (*Q. canariensis*) en la zona de estudio.

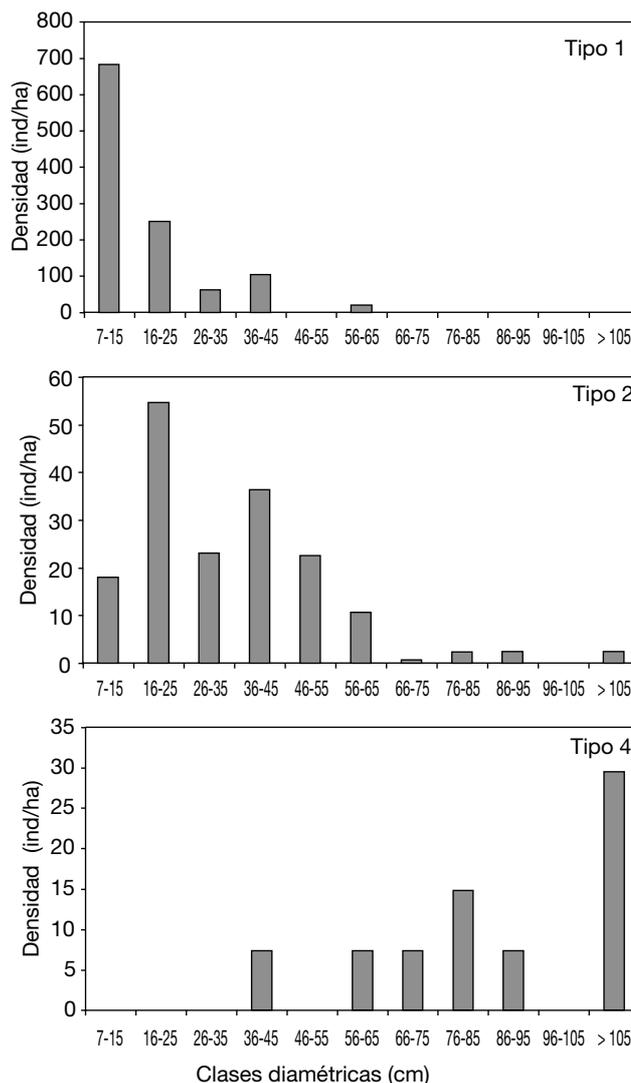


Figura 6. Tipos de quejigar según el análisis de la distribución diamétrica.

calizado en la zona alta del monte Bouhachem, a 1.440 m, muy próximo a un cedral (de *Cedrus atlantica*). Tiene una densidad de 73 pies/ha, de los cuales una gran parte (40%) supera el metro de diámetro de tronco. El quejigo más grande midió 150 cm de diámetro, mientras el más pequeño tuvo 43 cm; el diámetro medio de este bosque peculiar de quejigos morunos fue 92,1 cm.

Otras especies de árboles

A continuación se describe brevemente la distribución total de las clases diamétricas para otras especies de árboles que fueron menos frecuentes en la zona de estudio.

Roble melojo. La distribución diamétrica de los 175 árboles de *Q. pyrenaica* (Figura 7) fue semejante a las ya descritas para *Q. suber* (Figura 3) y *Q. canariensis* (Figura 5); en todas ellas la mayor proporción de árboles correspondió a las clases más pequeñas (< 35 cm). La mayoría de los melojos (36%) midieron entre 16-25 cm de diámetro de tronco (Figura 7).

Cedro. La distribución diamétrica de los 63 cedros medidos (en tres cedrales) presentó una mayor proporción (50%) de la clase diamétrica más pequeña (7-15 cm). La proporción de árboles fue disminuyendo paulatinamente en las clases siguientes (Figura 7); el valor medio fue 19,1 cm. En general, se observó una

ausencia casi absoluta de cedros con más de 55 cm de diámetro.

Pino resinero del Magreb. La distribución diamétrica de *Pinus pinaster* var *maghrebiana* (medidos en dos pinares relictos) mostró una moda bien definida en la clase intermedia (36-45 cm); más de la mitad (59%) de los pinos tenían troncos con diámetro entre 26 y 55 cm (Figura 7).

Madroño. La mayor parte de los madroños (*Arbutus unedo*), considerados como parte del estrato arbóreo, tenían un tronco relativamente pequeño (79% entre 7 y 15 cm) (Figura 7). Sólo seis madroños superaron los 25 cm de diámetro de tronco, casi todos ellos (cin-

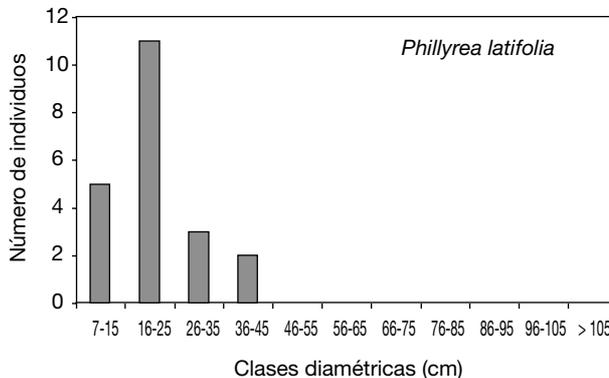
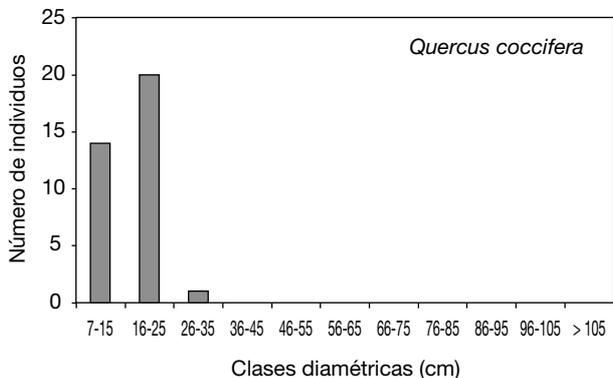
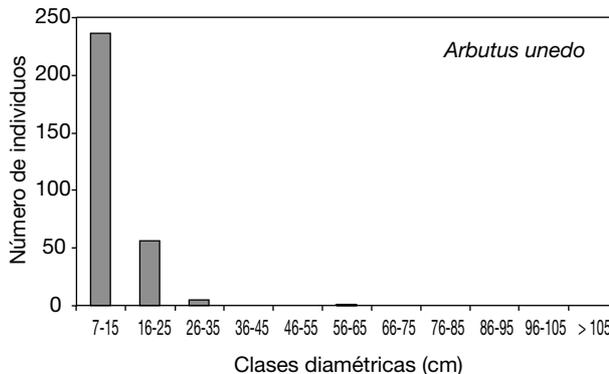
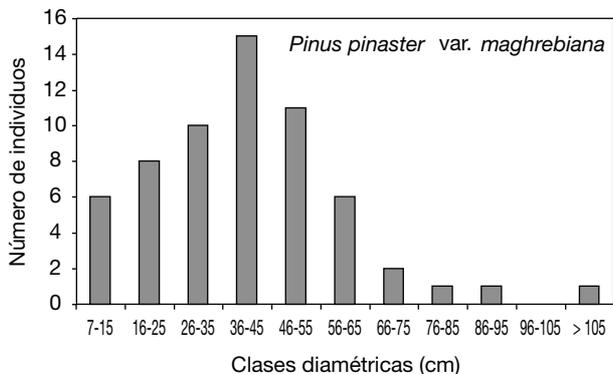
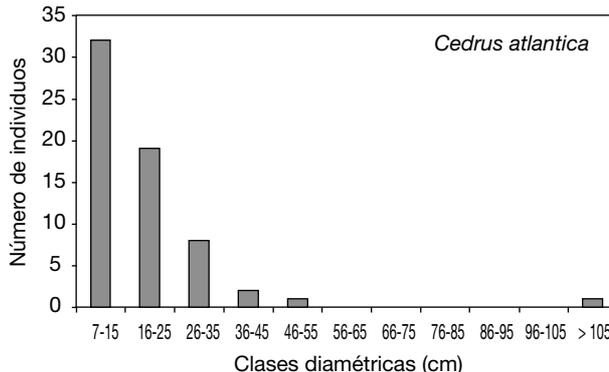
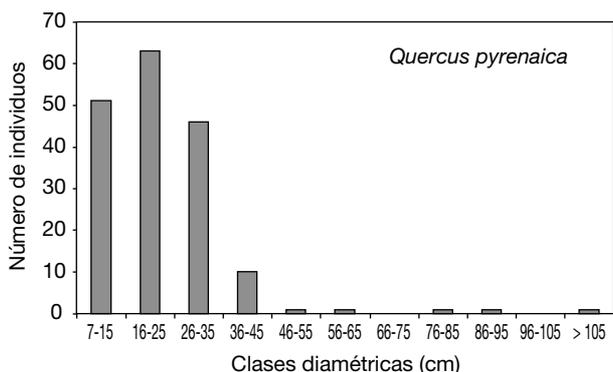


Figura 7. Distribuciones diamétricas de otras especies arbóreas de la zona de estudio.

co) estaban localizados en un alcornocal próximo al morabito Sidi Habib, en el monte Habib.

Coscoja. Se han medido 35 ejemplares en el bosque sagrado de Sidi Daoud. La mayor parte (60%) de estos árboles tenían un diámetro de tronco superior a 15 cm; el diámetro medio fue 20,5 cm (Figura 7).

Agracejo. La distribución diamétrica de los 21 ejemplares de *Phillyrea latifolia* con porte arbóreo, medidos todos en el morabito de Sidi Naimi, mostró una moda en la clase de 16-25 cm (Figura 7). La mayor parte (64%) de estos árboles superaron los 15 cm de diámetro, siendo la media de 33,6 cm.

Discusión

El análisis de las distribuciones diamétricas nos permite inferir el estado demográfico de las masas de bosque y sus posibles problemas de conservación. En principio, una distribución de tamaños en forma de L, es decir con una mayor proporción de las clases de tamaño pequeño (que suponemos corresponden a los árboles más jóvenes), aseguraría el reclutamiento y la regeneración de la población (Taylor y Halpern, 1991).

En general, la distribución diamétrica de todos los individuos (1.606) de alcornoque (*Quercus suber*) medidos, parece confirmar que existe un problema de falta de regeneración en estos alcornocales del norte de Marruecos. La germinación y establecimiento natural a partir de semillas parece ser escasa; cuando algunas germinan y producen brinzales, éstos parecen tener tasas de supervivencia muy bajas (aunque no conocemos estudios demográficos que lo hayan documentado). Sin embargo, en la interpretación de las curvas de distribución diamétrica de esta especie hay que tener en cuenta su capacidad rebrotadora. Probablemente, una gran parte de los árboles con tronco pequeño sean resultado del rebrote a partir de cepa o de raíz. De hecho, existen numerosas evidencias, como el aspecto de algunos árboles con cicatrices antiguas o la presencia frecuente de varios troncos en un mismo individuo, que parecen confirmar esta hipótesis. Así pues, hacen falta estudios más detallados que analicen la proporción de pies de origen vegetativo (por rebrote) frente a los de origen sexual (por germinación de semilla) en estos bosques.

Una distribución similar de tamaños se ha observado en el Parque Natural Los Alcornocales (sur de España) y se ha interpretado como el resultado de un manejo del alcornocal que favorece a los individuos medianos, que se descorchan mejor (Jurado, 2002). En

un estudio monográfico del alcornocal en el mismo Parque, Torres (1995, 2000) ha señalado diferentes procesos implicados en la disminución de la regeneración natural: 1) existen causas estrictamente fisiológicas que reducen la producción de semillas viables; desde la formación de yemas florales hasta la maduración del fruto; 2) otras son patológicas, debidas a la acción de insectos y microorganismos sobre semillas y plántulas; 3) existen también factores ecológicos como el estado del suelo, el sombreado por una cubierta excesiva de las copas y la sequía estival intensa, que aumentan la mortalidad de las plántulas en los primeros años; 4) por último, los factores antrópicos relacionados con la obtención de combustible, el pastoreo abusivo y el exceso de visitantes perjudican la regeneración del bosque. En cuanto a los alcornocales de Marruecos, Benabid (1985) ha identificado el pastoreo excesivo como uno de los factores que afectan negativamente a su regeneración natural.

Las dos especies dominantes de árboles, el alcornoque (*Quercus suber*) y el quejigo moruno (*Q. canariensis*), presentan respuestas diferentes a las actuaciones de gestión forestal. Las poblaciones de alcornoque con gran proporción de troncos pequeños (Tipo 1) suelen ser bosques que han rebrotado después de un fuego intenso o de una tala excesiva, más que reclutamientos a partir de semillas. Por ejemplo, en el encinar de Manut (Mallorca), se ha observado un fuerte incremento en el número de pies de la clase diamétrica 5-10 cm debido al rebrote, después de las talas de árboles de la clase diamétrica de 15-20 cm (García Plé *et al.*, 1988). Por el contrario, la presencia de numerosos árboles pequeños en una población de quejigos parece indicar la relativa protección de ese lugar que ha permitido la regeneración natural. Las plántulas de quejigo son sensibles a las intervenciones humanas y los casos de rebrote son escasos. Según comentan Ceballos y Ruiz de la Torre (1979), el quejigo es «un árbol que se reproduce bien por semilla y retoños dando escasos renuevos». En la zona de estudio se ha encontrado un quejigar con estas características (Tipo 1) en el monte Alam, en una zona relativamente baja y rodeado de formaciones de alcornoque; éste podría ser un lugar interesante para estudiar con más detalle los factores asociados a la regeneración natural del quejigar. Desde el punto de vista metodológico, un mismo tipo de distribución diamétrica, por ejemplo «curva Tipo 1», debe ser interpretada teniendo en cuenta si la especie en cuestión tiene capacidad rebrotadora o es germinadora estricta.

Existen dos procesos principales y contrapuestos que determinan el desarrollo de los bosques en la zona de estudio: por un lado la fuerte intervención antrópica, que mediante la roza y el pastoreo, limita la regeneración; por otro lado, la capacidad de regeneración del bosque, ya sea mediante rebrote o por germinación de semillas, mantiene el reclutamiento de la población. La mayoría de los bosques, tanto alcornocales como quejigares, en la Península Tingitana presentan una estructura diamétrica unimodal (Tipo 2), con una mayoría de árboles de tamaño de tronco intermedio. Este patrón parece indicar un declive reciente en la regeneración natural (la mortalidad de plántulas y brinzales es elevada) que podría suponer un envejecimiento a medio plazo de la masa forestal.

El quejigo moruno (*Quercus canariensis*) coexiste con el alcornoque en muchos bosques, pero parece ser más competitivo en las zonas húmedas y fértiles donde tiende a formar masas puras. Existen evidencias paleopalínológicas (Reille, 1977) de una mayor dominancia de los *Quercus* caducifolios (quejigo y melojo) en el norte de Marruecos en épocas pasadas; mientras que la acción directa de las talas y los incendios y el efecto indirecto de la «aridización» del medio habrían favorecido al alcornoque en épocas recientes. En la actualidad, el quejigo sigue sufriendo una explotación continua por la relativa calidad de su madera (p. ej. para uso en construcción, Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). En las zonas bajas, sus poblaciones han quedado refugiadas en lugares más o menos protegidos y húmedos; mientras que en las zonas altas de la sierra de Bouhachem, monte Sounna y monte Khezana, que son relativamente inaccesibles, los quejigos forman masas continuas y extensas, prácticamente monoespecíficas.

La falta de regeneración en las poblaciones de quejigos del norte de Marruecos (en las zonas bajas) contrasta con su situación en la orilla norte del Estrecho. En el Parque Natural Los Alcornocales (sur de España), la clase diamétrica menor (10-20 cm) supone el 22% del total de árboles medidos (Jurado, 2002), lo cual indica un buen estado regenerativo de estas poblaciones. Esta recuperación de los bosques españoles ha tenido que ser importante a partir del abandono del carboneo a mediados del siglo XX, mientras que los quejigares marroquíes siguen sufriendo una explotación importante para la obtención de madera y combustible. En los quejigares de la zona de estudio, la proporción de árboles pequeños es muy baja: como media, 4 pies de cada 100 tienen un diámetro inferior

a 15 cm, lo cual representa un escaso potencial de regeneración de la población.

Las masas forestales con una distribución asimétrica negativa y ascendente (Tipos 3 y 4) representan bosques con una mayor proporción de árboles de tamaño grande (que suponemos son más viejos). Las muestras de alcornocales Tipo 3 y de quejigares Tipo 4 identificadas en la zona de estudio corresponden a condiciones ecológicas muy diferentes: los alcornocales «envejecidos» están refugiados en los lugares sagrados de altitud baja o mediana, mientras que los quejigares «envejecidos» ocupan las zonas altas de los montes Bouhachem, Sounna y Khezana; aunque también se han encontrado individuos aislados de quejigos centenarios en las zonas bajas, refugiados en lugares sagrados. En general, el pastoreo excesivo y la escasa cobertura del sotobosque (ausencia de plantas nodrizas que favorezcan el establecimiento de las plántulas de *Quercus* durante sus primeros años) parecen ser los principales factores limitantes de la regeneración del bosque en Marruecos (Benabid, 1985). En particular, los quejigares de las zonas altas del Rif sufren rozas del sotobosque y pastoreo, que causan su envejecimiento demográfico. Mientras que en los alcornocales envejecidos de las tierras bajas el proceso es diferente: se trata de bosques sagrados donde se respetan fundamentalmente los árboles, mientras que el estrato arbustivo se limpia con frecuencia, bien para facilitar el acceso a los visitantes o bien para enterrar a los fallecidos, resultando así una distribución demográfica envejecida.

En otros tiempos, los árboles «viejos y enfermos» fueron eliminados por los gestores del bosque mediterráneo para optimizar la producción de madera, de corcho u otros productos forestales, así como para controlar las posibles plagas. Sin embargo, existe una tendencia actual a proteger estos árboles «veteranos» por su valor como testigos históricos y como hábitats para numerosas especies de invertebrados y hongos (Key, 1996; Marañón, 1999). Por ejemplo, en un programa de gestión de árboles «veteranos» en Inglaterra, se han identificado hasta 9 micro-hábitats asociados a estos árboles viejos que permiten la conservación de una mayor diversidad de invertebrados y mantienen así la biodiversidad del bosque (Key, 1996). También son cada vez más frecuentes los programas de conservación de árboles singulares, por su tamaño, su forma o su simbolismo histórico y cultural. Los bosques de morabitos representan una buena oportunidad para llevar a la práctica programas de conservación de árboles singulares.

Los morabitos (bosques sagrados) de la zona de estudio son mayoritariamente de alcornoque y se caracterizan por el gran tamaño que suelen alcanzar sus árboles. Sin embargo, también existen otros morabitos donde domina la coscoja (*Quercus coccifera*) e incluso el agracejo (*Phillyrea latifolia*). Estas dos especies vegetales suelen presentar un porte arbustivo en la zona de estudio, sin embargo alcanzan un porte arbóreo de tamaño considerable en estos bosques sagrados. Si bien estas formaciones forestales no ocupan superficies muy extensas, la peculiaridad de su composición florística y la distribución diamétrica excepcional de algunas especies, plantea la posibilidad de que formaciones arbóreas mixtas de coscoja y agracejo estuvieran en otros tiempos (antes de la intervención antrópica intensa) relativamente extendidas en el paisaje tingitano.

Otra especie frecuente en el estrato arbóreo es el madroño (*Arbutus unedo*), que según Ceballos y Ruiz de la Torre (1979) es un buen indicador de la fertilidad del suelo. Su distribución diamétrica presenta una mayor proporción de la clase más pequeña; es muy frecuente la abundancia de arbolillos que proceden de estacas de rebrote, y que son resultado de talas antiguas del bosque. En cambio, en los bosques sagrados, el madroño adquiere un tamaño de tronco considerable (más de 25 cm de diámetro).

El roble melojo (*Quercus pyrenaica*) es abundante en las cotas elevadas, formando con frecuencia bosques mixtos (de melojo-quejigo); también es frecuente encontrar híbridos aparentes entre estas dos especies (R.A., observación personal). El melojo está restringido geográficamente en Marruecos a la región centro-occidental del Rif, (Benabid, 2000). En el presente estudio de bosques sobre roca arenisca, se ha encontrado el melojo en los montes Bouhachem, Sounna y Khezana, entre 1.150 y 1.515 m de altitud. Es una especie acidófila, abundante en el Centro y Oeste de la Península Ibérica, llegando hasta el sur de Francia (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). En el Parque Natural Los Alcornocales (orilla norte del Estrecho de Gibraltar), sólo se encuentran pequeños bosquetes próximos al Pico del Aljibe (1.091 m) y unos pequeños rodales en la Sierra de Luna. Los bosques de melojo suelen presentar una estructura compleja, tanto por sus abundantes retoños y renuevos, como por la fortaleza y la densidad de su sistema radical que le concede un importante papel protector en las cumbres y las laderas altas de las montañas (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). Su distribución diamétrica de Tipo 2 (Figura 7) indica un cierto declive en la regeneración.

El cedro (*Cedrus atlantica*) y el pino resinero del Magreb (*Pinus pinaster* var. *maghrebiana*) son las dos únicas especies de coníferas que forman bosques autóctonos en las montañas de areniscas de la Península Tingitana (por otra parte, *Tetraclinis articulata* también es importante en el norte de Marruecos pero no se ha encontrado en las montañas estudiadas). Los cedros del Rif han sido codiciados por su madera resistente y duradera, siendo objeto de una tala intensiva desde antiguo (Mikesell, 1960; Reille, 1977). Durante el trabajo de campo del presente estudio no se han observado señales recientes de talas de cedros, sin embargo persisten restos (grandes tocones resecaos y medio podridos) de las talas antiguas. En las talas selectivas se eligen los cedros que tienen un diámetro mínimo de 60 cm; esta especie tiene un crecimiento radial relativamente lento y tarda unos 80-90 años en alcanzar este tamaño (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1979). La distribución diamétrica de los cedrales estudiados, con mayoría de árboles en las clases de tamaño pequeño (7-35 cm), representa a formaciones jóvenes en fase de recuperación después de las talas intensivas que tuvieron lugar a mediados del siglo anterior. En este sentido, existen documentos sobre talas masivas de cedros en el monte Bouhachem durante los años cuarenta (Benabid, 1984; Taiqui, 1997).

Los bosques de pino resinero del Magreb (*Pinus pinaster* var. *maghrebiana*) presentan la mayor proporción de individuos en las clases diamétricas intermedias. Este tipo de distribución supone una etapa intermedia en un proceso de envejecimiento del bosque. En un estudio de los bosques de clima templado de Polonia, se observó en 1936 una distribución asimétrica a favor de las clases diamétricas pequeñas, mientras que en 1992 las mismas poblaciones presentaron una distribución simétrica, con mayor número de individuos en las clases diamétricas intermedias; este cambio en las distribuciones refleja un proceso de envejecimiento de las poblaciones (Bernadzki *et al.*, 1998). En el caso de los pinares autóctonos del Rif, aunque están legalmente protegidos de las talas, se ha detectado un declive en el reclutamiento que puede representar un problema para su persistencia futura.

Los bosques del norte de Marruecos tienen un gran valor ecológico y de conservación (Marañón *et al.*, 1999). La gestión sostenible de estos bosques debe asegurar el mantenimiento de su biodiversidad, por mandato de la Convención Internacional de Diversidad Biológica (SCBD, 2001), firmada por Marruecos. El bosque mediterráneo cumple diversas funciones: hi-

drológica, de protección, conservación, social, científica, didáctica y afectiva (Ruiz de la Torre, 1998). Uno de los objetivos importantes en la gestión de los sistemas de montaña del norte de Marruecos es proteger la cuenca de los embalses, para evitar la erosión y colmatación, así como los riesgos de avenida que puedan afectar las infraestructuras hidrológicas y agrícolas, en las zonas bajas. Se han planificado proyectos de conservación del bosque que no siempre han sido fácil de cumplir, por sus complicadas implicaciones socioeconómicas. Es necesario plantear una política forestal con dos objetivos: por un lado proteger el medio natural y el bosque, y por otro mejorar la producción agro-silvo-pastoral para satisfacer las necesidades alimentarias y energéticas de la población rural de las montañas. En este sentido, los asistentes a la Conferencia sobre Conservación y Uso Sostenible del Monte Mediterráneo de Málaga (VV. AA., 1998, pág. 283) concluyeron que «*Cualquier política de conservación de los recursos naturales no sólo debe garantizar un nivel de vida adecuado de las poblaciones rurales sino además hacerse mediante su participación y con su conformidad*».

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la DGES, proyecto PB97-1177. R. A. ha disfrutado de una beca del Ministerio de Asuntos Exteriores (AECI). Agradecemos a Mohammed Ater, de la Facultad de Ciencias de Tetuán, las facilidades para el trabajo de campo en Marruecos; a Luis V. García el asesoramiento en el análisis cuantitativo; a dos evaluadores anónimos sus comentarios que han mejorado el manuscrito.

Referencias bibliográficas

- AJBILOU R., 2001. Biodiversidad de los bosques de la Península Tingitana (Marruecos). Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. España.
- BENABID A., 1983. Problèmes posés par l'aménagement sylvopastoral et réforestation dans le Rif centro-occidental (Maroc). Annales de la Recherche Forestière au Maroc. Tome 23.
- BENABID A., 1984. Etude phytoécologique des peuplements forestières y préforestiers du Rif centro-occidental (Maroc). Travaux de l'Institut Scientifique Chérifien. Serie Botanique, n° 34, Rabat.
- BENABID A., 1985. Les écosystèmes forestiers préforestiers et presteppiques du Maroc: Diversité, répartition géographique et problèmes posés par leur aménagement. Forêt Méditerranéenne, Tome VII, 1, 53-64.
- BENABID A., 1991. La préservation de la forêt au Maroc. En: M. Rejdali y V.H. Heywood (eds.) Conservation des ressources végétales, Actes Edition, Rabat, pp. 97-104
- BENABID A., 2000. Flore et écosystèmes du Maroc: Evaluation et préservation de la biodiversité. Ibis Press. Paris.
- BERNADZKI E., BOLIBOK L., BRZEZIECKI B., ZAJACZKOWSKI J., ZYBURA H., 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Bialowieza National Park, northeastern Poland. J Veg Sci 9, 229-238.
- CARITAT A., MOLINAS M. L., OLIVA M., 1991. Estructura y crecimiento del alcornoque gerundense. Studia Oecologica 8, 159-170.
- CEBALLOS L., RUIZ DE LA TORRE J., 1979. Árboles y arbustos de la España peninsular. E.T.S.I.M., Madrid.
- COTTAM G., CURTIS J.T., 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. Ecology 37, 451-460.
- GADGIL M., 1996. Managing biodiversity. En: Biodiversity (K. J. Gaston, ed.) Blackwell, Oxford, pp. 345-366.
- GARCÍA PLÉ C., OLIVIER T., PALMER M., PIÑA S., PRATS E., SUREDA P., VANRELL P., VILANOVA T., XAMENA J., MOREY M., 1988. Estructura del estrato arbóreo y evaluación del mantillo en ecosistemas forestales con diferente grado de conservación en Mallorca. Revista Científica (IEB) 3, 81-88.
- JURADO V., 2002. Los bosques de las Sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar (Cádiz-Málaga). Ecología, transformaciones históricas y gestión forestal. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- KEY R. S., 1996. Invertebrate conservation and pollards. En: Pollard and veteran tree management (H. J. Read, ed.) Corporation of London, Londres, Tomo II, pp 21-28.
- LE HOUÉROU H.N., 1981. Impact of man and his animals on mediterranean vegetation. En: Mediterranean type shrublands. Ecosystems of the world (di Castri, F., Goodall, D.W. y Specht, R.L., eds.) 11, Elsevier, Amsterdam, pp. 479-521.
- LOETSCH F., ZOHRER F., HALLER K.E., 1973. Forest inventory. Volume II. Forest inventory section, Federal Research Organisation for Forestry and Forest Product, Reinbek.
- MARAÑÓN T., 1999. El bosque mediterráneo. En: Naturaleza de Andalucía. Vol. 7. El medio forestal (V. Jurado, ed.) Giralda, Sevilla. pp 16-50.
- MARAÑÓN T., OJEDA J. F., 1998. Ecology and history of a wooded landscape in southern Spain. En: The ecological history of European forests (K. J. Kirby y C. Watkins, eds.) CAB International, Wallingford. pp 107-116.
- MARAÑÓN T., AJBILOU R., OJEDA F., ARROYO J., 1999. Biodiversity of woody species in oak woodland of southern Spain and northern Morocco. Forest Ecol Manag 115, 147-156.
- MCNEILL J. R., 1992. The mountains of the Mediterranean world. An environmental history. Cambridge University Press, Cambridge.
- MEF (Ministère des Eaux et Forêts), 1998. Conservation et développement durable des ressources forestières. Rapport national préparé à l'occasion de la tenue de la Con-

- férence Internationale sur la conservation et l'utilisation soutenable de la forêt méditerranéenne (Malaga-Espagne). Ministère Chargé des Eaux et Forêts. Rabat.
- MIKESELL M.W., 1960. Deforestation in northern Morocco. Burning, cutting and browsing are changing a naturally wooded area into a land of scrub. *Science* 132, 441-448.
- MUELLER-DOMBOIS D., ELLENBERG H., 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, NY.
- QUÉZEL P., BARBERO M., 1990. Les forêts méditerranéennes. Problèmes posés par leur signification historique, écologique et leur conservation. *Acta Botanica Malacitana* 15, 145-178.
- REILLE M., 1977. Contribution pollenanalytique à l'histoire holocène de la végétation des montagnes du Rif (Maroc septentrional). *Recherches françaises sur le Quaternaire INQUA* 50, 53-76.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1955. El matorral en Yebala (Marruecos español). Estudio de las formaciones de matorral en la región de Yebala, su tratamiento y aprovechamiento en relación con la defensa y protección del suelo contra la erosión. Instituto de Estudios Africanos. CSIC, Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE J., 1998. La función protectora del monte mediterráneo. En: Conferencia Internacional sobre la conservación y el uso sostenible del monte mediterráneo, Málaga, EGMASA -Junta de Andalucía, Sevilla, pp 35-41
- SAUVAGE CH., 1961. Recherche géobotanique sur les subérais marocains. *Travaux de l'Institut Scientifique Chérifien, Série Botanique* 21. Rabat.
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity), 2001. Handbook of the Convention on Biological Diversity. Earthscan, London, UK.
- SOLOMON D. S., GOVE J. H., 1999. Effects of uneven-age management intensity on structural diversity in two major forest types in New England. *Forest Ecol Manag* 114, 265-274.
- STATSOFT, 1997. STATISTICA for Windows, Vers 5.1. StatSoft Inc, Tulsa, Oklahoma, USA.
- TAIQUI L., 1997. La dégradation écologique au Rif marocain: nécessité d'une nouvelle approche. *Mediterranea. Serie de Estudios Biológicos* 16, 5-17.
- TAYLOR A.H., HALPERN C.B., 1991. The structure and dynamics of *Abies magnifica* forests in the southern Cascade Range, USA. *J Veg Sci* 2, 189-200.
- THIRGOOD J.V., 1981. Man and the Mediterranean forest. Academic Press, London, UK.
- TORRES A.E., 1995. Estudio de los principales problemas selvícolas de los alcornocales del macizo del Aljibe (Cádiz y Málaga). Tesis Doctoral, Univ Politécnica de Madrid.
- TORRES A.E., 2000. Tratamientos selvícolas y métodos de ordenación que favorecen la regeneración natural de *Quercus suber* en el Parque Natural «Los Alcornocales». *Jornadas sobre manejo y conservación de alcornocales, Jerez de la Frontera*, 17 pp.
- VV. AA., 1998. Conclusiones. En: Conferencia Internacional sobre la conservación y el uso sostenible del monte mediterráneo, Málaga, EGMASA - Junta de Andalucía, Sevilla, pp 280-284,
- ZAR J. H., 1999. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, NJ.