

ANÁLISIS DE LA SELECCIÓN DE ESCODADEROS POR PARTE DEL CIERVO (*Cervus elaphus* L.) EN AMBIENTE MEDITERRANEO

Y. ARANDA, J. F. ORUETA y P. FANDOS¹

RESUMEN

Se analiza la selección por el ciervo (*Cervus elaphus*) de los perímetros de diferentes especies de árboles que son utilizados como escodaderos en el monte mediterráneo. Los resultados obtenidos muestran una clara selección de perímetros medios de 23 cm. Analizando la selección por especies, de las seis consideradas, solamente en el pino (*Pinus pinaster*), la encina (*Quercus ilex*) y el quejigo (*Quercus faginea*) se han encontrado diferencias altamente significativas entre los perímetros de los árboles dañados y los no dañados, y en las tres los diámetros de los utilizados como escodaderos son siempre menores que los de los no utilizados. Sin embargo, en el madroño (*Arbutus unedo*), la cornicabra (*Pistacia terebinthus*) y el labiérnago (*Phyllirea angustifolia*), no se han constatado estas diferencias. Se ha observado, además, que el ciervo muestra una fuerte preferencia a utilizar como escodadero los ejemplares de cornicabra. Por otra parte, se han encontrado árboles muertos a causa de ser utilizados de forma reiterada como escodaderos por el ciervo. El porcentaje de árboles muertos por esta causa puede llegar a ser de casi un 50% de las cornicabras o del 10% de los pinos en las áreas afectadas. La selección preferente de especies poco abundantes, como la cornicabra, puede tener graves consecuencias para ellas.

INTRODUCCION

El ciervo (*Cervus elaphus*, L.) es una de las especies de ungulados que más ha aumentado sus efectivos poblacionales en las últimas décadas en nuestro país. Los intereses cinegéticos han sido los principales responsables de ello, ya que esta especie es una de las más apreciadas como pieza de caza. Así, se han manejado sus poblaciones con la finalidad de hacerlas rentables económicamente desde un punto de vista cinegético. Para ello, se han promovido las introducciones de animales en determinadas áreas y se han favorecido altas densidades de sus poblaciones en otras con el fin de realizar un aprovechamiento cinegético rentable. Estos aumentos de las densidades poblacionales han sido también comunes en el resto de Europa (UECKERMANN, 1982; RATCLIFFE, 1989).

Sin embargo, estas prácticas de manejo de las poblaciones, han propiciado un aumento desproporcionado de las mismas por encima de la capa-

dad de carga del medio que ha ocasionado un desequilibrio entre la vegetación y los herbívoros con consecuencias negativas sobre ambos. El efecto que los herbívoros tienen sobre la estructura, dinámica y diversidad de las comunidades vegetales ha sido muy estudiado en las últimas décadas (CRAWLEY, 1983; MCNAUGHTON, 1983; BEGON *et al.*, 1988; LAZO *et al.*, 1991). Estos estudios se basan, principalmente, en la influencia de los herbívoros en la vegetación como consecuencia de su consumo directo y ha sido valorado, fundamentalmente, por el impacto que puede suponer en determinadas explotaciones económicas tanto agrícolas como madereras (PUTMAN, 1989; RATCLIFFE, 1989). En Europa, el ciervo es la especie que causa los mayores daños a los árboles, seguida del alce, el bisonte, el corzo, el ciervo de sika, el gamo y el muflón (UECKERMANN, 1982).

Sin embargo, en la especie estudiada, hay que añadir otro posible impacto sobre las especies vegetales que no se deriva de la actividad de alimentación (DELIBES, 1977; UECKERMANN, 1982; ORUETA *et al.*, 1993). El ciervo, como parte de su

¹ Museo Nacional de Ciencias Naturales, José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid. España.

ciclo biológico, utiliza determinadas especies de matorral y arbolado como lugares de frotamiento de sus cuernas durante el proceso de descorree. Los daños en la corteza pueden deberse al frotamiento con las cuernas o al consumo (UECKERMANN, 1982). Esta actividad no ha sido muy estudiada pero puede producir graves daños en los ejemplares, ya que la pérdida de la corteza les puede llevar a la muerte (MITCHELL *et al.*, 1977). En este trabajo se pretende evaluar el efecto de los ciervos sobre la vegetación debido a la actividad de frotamiento para el descorree.

AREA DE ESTUDIO

El estudio se ha realizado en el Coto Social de Quintos de Mora ubicado en el término municipal de Los Yébenes (Toledo). Se encuentra situado en el sector oriental de los Montes de Toledo, en el piso bioclimático mesomediterráneo con un ombroclima seco-subhúmedo (GÓMEZ-MANZANEQUE, 1989) y una extensión de 6.862 ha cercadas en su totalidad. El área se encuentra dentro del dominio del clima mediterráneo, con un acusado período de sequía entre los meses de junio y septiembre y un máximo de pluviometría en primavera. La precipitación media anual es de 530 mm aproximadamente, la temperatura media anual de 13,26°C siendo la media de las máximas 18°C y la de las mínimas 7°C (ORTUÑO y DE LA PEÑA, 1978).

Desde el punto de vista fisiográfico, el territorio estudiado está constituido por un amplio valle de orientación WNW-ESE (raña) situado a una altitud de 800 m.s.n.m. y constituido por depósitos cuarcíticos. En ambas vertientes del valle se encuentran alineaciones montañosas de unos 1.300 m.s.n.m. dominadas por cuarcitas y, en menor medida, areniscas y pizarras.

La vegetación es típicamente esclerófila dominada por *Quercus ilex* ssp. *ballota*, *Arbutus unedo*, *Phyllirea angustifolia*, etc., con algunos caducifolios como *Acer monspessulanum*, *Quercus faginea*, *Quercus pyrenaica*, *Fraxinus angustifolia*, *Frangula alnus*, *Pyrus bourgeana*, etc., dispersos o formando pequeñas masas. Únicamente se hallan desprovistos de vegetación los pedregales de las laderas desarrollados por procesos de gelifración. El tipo de gestión llevado a cabo en la finca, ha propiciado la transformación de la cubierta vegetal original, relegando a las quercíneas a las áreas de

pendiente y valles estrechos, mientras que la raña central está cubierta por un mosaico de pinares, pastos y cultivos (ALVAREZ, 1988).

El aprovechamiento de la finca es fundamentalmente cinegético coexistiendo en ella cuatro especies de ungulados: ciervo (*Cervus elaphus*), gamo (*Dama dama*) introducido en 1960, jabalí (*Sus scrofa*) y corzo (*Capreolus capreolus*). La gestión llevada a cabo en el área, ha propiciado el aumento de las densidades de las tres primeras, que en el caso del ciervo llegan a ser de 37 individuos/100 ha en 1993 (ARANDA, datos inéditos).

MATERIAL Y METODOS

Teniendo en cuenta las características del área de estudio, la especie considerada y los conocimientos de la finca, se seleccionaron zonas en las que se tenía constancia de su utilización como áreas de escodaderos por parte del ciervo (*Cervus elaphus*). Estas zonas se correspondían con cuatro tipos de formaciones vegetales: áreas de pinar de repoblación, dehesas, dehesas con abundante matorral y zonas de monte con vegetación densa. En ellas, se estudiaron seis especies susceptibles de ser utilizadas como escodaderos por el ciervo y que se presentan en abundancia en el área de estudio: pino (*Pinus pinaster*), encina (*Quercus ilex*), quejigo (*Quercus faginea*), cornicabra (*Pistacia terebinthus*), madroño (*Arbutus unedo*) y labiérnago (*Phyllirea angustifolia*).

En cada una de ellas, se buscaban individuos dañados por causa del frotamiento para el descorree. Una vez encontrado uno dañado, se medía el individuo en cuestión y el resto de ejemplares en un radio de 20 metros. Se consideró como variable el perímetro del tronco a una altura de 1,50 metros. En total se midieron 578 ejemplares de los que 201 eran pinos, 138 quejigos, 110 encinas, 48 cornicabras, 70 madroños y 10 labiérnagos.

Los resultados se han analizado por medio de análisis de la varianza entre los individuos dañados y no dañados.

RESULTADOS

En la Tabla I aparece el número y el porcentaje de individuos muestreados en diez intervalos del

TABLA I

NUMERO TOTAL Y PORCENTAJE DE INDIVIDUOS MUESTREADOS EN DIEZ INTERVALOS DEL PERIMETRO DEL TRONCO (EN CM) PARA CADA UNA DE LAS ESPECIES CONSIDERADAS. SE MUESTRAN LOS RESULTADOS DEL TOTAL DE INDIVIDUOS MEDIDOS Y DE AQUELLOS QUE SE ENCONTRARON DAÑADOS (N=NUMERO DE INDIVIDUOS)

Especie	Intervalos	N total	% total	N dañados	% dañados
Pino	1 (5-18,6)	12	5,97	10	19,23
	2 (18,6-32,2)	15	7,46	14	26,92
	3 (32,2-45,8)	51	25,37	26	50,00
	4 (45,8-59,4)	33	16,42	2	3,85
	5 (59,4-73)	38	18,90	0	0,00
	6 (73-86,6)	20	9,95	0	0,00
	7 (86,6-100,2)	20	9,95	0	0,00
	8 (100,2-113,8)	7	3,48	0	0,00
	9 (113,8-127,4)	4	1,99	0	0,00
	10 (127,4-141)	1	0,49	0	0,00
Quejigo	1 (7-11,8)	2	1,45	1	20,00
	2 (11,8-16,6)	7	5,07	1	20,00
	3 (16,6-21,4)	34	24,64	2	40,00
	4 (21,4-26,2)	28	20,29	0	0,00
	5 (26,2-31)	27	19,56	1	20,00
	6 (31-35,8)	16	11,59	0	0,00
	7 (35,8-40,6)	9	6,52	0	0,00
	8 (40,6-45,4)	9	6,52	0	0,00
	9 (45,4-50,2)	3	2,17	0	0,00
	10 (50,2-55)	3	2,17	0	0,00
Encina	1 (8-13,2)	9	8,18	3	60,00
	2 (13,2-18,4)	15	13,64	0	0,00
	3 (18,4-23,6)	24	21,82	2	40,00
	4 (23,6-28,8)	22	20,00	0	0,00
	5 (28,8-34)	15	13,64	0	0,00
	6 (34-39,2)	9	8,18	0	0,00
	7 (39,2-44,4)	5	4,54	0	0,00
	8 (44,4-49,6)	4	3,64	0	0,00
	9 (49,6-54,8)	2	1,82	0	0,00
	10 (54,8-60)	5	4,55	0	0,00
Cornicabra	1 (8-10,5)	3	6,25	2	4,65
	2 (10,5-12,4)	4	8,33	3	6,97
	3 (12,4-14,6)	7	14,58	7	16,28
	4 (14,6-16,8)	10	20,83	9	20,93
	5 (16,8-19)	11	22,91	9	20,93
	6 (19-21,2)	5	10,41	5	11,63
	7 (21,2-23,4)	2	4,16	2	4,65
	8 (23,4-25,6)	2	4,16	2	4,65
	9 (25,6-27,8)	1	2,08	1	2,33
	10 (27,8-30)	3	6,25	3	6,98
Madroño	1 (11-13,7)	8	11,43	3	18,75
	2 (13,7-16,4)	14	20,00	3	18,75
	3 (16,4-19,1)	16	22,86	5	31,25
	4 (19,1-21,8)	10	14,29	1	6,25
	5 (21,8-24,5)	8	11,43	1	6,25
	6 (24,5-27,2)	5	7,14	2	12,50
	7 (27,2-29,9)	5	7,14	1	6,25
	8 (29,9-32,6)	2	2,86	0	0,00
	9 (32,6-35,3)	0	0,00	0	0,00
	10 (35,3-38)	2	2,86	0	0,00

perímetro del tronco para cada una de las especies consideradas, tanto para el total de ejemplares como para aquellos que se encontraron dañados. En esta tabla no aparecen los ejemplares de labiérnago muestreados ya que, al ser tan escasos, no era posible establecer intervalos de perímetros.

Como se puede observar, a excepción de la cornicabra, los individuos dañados solamente corresponden a las clases de perímetro menor. Además, en general, se manifiesta una tendencia a que los ejemplares utilizados para descorrear sean de un perímetro inferior a 30 cm si exceptuamos los pinos que pueden llegar a ser de hasta 59 cm. Se

observa una clara selección de la clase 3 de perímetro en el pino (32,2-45,8) y en el quejigo (16,6-21,4), y una preferencia de la 1 en la encina (8-13,2), si bien estas últimas no son muy fiables debido al escaso número de ejemplares afectados.

Además, de los individuos muestreados, varios se encontraron muertos a causa de ser utilizados en repetidas ocasiones como escodaderos (Tabla II). De las especies consideradas, en el pino y la encina estos individuos llegaron a suponer el 30% de los dañados, mientras que en la cornicabra superaban el 50%.

TABLA II
PORCENTAJE DE INDIVIDUOS ENCONTRADOS MUERTOS DEBIDO A SU USO COMO ESCODADEROS EN CADA UNA DE LAS ESPECIES CONSIDERADAS

Especie	N muertos	% Muertos/Total	% Muertos/Dañados
Pino	23	10,26	30,66
Quejigo	0	0,00	0,00
Encina	2	1,78	28,57
Cornicabra	46	47,92	51,68
Madroño	1	1,41	5,88
Labiérnago	0	0,00	0,00

TABLA III
RESULTADOS DE LOS ANALISIS DE VARIANZA ENTRE LOS INDIVIDUOS DAÑADOS Y NO PARA CADA UNA DE LAS ESPECIES CONSIDERADAS

Especie	Carácter	n	x	s.d.	F	P
Pino	Dañado	52	29,40	12,02	131,92	***
	No dañado	149	66,82	22,37		
Quejigo	Dañado	5	18,60	7,63	4,87	**
	No dañado	133	2,7,47	8,85		
Encina	Dañado	5	13,50	6,58	7,34	***
	No dañado	105	27,47	11,48		
Cornicabra	Dañado	43	17,51	4,99	1,82	n.s.
	No dañado	5	14,40	3,36		
Madroño	Dañado	16	18,37	4,98	1,38	n.s.
	No dañado	54	20,26	5,81		
Labiérnago	Dañado	4	15,25	6,55	1,25	n.s.
	No dañado	6	18,33	1,86		
TOTAL	Dañado	126	23,52	15,43	47,02	***
	No dañado	452	39,31	24,53		

n = número de ejemplares, x = media, s.d. = desviación estandar, F = valor del estadístico F, p = probabilidad, *** = $p < 0.01$, ** = $p < 0.05$, n.s. = no significativo.

Los resultados de los análisis de varianza se muestran en la Tabla III. Se han encontrado diferencias altamente significativas entre los perímetros de los troncos dañados y los que no presentaban ningún tipo de daño. Por especies, se han encontrado diferencias en el pino, la encina y el quejigo en las que los árboles dañados presentan un diámetro significativamente menor que los no utilizados para descortear.

Si analizamos las diferencias por especies de los individuos utilizados como escodaderos, el análisis de varianza muestra diferencias altamente significativas ($n=126$, $F=9.62$, $p<0.01$). Estas diferencias suponen que los pinos dañados ($x=29.4$) sean de un diámetro significativamente mayor que el resto de las especies cuya media se encuentra en torno a 15 cm.

DISCUSION

Los daños causados por el ciervo a la vegetación a causa de su actividad de frotamiento durante el descortee no son fáciles de desligar totalmente de los producidos en busca de un suplemento alimenticio. En Alemania, los ciervos descortezan árboles en invierno para su consumo, mientras que el frotamiento es considerado mucho menos importante (UECKERMANN, 1982). En repoblaciones en Irlanda, HANNAN y WHELAN (1989) consideran que el frotamiento produce pérdidas en los árboles mucho menores que el ramoneo, mientras que otros autores no especifican entre los daños producidos por estas dos causas (RATCLIFFE, 1989; STAINES y WELCH, 1989).

En clima mesomediterráneo, como es el del área de estudio, la carestía invernal de alimento es menos importante, debido a la abundancia de bellota y al tipo de pastos, que en otros ecosistemas con abundante innivación. Aún así, pueden producirse daños debidos a alimentación, pero se ven enmascarados por los producidos por frotamiento. Las señales encontradas en la madera corroboran el origen de estos daños, que posiblemente tengan, al menos en este tipo de ecosistemas, una importancia mayor que en otros lugares de Europa.

Los daños causados a los árboles por el descortee pueden llevar a la muerte de un ejemplar debido a que se produce una infección por hongos

que pudren la madera (MITCHELL *et al.*, 1977; UECKERMANN, 1982; STAINES y WELCH, 1989). Otros perjuicios pueden venir por una depreciación de la madera debido a celosidades e intrusiones de resina en la misma (STAINES y WELCH, 1989). Así, las pérdidas por descortee, en general, son estimadas en un 10% en Alemania (UECKERMANN, 1982); en Irlanda HANNAN y WHELAN (1989) encuentran que un 15,6% de los ejemplares son dañados en el tronco por descortee, de los que el 8,9% muere, lo que no representa para los autores un daño importante.

En nuestro trabajo, se ha podido comprobar que el efecto del uso reiterado de un mismo individuo como lugar de frotamiento conduce a la muerte del mismo. La frecuencia de este tipo de efectos dependerá de la intensidad del daño causado y de la capacidad de recuperación del árbol (STAINES y WELCH, 1984). Así, en los Montes de Quintos de Mora, la fuerte selección de la cornicabra junto con su distribución restringida, hacen que los efectos perjudiciales sean más patentes que en el resto de las especies llegando a producirse la muerte de cerca del 50% de los individuos por esta causa. En los pinos este porcentaje ronda el 10% de los ejemplares afectados que coincide con los porcentajes de pérdida de bosque encontrados en otros lugares de Europa como consecuencia de la misma actividad del ciervo (HANNAN y WHELAN, 1989).

La selección de especies o individuos es señalada por varios autores. UECKERMANN (1982) menciona la escasa selección del abedul para el consumo de su corteza. STAINES y WELCH (1989) diferencian entre coníferas muy dañadas y otras muy poco, en las que, coincidiendo en los pocos daños sufridos por el abedul, los ejemplares de corteza más fina eran más susceptibles. HANNAN y WHELAN (1989) consideran más vulnerables los ejemplares más jóvenes.

Los resultados obtenidos en nuestro estudio muestran, claramente, una selección de determinados diámetros de los troncos de algunas especies para ser utilizadas como escodaderos. Esto es especialmente relevante en el pino, la encina y el quejigo en las que los árboles dañados muestran unos diámetros mucho menores que la media total.

Por el contrario, especies como la cornicabra, aparecen fuertemente seleccionadas independientemente del diámetro del tronco, lo que unido a la localizada distribución de esta especie en el área de estudio, puede tener graves consecuencias en su porvenir. La muestra medida representa el núcleo más abundante de esta especie en la finca.

Las consecuencias de estos resultados para la conservación y la disminución de daños en especies de interés comercial es relevante. Así, las labores de manejo de los bosques pueden incluir medidas específicas de protección de los troncos de las especies más seleccionadas, como es el caso de la cornicabra, y de los ejemplares más susceptibles de ser atacados por tener el diámetro de tronco adecuado para ello, como es el caso del pino en los Montes de Quintos de Mora. Ade-

más, las medidas de manejo deberán llevar implícitas planes de reducción de las densidades poblacionales de esta especie en las áreas en que éstas sean excesivas. En los bosques de Alemania se considera que la máxima densidad de ciervos debe rondar los 1,5 o 2,5 individuos/100 ha pudiendo llegar hasta 4 en los mejores condiciones (UECKERMANN, 1982). Estas densidades podrían ser más elevadas para los ecosistemas mediterráneos.

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro agradecimiento a las personas que han posibilitado la realización de este trabajo, en particular a José Manuel de Sebastián, Carlos Rodríguez Vigal, José Ramos, Amparo y Carmen y a los guardas de Quintos de Mora.

SUMMARY

We have analyzed the perimeter selection of several species of thrashing trees used by red deer (*Cervus elaphus*) to shed antler leather. The results show a selection of the perimeter with a perimeter average of 23 cm. We have found significant differences between bark stripped trees and non damaged plants in *Pinus pinaster*, *Quercus ilex* and *Quercus faginea*. The average selected perimeter was always smaller than non selected. However, we haven't found this differences in *Arbutus unedo*, *Pistacia terebinthus* and *Phyllirea angustifolia*. Red deer shows a strong preference to fry with *P. terebinthus*. Moreover, we have found that bark stripping can be cause the death of some tree. The dead tree proportion were 50% in *Pistacia terebinthus* and 10% in *Pinus pinaster*. Preferred selection of lest abundant species could bring the worst consequences for them.

BIBLIOGRAFIA

- ALVAREZ, G., 1988: «Problemas asociados a la aplicación del transecto lineal para el censo de las poblaciones de cérvidos en un biotipo mediterráneo (Quintos de Mora, Montes de Toledo)». *Ecología*, 2: 233-249.
- BEGON, M.; HARPER, J. L. y TOWNSEND, C. R., 1988: *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades*. Omega. Barcelona. 886 pp.
- CRAWLEY, M. J., 1983: *Herbivory: The Dynamics of Animal-Plants Interactions*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 437 pp.
- DELIBES, M., 1977: «Los venados de nuestras sierras». En *Los venados de nuestras sierras*, de Torres, J & Díaz de los Reyes (Eds.). Sevilla.
- GÓMEZ-MANZANEQUE, F., 1989: «La cubierta vegetal en los Montes de Mora (Los Yébenes, Toledo)». *Ecología*, 2: 111-130.
- HANNAN, M. J. y WHELAN, J., 1989: «Deer and habitat relations in managed forests». En: *Mammals as pest*. Putman, R. J. (ed.). Chapman & Hall. London. New York.
- LAZO, A.; FANDOS, P. y SORIGUER, R. C., 1991: *Inventario de la capacidad de carga de la Vera del Parque Nacional de Doñana. Informe Final*. Estación Biológica de Doñana. C.S.I.C. 81 pp.

- MCNAUGHTON, S. J., 1983: «Compensatory plant growth as a response to herbivory». *Oikos*, 40: 329-336.
- MITCHELL, B.; STAINES, B. W. y WELCH, D., 1977: *Ecology of red deer. A research review relevant to their management in Scotland*. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge.
- ORTUÑO, F. y DE LA PEÑA, J., 1978: *Reservas y Cotos Nacionales de Caza*. 3: 186-201. Incafo. Madrid.
- ORUETA, J. F.; ARANDA, Y. y FANDOS, P., 1993: «Impacto de los herbívoros silvestres sobre la vegetación mediterránea. Recomendaciones para la gestión de algunas especies cinegéticas». *Quercus*, 91: 24-27.
- PUTMAN, R. J., 1989: «Introduction: mammals as pest». En: *Mammals as pest*. Putman, R. J. (ed.). Chapman & Hall. London. New York.
- RATCLIFFE, P. R., 1989: «The control of red and sika deer populations in commercial forest». En: *Mammals as pest*. Putman, R. J. (ed.). Chapman & Hall. London. New York.
- STAINES, B. W. y WELCH, D., 1984: «Habitat selection and impact of red deer (*Cervus elaphus*, L.) and roe deer (*Capreolus capreolus*, L.) in a sitka spruce plantation». *Proc. R. Soc. Edin.*, 82b: 303-309.
- STAINES, B. W. y WELCH, D., 1989: «Impact of red and roe deer on Scottish woodlands». En: *Mammals as pest*. Putman, R. J. (ed.). Chapman & Hall. London. New York.
- UECKERMANN, E., 1960: *Wildstandsbewirtschaftung und Wildschadenverhütung beim Rotwild*. Hamburg und Berlin. Paul Parey.
- UECKERMANN, E., 1982: «Managing German Red Deer (*Cervus elaphus*, L.) Populations». En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer, C. M. (ed.). Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. London.