

Selección de especies y efecto del ciervo (*Cervus elaphus* L.) sobre arbustados y matorrales de los Montes de Toledo, España central*

M. Fernández-Olalla¹, J. Muñoz-Igualada¹, M. Martínez-Jauregui¹,
C. Rodríguez-Vigal² y A. San Miguel-Ayanz^{1**}

¹ ETS Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

Avda. Ramiro de Maeztu, s/n. Ciudad Universitaria. 28040 Madrid. España

² Centro Quintos de Mora. O.A. Parques Nacionales. Costanilla de San Lázaro, 3. 45003 Toledo. España

Resumen

Los sistemas agroforestales (mosaicos de bosques, arbustados, matorrales, pastos herbáceos y cultivos) dedicados a la caza del ciervo constituyen una forma rentable y creciente de uso territorial en la España mediterránea desde la década de 1960. Como consecuencia, las cargas cinegéticas han aumentado mucho y sobrepasan con frecuencia los 50 individuos/km². Ello origina un nuevo problema de sustentabilidad para esos nuevos sistemas agroforestales. Este trabajo analiza la selección de especies leñosas por el ciervo y el efecto de sus poblaciones sobre arbustados y matorrales de los Montes de Toledo. Se obtuvieron índices de selección para 33 especies leñosas comparando sus porcentajes de utilización (ramoneo) con los de disponibilidad. *Phillyrea angustifolia*, *Arbutus unedo* y *Quercus faginea* presentaron los máximos índices mientras que *Thymus mastichina*, *Daphne gnidium* y *Pinus pinea* exhibieron los más bajos. Las preferencias alimenticias no variaron significativamente al hacerlo las cargas cinegéticas. El efecto de una carga del orden de 35 ciervos/km² parece superar el límite de sustentabilidad, incluso teniendo en cuenta que en el área de estudio existen pastos sembrados y cultivos disponibles para los ciervos.

Palabras clave: ramoneo, carga cinegética, capacidad de carga, monte mediterráneo, sustentabilidad, indicador.

Abstract

Species selection and effect of red deer (*Cervus elaphus* L.) on shrublands at the Montes de Toledo range, central Spain

Agroforestry systems (mosaics of woodlands, rangelands and croplands) managed for red deer rearing and hunting constitute a profitable and increasing form of land usage in Mediterranean Spain since the 1960s. As a consequence, stocking rates have increased dramatically and are now frequently over 50 individuals/km². That situation has created a new problem of sustainability for that new type of agroforestry systems. This paper analyses the selection of woody species by red deer and the effect of that species on Mediterranean shrublands at the Montes de Toledo range in central Spain. Selection indexes were measured for 33 woody species by comparing percentages of utilization (browsing) with percentages of availability. *Phillyrea angustifolia*, *Arbutus unedo* and *Quercus faginea* showed the highest selection indexes while *Thymus mastichina*, *Daphne gnidium* and *Pinus pinea* showed the lowest ones. Food preferences showed no significant variation with different red deer stocking rates. The effect of red deer stocking rates around 35 individuals/km² on woodlands and shrublands seems to be over the sustainability level even though sown pastures and croplands are available for red deer populations within the study area.

Key words: browsing, stocking rate, carrying capacity, Mediterranean rangeland, sustainability, indicator.

Introducción

La caza mayor ha sufrido una brusca transformación en España durante las últimas cinco décadas. Has-

ta ese momento era una actividad tradicional de baja intensidad y con una mínima trascendencia económica. Sin embargo, los cambios acaecidos durante la segunda mitad del siglo XX la han convertido en una actividad económica de primer orden, que afecta gran parte de la Península Ibérica y que ha incrementado su intensidad de un modo muy significativo. De hecho, los montes aptos para su práctica, que eran terrenos

* Trabajo en homenaje al Profesor D. Juan Ruiz de la Torre.

** Autor para la correspondencia: alfonso.sanmiguel@upm.es

Recibido: 08-06-06; Aceptado: 26-10-06.

marginales hasta hace pocas décadas, han llegado a adquirir precios impensables y cuentan hoy, con cierta frecuencia, con vallas perimetrales. En realidad, se puede afirmar que ha aparecido un nuevo tipo de sistema agroforestal constituido por un mosaico de bosques, arbustedos, matorrales, pastos herbáceos naturales y, con frecuencia, pastos artificiales y cultivos cuyo objetivo principal es la producción y el aprovechamiento de la caza mayor. De ese modo, la actividad cinegética se ha convertido en un motor importante para el desarrollo del medio rural. Sin embargo, la gestión de esos sistemas también puede plantear graves problemas de sustentabilidad si no se realiza de forma ordenada (San Miguel *et al.*, 1999).

El caso del ciervo (*Cervus elaphus* L.) es paradigmático de esa situación. A principios del siglo XX casi había desaparecido de la península Ibérica, y sus poblaciones, de densidad generalmente inferior a 1 individuo/km², se concentraban en zonas marginales de Sierra Morena y los Montes de Toledo (Blanco, 1998). En la actualidad, favorecido por la creciente demanda y los altos precios de su derecho de caza, ha sido reintroducido en casi toda España y sus densidades se han incrementado de forma muy sustancial. Los mayores niveles de intensificación, probablemente de todo el mundo, se producen en la España mediterránea, donde las densidades superan con cierta frecuencia las 50 reses/km² y en no pocos casos alcanzan los 100. Esa situación, unida a la proliferación de las vallas cinegéticas perimetrales, que obligan a las fincas a ser auto-suficientes al menos en alimento, agua y refugio, está planteando problemas de sustentabilidad que se manifiestan de muy diferentes modos (Pérez-Carral *et al.*, 1993; San Miguel *et al.*, 1999). Hay casos de deficiente alimentación de las reses que se traducen en mala condición corporal, bajas tasas de fertilidad y trofeos de escasa calidad (Saether, 1997; Gaillard *et al.*, 2000). Sin embargo, los problemas más graves son los de tipo sanitario (Frölich *et al.*, 2004; Gortazar, com. pers.), que pueden afectar al ganado doméstico (parasitosis y epizootias) o incluso al hombre (zoonosis), y los de falta de regeneración y degradación de la vegetación leñosa, que constituye el hábitat y una de las principales fuentes de alimento para el ciervo. Precisamente por ello es cada vez más necesario llevar a cabo trabajos de investigación que permitan seleccionar indicadores de sustentabilidad de ese tipo de gestión, cuantificar el impacto de las poblaciones de ciervo sobre el medio natural y, finalmente, adoptar las medidas necesarias para garantizar que esa sustentabilidad

se consigue (San Miguel *et al.*, 1996; González y San Miguel, 2004).

Por su sensibilidad al ramoneo, las especies vegetales leñosas han demostrado poseer buenas cualidades para ser utilizadas como indicadores de la carga de ungulados que soporta el medio natural y, como consecuencia, han sido utilizadas con frecuencia para tal fin (Petrides, 1975; Society for Range Management, 1986; Mitchell and Kirby, 1990; Reid, 1996). Sin embargo, los estudios científicos realizados sobre el particular son muy escasos en España. La situación correspondiente a las preferencias y pautas de selección de dieta del ciervo es similar: se han publicado algunos trabajos referentes a la alimentación de ese ungulado en distintas zonas de la península Ibérica (Rodríguez Berrocal, 1978; Palacios *et al.*, 1980, 1989; Venero, 1984; Álvarez y Ramos, 1991; Álvarez *et al.*, 1991; García y Cuartas, 1992; Soriguer *et al.*, 1994; Martínez, 1996; San Miguel *et al.*, 2000; Bugalho *et al.*, 2001; Garín *et al.*, 2001; Bugalho y Milne, 2003), se ha cuantificado la oferta de biomasa ramoneable en matorrales del Parque Natural de Monfragüe (Patón *et al.*, 1999) e incluso se ha analizado el papel del ciervo como dispersor de semillas de especies arbustivas (Malo y Suárez, 1996, 1998). Sin embargo, no se ha llevado a cabo una cuantificación científica de sus preferencias y sus efectos sobre la vegetación leñosa.

Como consecuencia de todo lo expuesto, el trabajo que ahora se presenta pretende aportar información sobre la selección de especies leñosas y los efectos del ciervo (*Cervus elaphus* L.) sobre los arbustedos y matorrales característicos del sistema agroforestal monte mediterráneo-caza mayor de la Península Ibérica. En concreto, se pretende estudiar cómo seleccionan los ciervos este tipo de especies y cuál es el efecto de las cargas de estos animales sobre sus preferencias y sobre el grado de ramoneo que muestran las diferentes especies arbustivas y de matorral que se incluyen en este trabajo.

Material y Métodos

Área de estudio

El estudio se ha realizado en la finca «Quintos de Mora» (Los Yébenes, Toledo), que pertenece al Organismo Autónomo Parques Nacionales. Se trata de una finca de 6.864 ha. El clima es mediterráneo de invier-

nos fríos: termotipos mesomediterráneo superior y supramediterráneo inferior y ombrotipos seco a subhúmedo, según Rivas-Martínez (1987), y se caracteriza por la gran variabilidad intra- e interanual de sus precipitaciones: desde 200 mm a más de 1.500 mm anuales. La topografía es de cubeta, con una parte montañosa de orientación norte (umbría), un amplio valle de raña y otra zona montañosa de orientación sur (solana). El sustrato litológico es ácido y pobre en nutrientes, fundamentalmente cuarcitas, y la catena habitual de suelos es: litosol (cumbres y espolones) – cambisol dístico (laderas) – cambisol húmico (vaguadas húmedas) – luvisol crómico (fondos amplios de valle). La vegetación pertenece a las series de los encinares y melojares luso-extremadurenses. La dominante es la mesomediterránea de la encina: *Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae* S., que en los sopiés y fondos amplios de valles se enriquece con quejigos portugueses (*Quercus faginea* subsp. *Broteroi*), dando lugar a la variante *quercetosum fagineae*. Sin embargo, en las vaguadas más frescas, existen algunas manifestaciones de la serie supramediterránea extremadurense del rebollo: *Sorbo torminalis-Quercus pyrenaicae* S. e incluso algunas pequeñas representaciones de etapas de sustitución de abedulares relicticos, hoy desaparecidos. Tanto en la raña como en algunos sopiés de umbría y solana existe una amplia superficie de pinar de *Pinus pinea* o *Pinus pinaster* que, procedente de antiguas repoblaciones, se ha enriquecido en especies arbóreas, arbustivas, de matorral y herbáceas correspondientes a las series de vegetación descritas. Los arbustados y matorrales más abundantes pueden encuadrarse en dos grandes categorías. Los más evolucionados corresponden a la denominada mancha mediterránea (All. *Ericion arboreae*) y están representados arbustados mixtos ricos en *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Phillyrea angustifolia*, *Acer monspesulanus* y encinas y quejigos de porte arbustivo. Los más heliófilos y característicos de etapas menos evolucionadas de la sucesión están representados por jarales, jaral-brezales, brezales, romerales, cantuesares o tomillares de las clases *Cisto-Lavanduletea* o *Calluno-Ulicetea*, dependiendo de la situación topográfica y el nivel de degradación del suelo (San Miguel *et al.*, 2006). Los pastos herbáceos dominantes en zonas de ladera son los terofíticos de la clase *Tuberarietea*, mientras que en vaguadas y fondos de valle dominan los vallicares de *Agrostion castellanae* y los juncales de *Holoschoenetalia*. Sobre los barbechos se desarrollan pastos anuales subnitrófilos de *Thero-Bro-*

metalia (posíos). Para complementar la oferta de los pastos naturales, existen 70 ha de praderas ricas en leguminosas, sobre todo *Trifolium subterraneum* y una media de 70 ha de siembras de centeno, que se aprovechan a finales de invierno en estado hojoso, y 70 ha de cebada-avena, cuyo grano y paja se aprovecha a diente durante el verano (San Miguel *et al.*, 2000). La población de ciervos se ha estimado en 35 individuos/100 ha.

Métodos

La toma de datos en campo se realizó en el año 2005, en febrero y marzo, la época del año que se considera más adecuada para ello, porque es entonces, inmediatamente antes del rebrote primaveral, cuando las plantas leñosas exhiben más claramente los daños causados por el ramoneo. Para evitar interpretaciones erróneas de los resultados, el muestreo se llevó a cabo en formaciones de arbustado y matorral en las que la mayor parte de la biomasa ramoneable estuviese al alcance de los ungulados. De ese modo, se evitaron los arbustados de porte arbóreo y los microbosques donde, como consecuencia de la acción de los fitófagos y la alta competencia entre chirpiales, el ramoneo es muy escaso porque ya no queda biomasa ramoneable por debajo de los 2,5 m de altura. Del mismo modo, para evitar sesgos, se establecieron zonas de exclusión de 50 m alrededor de arroyos, charcas, comederos (siembras) y puntos de suplementación, zonas de alta concentración puntual de reses en las que, por ese motivo, se evitó la toma de datos.

Una vez establecidas las formaciones objeto de estudio y delimitadas las zonas de exclusión para la toma de datos, se procedió a determinar la ubicación concreta de las zonas de muestreo, repartiéndolas homogéneamente por tipos de vegetación y áreas de la finca (solana, raña y umbría). De esta manera se recorrieron 14 transectos de 80 m de longitud sobre los cuales se ubicaron, de forma equidistante, los centros de cinco parcelas de forma circular y radio de 5 m, que es el que correspondió al área mínima media necesaria para inventariar las comunidades de especies leñosas contempladas. En cada parcela se obtuvieron los datos que aparecen reflejados en la Tabla 1.

El número final de transectos establecidos fue de 14, lo que corresponde a 70 parcelas de inventariación. El número total de observaciones fue de 445, con 33 especies vegetales leñosas inventariadas.

Tabla 1. Datos recopilados en cada una de las parcelas de inventariación establecidas en los matorrales y arbustados de Los Quintos de Mora

Variables	Inventario de especies de arbustados y matorrales		Grado de carga de ciervos en el conjunto de la parcela
	Cobertura de cada especie leñosa	Grado de ramoneo (utilización) de cada especie leñosa	
<i>Definición</i>	Grados de abundancia de Braun-Blanquet (1951)	Clasificación generada a partir de los trabajos de Etienne (1995) y Aldezábal y Garín (2000).	Categorías de carga de ciervos que soporta la parcela, estimadas a partir de indicios.
<i>Rango de valores de cada variable</i>			
0	0 < Cobertura < 10% presencia esporádica	Sin ningún síntoma de agresión.	Ausencia total de indicios de presencia de ciervos.
1	0 < Cobertura < 10% presencia no esporádica	Ramoneo muy ligero pero apreciable (pocos ramillos comidos).	Ligeros indicios de presencia de ciervos. Deyecciones escasas y dispersas.
2	10 < Cobertura < 25%	Ramoneo claro, pero poco intenso (bastantes ramillos, pero consumo claramente inferior al 50% de la biomasa ramoneable).	Indicios evidentes, pero escasos, de presencia de ciervos: 2-3 grupos de heces o alguna senda abierta por ellos.
3	25 < Cobertura < 50%	Ramoneo intenso, pero sustentable (muchos ramillos y consumo de alrededor del 50% de la biomasa ramoneable).	Indicios claros de una carga que se considera admisible de ciervos: 4-5 grupos de heces y varias veredas abiertas por ellos.
4	50 < Cobertura < 75%	Ramoneo muy intenso, no sustentable (más del 50% de la biomasa ramoneable, con modificación sensible de la forma de la planta).	Abundantes indicios de una carga excesiva de ciervos: 5-10 grupos de heces y más de 5 sendas abiertas por ellos.
5	Cobertura > 75%	Ramoneo máximo (prácticamente toda la biomasa ramoneable. Sólo quedan tallos gruesos con alguna hoja dispersa).	Evidencias de una carga de ciervos que se considera máxima: se observan más de 10 grupos de heces y numerosas veredas por toda su superficie.

Una vez obtenidos los datos de campo, se procedió al cálculo del índice de selección o preferencia de cada especie, el denominado *forage ratio* que, en esencia, consiste en comparar la utilización con la disponibilidad de cada especie, ambas en términos relativos (Savage, 1931; Krueger, 1972; Jacobs, 1974; Johnson, 1980; Lechowicz, 1982; Loehle y Rittenhouse, 1982; Van Dreede *et al.*, 1989; Krebs, 1999). El cálculo de la disponibilidad se realizó a partir de los grados de abundancia de Braun-Blanquet (1951): a cada grado se le asignó su porcentaje de cobertura medio correspondiente. La disponibilidad relativa de cada especie se estimó, para cada parcela, dividiendo su porcentaje de cobertura por la suma de los porcentajes de cobertura de todas las especies leñosas. La utilización relativa de cada especie se calculó dividiendo la utilización estimada para la misma por la utilización de todas las especies de la parcela. La utilización de una especie en una parcela se estimó a través de un cociente cuyo numerador es el producto del grado de

ramoneo de la especie considerada por su correspondiente porcentaje de cobertura, y cuyo denominador es el sumatorio de los productos de los grados de ramoneo de todas las especies por sus correspondientes porcentajes de cobertura. En definitiva, la fórmula utilizada para cada parcela fue la siguiente:

$$w_{ij} = \frac{o_{ij} * P_{ij} / \sum_{i=1}^n o_{ij} * P_{ij}}{P_{ij} / \sum_{i=1}^n P_{ij}} = \frac{o_{ij} * \sum_{i=1}^n P_{ij}}{\sum_{i=1}^n o_{ij} * P_{ij}}$$

donde:

w_{ij} = *forage ratio* o índice de selección o preferencia de la especie *i* en la parcela *j*.

o_{ij} = grado de ramoneo de la especie *i* en la parcela *j*.

P_{ij} = porcentaje de cobertura de la especie *i* en la parcela *j*.

n = número de especies presentes en la parcela *j*.

El índice de preferencia final de cada especie se calculó como la media aritmética de los obtenidos en todas las parcelas de muestreo en las que aparece. Es decir:

$$w_i = \sum_{j=1}^m w_{ij} / m$$

donde:

w_i = forage ratio o índice de preferencia o selección de la especie i .

m = número de parcelas en las que aparece la especie i .

Se calcularon los índices de preferencia o selección para todas las especies leñosas inventariadas. Sin embargo, dada la baja frecuencia de aparición de algunas de las especies muestreadas, sólo se realizaron los análisis de inferencia con aquellas que estuvieron presentes en al menos 5 parcelas.

El tratamiento estadístico de los datos se realizó con el software R.2.3.1 (<http://www.r-project.org/>). En primer lugar se procedió a estudiar si el grado de preferencia de los ciervos difería o no de manera significativa de unas especies leñosas a otras. Para ello se construyó un *mixed effect model* (modelo de efectos mixtos) en el que se consideró como variable respuesta el log(índice de preferencia+1), la especie como un factor de efectos fijos y como factores de efectos aleatorios transectos y parcelas (Crawley, 2002). Dicha transformación de la variable respuesta nos permitió considerar que la familia de errores seguía una distribución normal. Este modelo nos permitió, además, agrupar las especies inventariadas en clases dentro de los cuales el comportamiento de la variable transformada índice de preferencia fuera homogéneo pero diferente de unos grupos a otros. Posteriormente, y con la idea de comprobar si variaciones en el nivel de carga de ciervos afectan o no a su grado de preferencia por las distintas especies y al grado de ramoneo que presentan éstas, se realizaron dos nuevas aproximaciones utilizando de nuevo modelos de efectos mixtos. Las variables respuesta fueron el log(índice de preferencia+1), en el primero de los casos, y el $\arcsen[(\text{ramon})^{(1/2)}]$, en el segundo. Estas transformaciones de las variables dependientes permitieron considerar que la familia de los errores se distribuye normalmente. En ambos modelos los factores fijos fueron las clases de preferencia (obtenidas anteriormente), la carga de ciervos y su interacción y los factores aleatorios, los transectos y las parcelas. De los modelos se fueron eliminando sucesivamente las variables, o interacciones entre las mismas, que resultaron ser no significativas

en cada caso, con la idea de obtener el modelo más simple que se ajustase a nuestros objetivos, como propone el principio de parsimonia. Las simplificaciones se fueron comprobando mediante análisis de varianza entre los modelos simplificado y sin simplificar, para verificar que la diferencia no era significativa ($\alpha = 0,05$).

Resultados y Discusión

En la Tabla 2 se exponen los resultados obtenidos para las 33 especies leñosas que aparecieron en los inventarios realizados.

Los resultados expuestos en la Tabla 2 constituyen la primera cuantificación científica de las preferencias del ciervo por las principales especies leñosas del monte mediterráneo acidófilo español. A pesar de ello, existen algunos valores que, por experiencia de campo, llaman la atención. Son, por ejemplo, los correspondientes a *Lonicera etrusca* o *Coronilla juncea*, que parecen relativamente bajos, quizás como consecuencia del escaso número de observaciones y de que, como consecuencia de la presión ramoneadora de los ungulados, con frecuencia se «ocultan» en el interior de arbustos «nodriza», arbustos provistos de defensas de diferentes tipos (Atsatt y O'Dowd, 1976; Herrera y Pellmyr, 2002) que les brindan protección física; por ello, a pesar de su alta apetecibilidad, o no pueden ser alcanzados por los ciervos o presentan grados de ramoneo inferiores a los que cabría esperar si no existiese esa relación de facilitación. Del mismo modo, llama la atención que algunas especies, como *Cistus laurifolius* o *Cytisus scoparius*, a pesar de su conocida baja apetecibilidad, exhiban valores del índice de preferencia inferiores al del tóxico *Daphne gnidium*, probablemente también como consecuencia del escaso número de observaciones.

Por todo lo expuesto, como ya se indicó anteriormente, se decidió centrar los análisis de inferencia en las 16 especies que habían sido encontradas en un mínimo de 5 parcelas.

El primer modelo de efectos mixtos construido puso de manifiesto que los índices de preferencia de todas las especies objeto de análisis son significativamente diferentes entre sí; es decir, que los ciervos no seleccionan las especies arbustivas y de matorral de manera aleatoria, que eligen las que les sirven de alimento siguiendo determinadas pautas de selección. Se obtuvo una clasificación de las especies en clases de

Tabla 2. Estadísticos correspondientes a las 33 especies leñosas inventariadas en Los Quintos de Mora

Especie	N	Cobertura (%)			Grado de ramoneo			Índice de preferencia	
		Med.	Máx.	Mín.	Med.	Máx.	Mín.	Media	Desv. tip.
<i>Adenocarpus complicatus</i>	7	2,5	7,5	2,5	2,0	5,0	2,0	1,70	1,21
<i>Arbutus unedo</i>	24	7,5	37,5	2,5	4,0	5,0	0,0	1,93	0,68
<i>Calluna vulgaris</i>	1	7,5	7,5	7,5	2,0	2,0	2,0	1,10	—
<i>Cistus ladanifer</i>	63	37,5	87,5	2,5	1,0	3,0	0,0	0,83	0,34
<i>Cistus laurifolius</i>	1	2,5	2,5	2,5	0,0	0,0	0,0	0,00	—
<i>Cistus populifolius</i>	4	7,5	7,5	2,5	3,0	3,0	2,0	1,46	0,42
<i>Cistus salviifolius</i>	1	2,5	2,5	2,5	1,0	1,0	1,0	0,43	—
<i>Coronilla juncea</i>	2	2,5	2,5	2,5	3,0	5,0	1,0	1,54	1,36
<i>Crataegus monogyna</i>	1	2,5	2,5	2,5	5,0	5,0	5,0	3,26	—
<i>Cytisus scoparius</i>	1	2,5	2,5	2,5	0,0	0,0	0,0	0,00	—
<i>Daphne gnidium</i>	16	2,5	7,5	2,5	0,0	1,0	0,0	0,24	0,38
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	2	2,5	2,5	2,5	2,5	4,0	1,0	1,51	1,08
<i>Erica arborea</i>	39	17,5	37,5	2,5	2,0	3,0	1,0	1,04	0,39
<i>Erica australis</i>	3	2,5	7,5	2,5	1,0	2,0	1,0	0,71	0,40
<i>Erica scoparia</i>	23	7,5	37,5	2,5	3,0	4,0	0,0	1,78	1,13
<i>Erica umbellata</i>	5	17,5	17,5	2,5	1,0	1,0	0,0	0,65	0,38
<i>Helichrysum stoechas</i>	2	2,5	2,5	2,5	0,5	1,0	0,0	0,23	0,33
<i>Juniperus oxycedrus</i>	3	7,5	7,5	7,5	1,0	3,0	1,0	0,77	0,55
<i>Lavandula stoechas</i>	12	17,5	7,5	2,5	1,0	1,0	0,0	0,41	0,20
<i>Lonicera etrusca</i>	1	2,5	2,5	2,5	1,0	1,0	1,0	0,44	—
<i>Osyris alba</i>	1	2,5	2,5	2,5	5,0	5,0	5,0	3,21	—
<i>Phillyrea angustifolia</i>	46	7,5	37,5	2,5	4,0	5,0	2,0	2,34	0,83
<i>Pinus pinaster</i>	6	5,0	7,5	2,5	1,0	2,0	0,0	0,77	0,79
<i>Pinus pinea</i>	15	7,5	7,5	2,5	1,0	1,0	0,0	0,49	0,33
<i>Quercus coccifera</i>	1	62,5	62,5	62,5	2,0	2,0	2,0	0,87	—
<i>Quercus faginea</i>	15	7,5	17,5	2,5	3,0	4,0	2,0	1,86	0,71
<i>Quercus rotundifolia</i>	45	7,5	62,5	2,5	3,0	4,0	0,0	1,50	0,83
<i>Quercus suber</i>	1	2,5	2,5	2,5	2,0	2,0	2,0	1,00	—
<i>Rhamnus alaternus</i>	5	2,5	37,5	2,5	2,0	3,0	1,0	0,99	0,46
<i>Rosmarinus officinalis</i>	69	17,5	87,5	2,5	1,0	3,0	0,0	0,77	0,37
<i>Teucrium fruticans</i>	1	2,5	2,5	2,5	5,0	5,0	5,0	2,5	—
<i>Thymelaea villosa</i>	3	2,5	2,5	2,5	0,0	2,0	0,0	0,17	0,29
<i>Thymus mastichina</i>	26	7,5	17,5	2,5	2,0	5,0	0,0	0,22	0,35

N: número de parcelas en los que apareció cada especie. Med: mediana. Máx.: valor máximo. Mín.: valor mínimo. Desv. típ.: desviación típica observada.

similar preferencia relativa. Además, se obtuvo una agrupación en seis clases, que permitió definir una nueva variable llamada clase de preferencia. Para los posteriores análisis, se trabajó con esta nueva variable, más simple, en lugar de con la especie, puesto que mediante un análisis de varianza se comprobó que la agrupación realizada no alteraba de forma significativa la información aportada por los datos en lo referente a la variable índice de preferencia (anova, $p\text{-value} = 0,1474 > 0,05$). En la Tabla 3 se muestra el resultado de la agrupación de las especies en clases de preferencia relativa homogénea.

Posteriormente, se procedió a estudiar si cambios en la variable transformada $\log(\text{índice de preferen-$

$\text{cia}+1)$ de las distintas clases de especies arbustivas y subarbustivas podían quedar explicados por variaciones en los niveles de la carga de ciervos. Esta última variable resultó no ser significativa ($p\text{-value} = 0,3748$), por lo que se eliminó del modelo. El resultado tras dicha eliminación se muestra en la Tabla 4. Puede observarse que las clases de preferencia presentaron todas $p\text{-valores}$ significativos, lo que significa que el índice de preferencia es significativamente diferente de unas clases a otras, como ya se comentó.

Este resultado pone de manifiesto que la carga de ciervos no influye de manera significativa en los índices de preferencia de las especies leñosas, es decir, que las preferencias mostradas por los ciervos se man-

Tabla 3. Clasificación jerárquica de las principales especies leñosas de Los Quintos de Mora en categorías de similar preferencia para los ciervos

Clases de preferencia	Descripción	Especie	N	Índice de preferencia medio
1	Muy rechazadas	<i>Thymus mastichina</i>	26	0,22
		<i>Daphne gnidium</i>	16	0,24
		<i>Pinus pinea</i>	15	0,49
2	Bastante rechazadas	<i>Lavandula stoechas</i>	12	0,41
		<i>Rosmarinus officinalis</i>	69	0,77
		<i>Pinus pinaster</i>	6	0,77
3	Ligeramente rechazadas	<i>Erica umbellata</i>	5	0,65
		<i>Cistus ladanifer</i>	63	0,83
4	Ligeramente preferidas	<i>Rhamnus alaternus</i>	5	0,99
		<i>Erica arborea</i>	39	1,04
5	Bastante preferidas	<i>Quercus rotundifolia</i>	45	1,50
		<i>Erica scoparia</i>	23	1,70
		<i>Adenocarpus complicatus</i>	7	1,78
6	Muy preferidas	<i>Quercus faginea</i>	15	1,86
		<i>Arbutus unedo</i>	24	1,93
		<i>Phillyrea angustifolia</i>	46	2,34

N: número de parcelas en las que apareció cada especie.

tienen más o menos constantes, al menos en las condiciones del estudio.

Ello demuestra que los índices de preferencia o selección asignados a las especies leñosas tienen una cierta «solidez» científica y no dependen de la carga de ciervos de cada finca. A pesar de ello, tanto los trabajos realizados en la zona (San Miguel *et al.*, 2000) como las evidencias aportadas por otros autores para diferentes tipos de hábitat (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Staines *et al.*, 1982; Danell y Bergström, 2002) ponen de manifiesto que esas preferencias pueden variar entre machos y hembras, sufrir variaciones estacionales y verse afectadas por la oferta de los pastos herbáceos, tanto naturales como artificiales, y por la suplementación artificial.

Por otra parte, es necesario dejar constancia de que los índices de preferencia obtenidos son los correspondientes a las comunidades arbustivas y subarbustivas de la zona de estudio, comunidades cuya composición florística se ha visto afectada durante décadas por la población de ciervos descrita. Aunque con el trabajo que ahora se presenta no es posible demostrarlo, es probable que los resultados fuesen ligeramente diferentes si se pudiera repetir el estudio sobre comunidades similares, pero no afectadas previamente por altas cargas de ciervos. Es muy probable que el efecto continuado de esas cargas modifique sensiblemente la composición florística de las comunidades leñosas, haciendo que las especies más apetecidas desaparezcan,

Tabla 4. Modelo de efectos mixtos más simple para explicar el comportamiento de la variable índice de preferencia de las clases de preferencia en función de la carga de ciervos. Puede observarse que tanto la carga de ciervos como las interacciones entre ésta y las clases de preferencia no aparecen en el modelo

	Value	Std. error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0,1288407	0,04854355	397	2,654126	0,0083
Clase.2	0,3905013	0,04454173	397	8,767089	0,0000
Clase.3	0,4610824	0,04720372	397	9,767926	0,0000
Clase.4	0,6414607	0,05495056	397	11,673414	0,0000
Clase.5	0,7639571	0,04571607	397	16,710911	0,0000
Clase.6	1,0529113	0,04750956	397	22,162090	0,0000

Tabla 5. Modelo de efectos mixtos más simple para explicar el comportamiento de la variable ramoneo de las clases de preferencia en función de la carga de ciervos. Puede observarse que tanto la carga de ciervos como las interacciones entre ésta y las clases de preferencia no aparecen en el modelo

	Value	Std. error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	0,1288407	0,04854355	397	2,654126	0,0083
Clase.2	0,3905013	0,04454173	397	8,767089	0,0000
Clase.3	0,4610824	0,04720372	397	9,767926	0,0000
Clase.4	0,6414607	0,05495056	397	11,673414	0,0000
Clase.5	0,7639571	0,04571607	397	16,710911	0,0000
Clase.6	1,0529113	0,04750956	397	22,162090	0,0000

se «oculten» en el interior de plantas «nodriza» o se conviertan en muy escasas. Como consecuencia, es probable que algunas de las especies leñosas más preferidas por los ciervos, que estaban presentes en las comunidades arbustivas y subarbustivas hace décadas, cuando las densidades poblacionales de ungulados eran muy bajas, no hayan sido contempladas en este trabajo simplemente porque ahora han desaparecido como resultado del ramoneo selectivo. Del mismo modo, como ya señalamos anteriormente, es probable que algunos de los índices obtenidos se vean afectados, en mayor o menor medida, por la existencia de relaciones de facilitación, relaciones difícilmente evaluables a la hora de estimar la disponibilidad real de ramón de cada especie para los ciervos. Por todo ello, es posible que, como señalan Ellis *et al.* (1976), la modificación de la disponibilidad de las especies leñosas provocada por la actuación prolongada de altas cargas de fitófagos sí pueda influir, a medio plazo, en los índices de preferencia de las especies, especialmente en los de las especies de alto grado de apetecibilidad (palatabilidad).

Finalmente, se estudió el efecto de las cargas de ciervos sobre la variable ramoneo. En este caso, la carga de ciervos tampoco resultó ser significativa (p -value = 0,1391). El ajuste del modelo más simple se muestra en la Tabla 5.

Los resultados ponen de manifiesto que, en las condiciones del ensayo, no es posible afirmar que las cargas de ciervos afecten de manera significativa al grado de ramoneo de las especies arbustivas y de matorral. Esta conclusión resulta sorprendente, ya que, a igualdad de oferta de ramón, parece evidente que un incremento en la carga de ciervos tiene que traducirse en otro paralelo en la intensidad de consumo del mismo por las reses. Muy probablemente, ello sea debido a que el trabajo se ha realizado en una sola finca, en la que las variaciones de carga no son suficientemente

grandes como para producir efectos distintos, aunque también pueda deberse a que el método utilizado para estimar las cargas de ciervos no es suficientemente preciso para detectar esos efectos.

Para finalizar, aunque, como ya señalamos, la sustentabilidad del aprovechamiento puede estar limitada por múltiples factores, teniendo en cuenta la composición, estructura, estabilidad y capacidad de regeneración de la vegetación leñosa, parece evidente que, al menos en las condiciones del presente estudio, una carga de ciervos de 35 reses/km² se sitúa ligeramente fuera de lo que podría considerarse gestión sustentable.

Agradecimientos

Los autores desean dejar constancia de su más profundo agradecimiento a D. José Manuel Sebastián, Director del Centro Quintos de Mora, y a D. Natividad Polo y D. Justino Morales, por la ayuda y el apoyo que siempre han recibido de ellos. Así mismo, agradecen al Dr. T. Coulson, del Imperial College, su colaboración en el tratamiento estadístico de la información.

Referencias bibliográficas

- ALDEZÁBAL A., GARÍN I., 2000. Browsing impact of feral goats (*Capra hircus* L.) in a Mediterranean mountain scrubland. *Journal of arid Environments* 44, 133-142.
- ÁLVAREZ G., MARTÍNEZ T., MARTÍNEZ E., 1991. Winter diet of Red Deer stag (*Cervus elaphus* L.) and its relationship to morphology in Central Spain. *Folia Zoologica* 40(2), 117-130.
- ÁLVAREZ G., RAMOS J., 1991. Estrategias alimentarias del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en Montes de Toledo. *Doñana Acta Vertebrata* 18(1), 63-99.

- ATSATT P.R., O'DOWD D.J., 1976. Plant defense guilds. *Science* 193, 24-29.
- BLANCO J.C., 1998. *Mamíferos de España*. Tomo II. Geo-Planeta. Barcelona.
- BRAUN-BLANQUET J., 1951. *Pflanzensoziologie*. Springer, Vienne.
- BUGALHO M.N., MILNE J.A., RACEY P.A., 2001. The foraging ecology of red deer in a Mediterranean environment: is large body size advantageous? *Journal of Zoology (London)* 255(3), 285-289.
- BUGALHO M.N., MILNE J.A., 2003. The composition of the diet of red deer in a Mediterranean environment: a case of summer nutritional constraint? *Forest Ecology and Management* 81, 23-29.
- CLUTTON-BROCK T.H., GUINNESS F.E., ALBON S.D., 1982. Feeding behaviour and habitat use in Red Deer. In: *Behaviour and Ecology of Two Sexes* (Schaller G.B., ed), pp. 219-249. University of Chicago Press, Chicago.
- COOK M.J.W., 1978. The assessment of preference. *J Anim Ecol* 47, 805-816.
- CRAWLEY M.J., 2002. *Statistical computing*. Wiley, London.
- DANNEL K., BERGSTRÖM R., 2002. Mammalian herbivory in terrestrial environments, pp. 107-131. En: Herrera C.M., Pellmyr O. (eds). *Plant-animal interaction. An evolutionary approach*. Blackwell Publishing. Oxford (UK).
- ELLIS J.E., WIENS C.F., RODELL C.F., ANWAY J.C., 1976. A conceptual model of diet selection as an ecosystem process. *Journal of Theoretical Biology* 60, 93-108.
- ETIENNE M., DERZKO M., RIGOLOTTI E., 1995. Impact du pâturage sur les arbustes dans des aménagements sylvopastoraux à l'objectif de prévention des incendies. *Options Méditerranéennes* 12, 217-220.
- FRÖLICH K., THIEDES S., KOZIKOWSKI T., JAKOB W., 2004. A review of mutual transmission of important infectious diseases between livestock and wildlife in Europe. *An New York Acad Sci* 969, 4-13.
- GAILLARD J.M., FESTA-BIANCHET M., YOCCOZ N.G., LOISON A., TOÏGO C., 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annu Rev Ecol Syst* 31, 367-393.
- GARCÍA R., CUARTAS P., 1992. Food habits of *Capra pyrenaica*, *Cervus elaphus* and *Dama dama* in the Cazorla Sierra (Spain). *Mammalia* 56(2), 195-202.
- GARIN I., ALDEZABAL A., GARCÍA-GONZÁLEZ R., AIHARTZA J.R., 2001. Composición y calidad de la dieta del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en el norte de la península ibérica. *Animal Biodiversity and Conservation* 24.1, 53-63.
- GONZÁLEZ L.M., SAN MIGUEL A. (coord.), 2004. *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- HERRERA C.M., PELLMYR O., 2002. *Plant-Animal Interactions. An Evolutionary Approach*. Blackwell Science, Oxford.
- JACOBS J., 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14, 413-417.
- JOHNSON D.H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61, 65-71.
- KREBS C.J., 1999. *Ecological methodology*. Chapter 13, pp. 475-493. Addison Wesley Longman Inc eds.
- KRUEGER W.C., 1972. Evaluating animal forage preference. *J Range Manage* 25, 471-475.
- LECHOWICZ M.J., 1982. The sampling characteristics of electivity indices. *Oecologia* 52, 22-30.
- LOEHLE C., RITTENHOUSE L.R., 1982. An analysis of forage preference indices. *J Range Manage* 35(3), 316-319.
- MAILLARD D., CASANOVA J.B., 1994. Appétence du cerf de Corse (*Cervus elaphus corsicanus*) pour des arbres, arbuste et arbrisseaux méditerranéens. *Mammalia* 58, 371-381.
- MALO J.E., SUÁREZ F., 1996. *Cistus ladanifer* recruitment-not only fire, but also deer. *Acta Oecologica* 17(1), 55-60.
- MALO J.E., SUÁREZ F., 1998. The dispersal of a dry-fruited shrub by red deer in a Mediterranean ecosystem. *Ecography* 21(2), 204-211.
- MARTÍNEZ T., 1996. Estrategia alimentaria del ciervo (*Cervus elaphus*) en la Sierra de Cazorla. En: *Actas XXXVI Reunión Científica de la SEEP: 319-322*. Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Gobierno de La Rioja, Logroño.
- MITCHELL F.J.G., KIRBY K.J., 1990. The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British uplands. *Forestry* 63(4), 333-353.
- PALACIOS F., MARTÍNEZ T., GARZON P., 1980. Datos sobre la ecología alimentaria del ciervo (*Cervus elaphus hispanicus*) y el gamo (*Dama dama*) durante otoño e invierno en el Parque Nacional de Doñana, pp. 444-454. En: *Actas II Reunión Iberoamericana de Conservación y Zoología de Vertebrados*. Cáceres.
- PALACIOS F., MARTÍNEZ T., GARZON-HEYDT P., 1989. Data in the autumn diet of the red deer in the Montes de Toledo (Central Spain). *Doñana Acta Vertebrata* 16, 157-163.
- PATÓN D., NÚÑEZ-TRUJILLO J., DÍAZ M. A., MUÑOZ A., 1999. Assessment of browsing biomass, nutritive value and carrying capacity of shrublands for red deer (*Cervus elaphus* L.) management in Monfrague Natural Park (SW Spain). *Journal of Arid Environments* 42(2), 137-147.
- PÉREZ-CARRAL C., SANZ V., SAN MIGUEL A., 1993. Bases para la determinación de la carga de ciervos admisible en el monte mediterráneo. Necesidades y disponibilidad de alimento. *Actas XXXIII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos*. Ciudad Real.
- PETRIDES J.A., 1975. Principal foods versus preferred foods and their relations to stocking rate and range condition. *Biol Conserv* 7, 161-169.
- REID C., 1996. Grazing in upland woodlands: managing the impacts. *English Nature*, Peterborough.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., 1987. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*. ICONA. Madrid.
- RODRÍGUEZ BERROCAL J., 1978. Introducción al estudio y valoración de recursos forestales y arbustivos para el ciervo en el área ecológica de Sierra Morena. I. Estudio de la dieta del ciervo. *Arch Zoot* 27, 73-82.

- SAETHER B.E., 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Tree* 12, 143-149.
- SAN MIGUEL A., PÉREZ-CARRAL C., ROIG S., 1999. Deer and traditional agrosilvopastoral systems of Mediterranean Spain. A new problem of sustainability for a new concept of land use. *Options Méditerranéennes* 39, 261-264
- SAN MIGUEL A., RODRÍGUEZ VIGAL C., SANZ V., 1996. Ordenación del monte mediterráneo para la caza mayor. *Ecosistemas* 16, 7-13.
- SAN MIGUEL A., ROIG S., GONZÁLEZ S., 2000. Efecto de mejoras pastorales sobre la dieta de una población de ciervos (*Cervus elaphus* L.) de Los Montes de Toledo, pp: 749-754. En SEEP y SPPF (Sociedade Portuguesa de Pastagens e Forragens) (Ed.) Actas de la III Reunión Ibérica de Pastos y Forrajes. Bragança-A Coruña.
- SAN MIGUEL A., ROIG S., CAÑELLAS I., 2006. Fruticultura. En: Montero G., Serrada R. (eds) Compendio de Selvicultura aplicada en España. DGCONA. Madrid. En prensa.
- SAVAGE R.E., 1931. The relation between the feeding of the herring off the east coast of England and the plankton of the surrounding waters. *Fishery Investigation*. Ministry of Agriculture, Food and Fisheries. Series 2(12), 1-88.
- SOCIETY FOR RANGE MANAGEMENT, 1986. Range Research. Basic problems and techniques. Soc Range Management. Denver.
- SORIGUER R.C., FANDOS P., BERNÁLDEZ E., DELIBES J.R., 1994. El ciervo en Andalucía. Junta de Andalucía. Sevilla.
- STAINES B.W., CRISP J.M., PARISH T., 1982. Differences in the quality of food eaten by Red Deer stags and hinds in winter. *Journal of Applied Ecology* 19, 65-77.
- VAN DREEDE G., BRADLEY L.C., BRYANT F.C., DELIBERTO T.J., 1989. Evaluation of forage preference indices for white-tailed deer. *J Wildl Manag* 53, 210-213.
- VENERO J.L., 1984. Dieta de los grandes fitófagos silvestres del Parque Nacional de Doñana, España. *Doñana Acta Vertebrata* 11(3), 1-130.