

# SELECCIÓN DE DIETA Y EFECTO DEL ARRUI (*Ammotragus lervia*) SOBRE LA VEGETACIÓN LEÑOSA DEL PARQUE REGIONAL DE SIERRA ESPUÑA (MURCIA)

A. SAN MIGUEL AYANZ, M. FERNÁNDEZ-OLALLA, M. MARTÍNEZ-JAUREGUI  
Y R. PEREA GARCÍA-CALVO

E.T.S. Ingenieros de Montes. Ciudad Universitaria s/n 28040 Madrid

[alfonso.sanmiguel@upm.es](mailto:alfonso.sanmiguel@upm.es)

## RESUMEN

El arruí (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) es un caprino silvestre de origen africano que fue introducido en Sierra Espuña (Murcia) en 1970 por su interés cinegético. Su carácter exótico, su rápido incremento poblacional y sus efectos, insuficientemente conocidos, sobre la flora y fauna autóctonas han provocado rechazo en sectores ambientalistas y han puesto de manifiesto la carencia de información científica necesaria para adoptar decisiones sobre su futuro. El trabajo que presentamos analiza el efecto del arruí sobre la vegetación leñosa del Parque Regional. Para ello, partiendo de 50 inventarios realizados en toda su superficie, cuantifica el grado de ramoneo de las principales especies leñosas y, comparándolo con su disponibilidad, determina la preferencia o rechazo que *Ammotragus* manifiesta por ellas. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que el arruí se comporta como una especie menos ramoneadora que otros ungulados autóctonos, como la cabra montés o el ciervo, y que afecta con mayor intensidad a camefitos y nanofanerofitos que a fanerofitos. A pesar de ello, resulta imprescindible llevar a cabo un adecuado control de sus poblaciones, para evitar que superen sustancialmente los niveles actuales, y complementarlo con una buena gestión de bosques, matorrales y pastos herbáceos, tanto naturales como procedentes de siembra.

**Palabras clave:** Ramoneo, palatabilidad, preferencia, ungulado, caprino.

## INTRODUCCIÓN

El arruí (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) es un bóvido caprino de tamaño medio, ancestro lejano de cabras y ovejas, que procede de zonas montañosas áridas y semiáridas del desierto del Sáhara y sus estribaciones. Fue introducido en Sierra Espuña (Murcia) en 1970 con la finalidad de incrementar la diversidad de especies cinegéticas de España. Allí, gracias a la ausencia de predadores sobre los adultos y la alta capacidad adaptativa de la especie, el

incremento de sus poblaciones fue muy rápido. Por ello, por su carácter alóctono, su efecto no suficientemente bien conocido sobre unas comunidades vegetales de alto valor florístico y ecológico y su posible competencia con otros ungulados autóctonos, a los que puede llegar a desplazar de sierras cercanas, por las que se está extendiendo (Cassinello et al., 2004, 2006; Acevedo et al., 2007), ha despertado rechazo en sectores ambientalistas y científicos (Ballesteros, 1998; Blanco, 1998). No obstante, se trata de una especie de caza mayor que goza de un alto aprecio por parte de cazadores y visitantes, que puede contribuir a proporcionar ingresos económicos nada despreciables en el medio rural y que, en cierta medida, puede sustituir la labor ecológica que hasta hace poco desempeñaban los rebaños de ovino y caprino, hoy ausentes del Parque. Por otra parte, es un ungulado que ha desaparecido de gran parte de su área de distribución original, y que en el resto se encuentra seriamente amenazado, lo que ha llevado a la UICN a calificar su estado de conservación como Vulnerable (VU) (Shackleton, 1997; Hilton-Taylor, 2000). En esas condiciones, y en el marco de un Espacio Natural Protegido, como el Parque Regional de Sierra Espuña, resulta imprescindible disponer de la información científica necesaria para poder analizar y cuantificar su efecto sobre el ecosistema. Sólo de ese modo se podrá adoptar una decisión racional sobre la capacidad de carga del Parque, la productividad cinegética de la especie y las medidas de gestión agroforestal que conviene adoptar para alcanzar el equilibrio sustentable que corresponde a esa figura de Espacio Natural Protegido.

Parece evidente que, tratándose de un fitófago de carácter oportunista (Simpson, 1980; Rodríguez y Rodríguez, 1987, 1992) que aprovecha una flora de alta diversidad y valor ecológico, uno de los primeros efectos a analizar es el que provoca sobre la vegetación. En ese sentido, por su diferente respuesta al pastoreo, convendría considerar por separado la vegetación herbácea y la leñosa. Los pastos herbáceos generalmente se benefician del pastoreo (McNaughton, 1979; San Miguel, 2001), incluso dependen de él, como sucede con algunas comunidades protegidas por la Directiva 92/43 (Hábitats) que se encuentran presentes en el Parque y cuyo futuro depende de un pastoreo que ya sólo realiza el arruí. Es el caso del tipo de hábitat 6220 (*Thero-Brachypodietea*), correspondiente a algunos sintaxa de los órdenes *Poetalia bulbosae*, *Lygeo-Stipetalia* y *Festuco-Poetalia ligulatae* (San Miguel, 2008). Sin embargo, la situación de la vegetación leñosa es muy diferente ya que, aunque proporciona alimento al ganado y los ungulados silvestres, se ve perjudicada por el pastoreo

(ramoneo) y puede verse degradada, e incluso desaparecer, si la presión supera ciertos límites (Fernández-Olalla *et al.*, 2006). Por ello, parece especialmente prioritario cuantificar el uso (grado de ramoneo) que el arrui hace de las principales especies leñosas y la preferencia o rechazo que manifiesta por cada una de ellas (Fernández-Olalla y San Miguel, 2007). Ese es el objetivo del trabajo que ahora presentamos.

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

### **Descripción del sitio de ensayo**

El Parque Natural de Sierra Espuña se ubica en el SE de la Península Ibérica, en la zona central de Murcia. Ocupa 17.804 ha, con un amplio rango altitudinal (300 a más de 1500 m). Los termotipos oscilan entre el termo- y el supramediterráneo, con ombroclimas de semiáridos a subhúmedos y una continentalidad acusada. Los sustratos litológicos son de carácter básico. La vegetación potencial de las zonas de ombroclima semiárido es arbustiva; en el resto, corresponde al bosque, sobre todo al encinar de *Quercus rotundifolia*, con pequeños relictos de quejigar de *Quercus faginea* en enclaves subhúmedos de umbría (Alcaraz *et al.*, 1991). Sin embargo, gran parte de la superficie está ocupada por pinar (*P.halepensis*, *P.pinaster*, *P.nigra* y *P.pinea*) procedente de repoblación y posterior regeneración natural. La representación arbustiva es abundante y diversa, y los pastos herbáceos corresponden mayoritariamente al orden *Lygeo-Stipetalia* (*Stipa tenacissima*, *Brachypodium retusum*, *Helictotrichon filifolium*, sobre todo), aunque existen representaciones moderadas, pero de alto valor, de majadal basófilo (*Poo-Astragalion*) y pastos basófilos crioturbados de paramera (*Festuco-Poetalia ligulatae*). La flora presenta altos niveles de diversidad y valor ecológico, así como algunos endemismos notables, lo que ha llevado al establecimiento de varias micro-reservas de flora. La población de arrui que se estima para el Parque es de unos 1200-1300 individuos (unas 7 reses/km<sup>2</sup>), muy inferior a las habituales en fincas mediterráneas con ciervo, que habitualmente superan las 30 reses/ km<sup>2</sup>.

### **Obtención y elaboración de datos**

El muestreo de campo se llevó a cabo a finales de invierno, momento óptimo para detectar el efecto del ramoneo sobre la vegetación leñosa. Se realizaron 50 inventarios que cubren de forma homogénea todo el rango de altitudes y orientaciones del Parque. Cada inventario, restringido a la vegetación leñosa, incluía un apartado florístico con estimación de

grados de abundancia, siguiendo el método de Braun-Blanquet (1951); grado de ramoneo, en una escala de 0 a 5, y grado de densidad de arrui, también de 0 a 5, estimado a partir de los grupos de heces (Fernández-Olalla *et al.*, 2006). Como índice de selección, o preferencia, se utilizó el *forage ratio*, que compara la utilización de cada especie con su disponibilidad. La disponibilidad se estimó 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 de todas las especies leñosas. La utilización relativa de cada especie se calculó dividiendo la utilización estimada para ella por la 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:

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

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 es la media aritmética de los obtenidos en todas las parcelas de muestreo en las que aparece.

Los análisis estadísticos se restringieron a las especies presentes en un mínimo de 10 inventarios y a una submuestra de ellas de la que se excluyeron las especies que habían presentado siempre un índice de preferencia igual a cero o siempre distinto de cero. Esas dos condiciones permitieron definir los grupos de preferencia 1 (siempre rechazadas) y 5 (siempre seleccionadas). Por otro lado, con la submuestra descrita se realizó una regresión logística con variable dependiente la preferencia (dicotómica, que toma valor 0 cuando el índice de preferencia es cero y 1 cuando es diferente de cero). Se eligió esa variable en lugar del índice de preferencia para salvar la dificultad de tener muchos ceros en la muestra, lo que, para cada especie, sólo permite saber si es preferida, si no lo es o si no se sabe, pero no se evalúa un grado continuo de preferencia. Las variables independientes fueron los factores especie y

densidad de arrui en las diferentes parcelas. El mismo análisis se repitió para la variable grado de ramoneo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los análisis estadísticos, que afectaron a un total de 22 especies, permitieron clasificarlas en cinco grupos de preferencia:

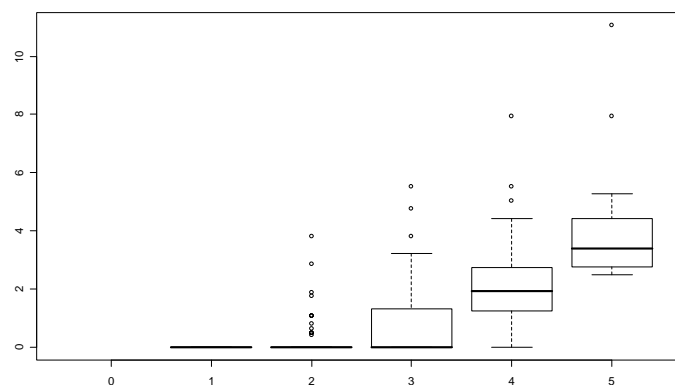
- GRUPO 1: Siempre rechazadas. Índice de preferencia igual a 0. *Genista valentina* y *Juniperus phoenicea*.
- GRUPO 2: Casi siempre rechazadas. Tienen mayor proporción de 0 en los análisis de regresión logística. *Cistus albidus*, *Juniperus oxycedrus*, *Pistacia lentiscus*, *Phlomis lychnitis*, *Pinus halepensis*.
- GRUPO 3: Medianamente preferidas: unas veces más rechazadas y otras menos. No han resultado significativas en la regresión logística. *Artemisia glutinosa*, *Cistus clusii*, *Daphne gnidium*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Erinacea anthyllis*, *Quercus coccifera*, *Rhamnus lycioides*, *Satureja obovata* y *Thymus vulgaris*.
- GRUPO 4: Casi siempre preferidas. Tienen mayor proporción de 1 en los análisis de regresión logística. *Quercus rotundifolia*, *Rosmarinus officinalis*, *Staehelina dubia*.
- GRUPO 5: Muy preferidas. *Lithodora fruticosa*.

En la Figura 1 se muestra un diagrama de caja y bigotes, que muestra los valores del índice de preferencia en cada uno de los cinco grupos.

Como cabía esperar, la densidad de arrui afecta de forma significativa al ramoneo observado en las especies leñosas, pero no a los índices de selección o preferencia estimados para las mismas.

Como complemento de los resultados obtenidos en los análisis estadísticos, podemos indicar que hemos constatado que algunas especies escasas y de interés particular han mostrado grados altos o medios de ramoneo y pueden verse afectadas si la población de arrui

supera sustancialmente los niveles actuales. Es el caso de *Acer monspessulanus*, *Arbutus unedo*, *Colutea arborescens*, *Fumana fontanesii*, *Lonicera splendida*, *Olea europea* subsp. *sylvestris*, *Phillyrea angustifolia*, *Quercus faginea*, *Rhamnus alaternus*, *Rubus ulmifolius* o *Viburnum tinus*, entre otras. También resulta destacable su fuerte incidencia sobre *Opuntia ficus-indica*, especie más frecuente en las proximidades de antiguas casas de campo que se ve afectada con intensidad por el ramoneo del arrui, probablemente por su alto contenido en humedad, y en hidratos de carbono en el caso de sus frutos. Algo similar sucede con el almendro y el olivo.



**Figura 1.- Diagrama de caja y bigotes correspondiente al índice de selección o preferencia de cada uno de los cinco grupos de preferencia de plantas leñosas para el arrui en Sierra Espuña (Murcia).**

## CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que el arrui se comporta como una especie oportunista, que ramonea cuando el pasto herbáceo es escaso o de muy baja calidad, pero que, en comparación con otros ramoneadores oportunistas autóctonos, como el ciervo o la cabra montés, parece centrarse más en matas y pequeños arbustos que en arbustos de gran tamaño y árboles. En ese sentido, el comportamiento de la especie se asemeja más al de la oveja, el muflón o el gamo que al del ciervo o la cabra montés. En concreto, resulta especialmente destacable su casi nulo efecto sobre las gimnospermas, tanto pinos como enebros y sabinas.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVEDO, P.; CASSINELLO, J.; HORTAL, J.; GORTÁZAR, C. 2007. Invasive exotic aoudad (*Ammotragus lervia*) as a major threat to native Iberian ibex (*Capra pyrenaica*): A habitat suitability model approach. *Diversity and Distributions*, 13: 587–597.
- ALCARAZ, F.; SÁNCHEZ, P.; TORRE, A.; RÍOS, S.; ROGEL, J.A. 1991. Datos sobre la vegetación de Murcia (España). DM-PPU. Murcia.
- BALLESTEROS, F. 1998. *Las especies de caza en España*. Estudio y Gestión del Medio. Oviedo.
- BLANCO, J.C. 1998. Mamíferos de España. Tomo II. Planeta. Barcelona.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1951. *Pflanzensoziologie*. Springer, Viena.
- CASSINELLO, J.; ACEVEDO, P; HORTAL, J. 2006. Prospects for population expansion of the exotic aoudad (*Ammotragus lervia*; Bovidae) in the Iberian Peninsula: clues from habitat suitability modelling. *Diversity & Distributions*, 12(6): 666-678.
- CASSINELLO, J., SERRANO, E., CALABUIG, G., PÉREZ, J. M. 2004. Range expansion of an exotic ungulate (*Ammotragus lervia*) in southern Spain: Ecological and conservation concerns. *Biodiversity and Conservation*, 13 (5): 851-866.
- FERNÁNDEZ-OLALLA, M.; MUÑOZ-IGUALADA; J.; MARTÍNEZ-JAÚREGUI; M.; RODRÍGUEZ-VIGAL, C.; SAN MIGUEL-AYANZ. A. 2006. Selección de especies y efecto del ciervo (*Cervus elaphus* L.) sobre arbustados y matorrales de los Montes de Toledo, España central. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 15 (3): 329-338.
- FERNÁNDEZ-OLALLA, M.; SAN MIGUEL, A. 2007. La selección de dieta en los fitófagos. Conceptos, métodos e índices. *Pastos*, XXXVII(1). En prensa.
- HILTON-TAYLOR, C. 2000. *2000 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN. Gland.
- MCNAUGHTON, S.J. 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. *American Naturalist*, 113: 691-703.
- RODRÍGUEZ-LUENGO, J. C., RODRÍGUEZ-PIÑERO, J. C. 1987. Datos preliminares sobre la alimentación del arruí (*Ammotragus lervia*) (*Bovidae*) en La Palma. Islas Canarias. *Vieraea*, 17: 291-294.
- RODRÍGUEZ-PIÑERO, J. C., RODRÍGUEZ-LUENGO, J. L. 1992. Autumn food-habits of the Barbary sheep (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) on La Palma Island (Canary Islands). *Mammalia*, 56: 385-392.

SAN MIGUEL, A. 2001. *Pastos Naturales Españoles*. Fundación Conde del Valle de Salazar – Mundi-Prensa. Madrid.

SAN MIGUEL, A. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 6220 \* Pseudo-steppe with grasses and annuals of the *Thero-Brachypodietea*. European Commission. URL: [http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/models\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/models_en.htm)

SHACKLETON, D. M. (Ed.) 1997. *Wild sheep and goats and their relatives: status survey and conservation action plan for Caprinae*. IUCN, Gland. 390 pp.

SIMPSON, C. D. (Ed.). 1980. *Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep*. Texas Tech Univ. Press, Lubbock.

## **FOOD SELECTION AND EFFECT OF AOUDAD (*Ammotragus lervia*) ON THE WOODY VEGETATION OF SIERRA ESPUÑA REGIONAL PARK (MURCIA)**

### **SUMMARY**

The aoudad (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) is a wild caprine native of northern Africa. It was introduced in Sierra Espuña (Murcia) in 1970 for its hunting interest. Its exotic nature, fast population increment and still unknown effects on the autochthonous flora and fauna have resulted in a clear rejection from environmental sectors and have revealed the lack of scientific data necessary to decide about its future. The present communication describes the effect of aoudad on the woody vegetation of Sierra Espuña Regional Park. 50 inventories evenly carried out throughout its area were used to estimate browsing levels for the most important woody species and, comparing them with their abundance, to determine their preference or rejection by the aoudad. Results show that aoudad behaves as a less intensive browser species than other autochthonous ungulates, such as the Spanish wild goat or the Red Deer. It shows a higher preference for camephytes and nanofanerophytes than for fanerophytes. However, a strong control of its populations, aimed at avoiding a substantial increment over current levels, is necessary, as well as a complementary suitable management of woodlands, shrublands, rangelands and crops.

**Palabras clave:** browse, palatability, preference, ungulate, caprine.