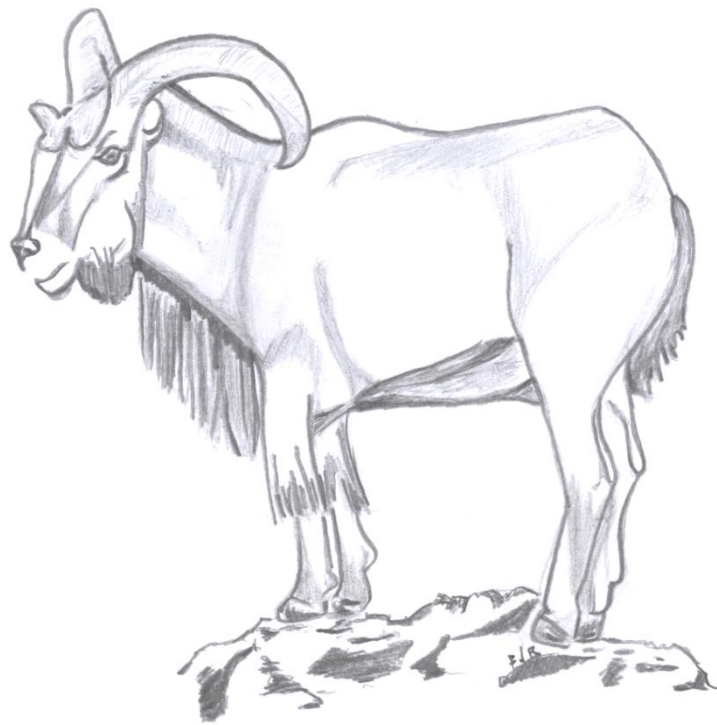


Máster Universitario en Investigación Básica y Aplicada En Recursos Cinegéticos  
Curso 2011/2012

# Selección de dieta del arrui (*Ammotragus lervia*) en el sureste peninsular

---



M<sup>a</sup> Amparo Cano Menchén

Directores:

Jorge Cassinello Roldán

Lucía Gálvez Bravo

Marisa Sicilia García





# **Selección de dieta del arruí (*Ammotragus lervia*) en el sureste peninsular**

Trabajo de Fin de Máster presentado por

**M<sup>a</sup> Amparo Cano Menchén**

Vº Bº los directores

Dr. Jorge Cassinello Roldán   Dra. Lucía Gálvez Bravo   Dra. Marisa Sicilia García

Máster Universitario en Investigación Básica y Aplicada en Recursos  
Cinegéticos

Curso 2011/2012

Universidad de Castilla –La Mancha  
Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos



## ÍNDICE

RESUMEN.....	7
INTRODUCCIÓN.....	9
METODOLOGÍA.....	12
<i>Área de estudio</i> .....	12
<i>Especie de estudio</i> .....	14
<i>Diseño de muestreo</i> .....	16
<i>Análisis de laboratorio</i> .....	17
<i>Identificación y cuantificación de fragmentos al microscopio</i> .....	18
<i>Análisis estadísticos</i> .....	19
<i>Índice de selección</i> .....	19
RESULTADOS.....	20
<i>Composición</i> .....	20
<i>Selección</i> .....	22
DISCUSIÓN.....	25
<i>Composición</i> .....	25
<i>Selección</i> .....	26
CONCLUSIONES.....	30
AGRADECIMIENTOS.....	31
BIBLIOGRAFÍA.....	32
ANEXO I.....	37



## RESUMEN

El movimiento e introducción de especies ha existido siempre entre diferentes lugares y regiones. Uno de los motivos es la caza, actividad que mueve especies por todo el mundo. En España encontramos un ejemplo en el arruí (*Ammotragus lervia*), un ungulado norteafricano que se introdujo en nuestro país a comienzo de los años 70 en el Parque Natural de Sierra Espuña. El alto potencial de crecimiento, la ausencia de depredadores y su amplio nicho trófico hacen de esta especie un buen invasor. Por un lado, puede ser un competidor potencial con ungulados nativos. Por otro, al tratarse de un herbívoro, puede ocasionar impactos negativos sobre la vegetación debido al consumo, especialmente sobre las especies leñosas. En el presente trabajo se determinó la composición de la dieta y el grado de selección de especies leñosas del arruí en Sierra Espuña. La técnica empleada fue la microhistología y para calcular la selección de las distintas especies se utilizó el Índice de Selección de Savage. El consumo de leñosas durante la primavera fue alto. La familia Cistaceae apareció como la más abundante en la dieta, siendo *Cistus albidus*, *Daphne gnidium* y *Helianthemum marifolium* las especies más consumidas. En cuanto a selección, *Ballota hirsuta* y Oleaceae son, respectivamente, la especie y la familia más seleccionadas. A pesar de que ambas presentan baja disponibilidad, su consumo es alto. Para la mayoría de las especies protegidas en el Parque no se han encontrado evidencias de su consumo durante la primavera, quizás por su baja disponibilidad. Por otra parte, el solapamiento en dieta con determinados herbívoros autóctonos, como el ciervo y el gamo, es poco probable ya que las especies leñosas que éstos consumen son rechazadas por el arruí. Sin embargo, la probabilidad de un solapamiento en dieta con la cabra montés sería mayor, debido a la gran similitud entre ambas especies. Por ello, sería necesario desarrollar estudios tróficos comparados entre ambos caprinos.

**Palabras clave:** herbivoría, microhistología, Sierra Espuña, ungulado exótico, Índice de Savage.





## INTRODUCCIÓN

El movimiento e introducción de especies ha existido siempre entre diferentes lugares y regiones, pero la actividad humana, la intensificación del comercio, la alteración de los ecosistemas y el mayor desarrollo de nuestra sociedad han fomentado y acelerado introducciones de especies más allá de sus áreas de distribución natural (Soriguer *et al.* 1998, Vilá *et al.* 2008).

Estas introducciones pueden ser *intencionadas* (legales o clandestinas) o *accidentales*. Las primeras tienen un fin determinado (alimentación, paisajismo, caza, recreo, etc.) mientras que las segundas se producen de manera ajena al ser humano pero siempre con su participación (transporte de mercancías, movimientos de tierras, turismo, etc.).

Al hablar de especies exóticas (también llamadas, alóctonas, foráneas, no nativas o *alien* en inglés) se hace referencia a cualquier parte, gameto o propágulo de dicha especie que pueda sobrevivir y reproducirse fuera de su área de distribución natural (IUCN 2000). Cuando una especie exótica es capaz de establecer poblaciones estables se dice que se ha naturalizado (Richardson *et al.* 2000). Si estas especies exóticas naturalizadas, que habiéndose establecido en un ecosistema o hábitat natural o seminatural, son agentes de cambios y una amenaza para la diversidad biológica nativa, se consideran *especies exóticas invasoras* (EEI) (IUCN 2000). Williamson & Fitter (1996) apuntan que aproximadamente el 10% de las especies naturalizadas se convierten en invasoras.

La caza es una actividad que mueve especies animales por todo el mundo. En el caso de los ungulados, son trasladados a territorios lejanos donde pueden convertirse en un problema de conservación (Spear & Chown 2009). Los impactos negativos que pueden causar estos vertebrados son varios: hibridación e introgresión genética con ungulados nativos, impactos sobre la vegetación y su estructura (sobrepastoreo, ramoneo y compactación del suelo), competencia inter e intraespecífica con especies endémicas y/o amenazadas, introducción de parásitos y patógenos (virus, bacterias y hongos) y depredación (en el caso de especies omnívoras) (Soriguer *et al.* 1998, Spear & Chown 2009).

El arruí (*Ammotragus lervia*) es un ejemplo de especie exótica introducida en España por intereses cinegéticos. Desde su introducción en Sierra Espuña (Murcia) sus poblaciones se han naturalizado y se ha expandido a sierras cercanas, bien de forma natural o por fugas e introducciones en fincas privadas (Cassinello 2000, Serrano *et al.* 2002a,b, Cassinello *et al.* 2004). Sin embargo, resulta paradójico que una especie exótica, que viene de lejos y que no ha tenido oportunidad de adaptarse a la nueva región pueda establecerse en tan poco tiempo, mientras que las especies nativas han necesitado largos periodos de tiempo para adaptarse (Sax & Brown 2000). Según la hipótesis del “climate matching” propuesta por Williamson (2006), cuando una especie se introduce en un lugar con características parecidas a la de su región de origen, la especie está pre-adaptada al nuevo nicho y, por tanto, la probabilidad de éxito será mayor. De este modo, las peculiares condiciones climatológicas y geográficas de la mitad sur de la Península Ibérica, que en gran medida se asemejan a las regiones africanas de origen del arruí, han contribuido seguramente a la adaptación de la especie a este nuevo ambiente (Cassinello 1998a, Soriguer *et al.* 1998).

Además de la favorabilidad del clima mediterráneo para el arruí, hay otras características que lo convierten en un buen invasor en este contexto. Por un lado, las poblaciones se ven favorecidas por un alto potencial de crecimiento debido a que ambos sexos alcanzan la madurez sexual a una edad temprana, y las hembras producen un elevado porcentaje de partos gemelares y, en algunos casos, trillizos. Además, se ha apreciado una notable tolerancia a la endogamia (Cassinello & Alados 1996, Cassinello 1998b). Por otro, los depredadores naturales que tiene en España son escasos y no es raro que el incremento anual de las poblaciones de arruí pueda llegar al 30% (Cassinello 2002, San Miguel 2010). Por último, hay que añadir el carácter generalista de la especie, comportándose como ramoneador y pastador en función de la disponibilidad estacional, lo que le confiere una gran plasticidad ecológica (Krysl *et al.* 1980).

Al igual que otros herbívoros, el arruí puede favorecer a muchas especies herbáceas, las cuales soportan bien el pastoreo (San Miguel *et al.* 2009). En cambio, las especies leñosas pueden verse perjudicadas. Así, el ramoneo de las plántulas impide la regeneración natural, y en las plantas adultas la defoliación por ramoneo

produce dificultades en la floración y fructificación, pudiendo llegar a degradarse e incluso a desaparecer si la presión de los herbívoros supera cierta intensidad (San Miguel 1998). Por ejemplo, la introducción del arruí en la isla de La Palma ha causado problemas sobre la flora endémica de la isla debido a su consumo por parte de este ungulado (Rodríguez *et al.* 1990, Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo 1992, Nogales *et al.* 2006, Garzón-Machado *et al.* 2010).

Además de su incidencia sobre la vegetación, existen evidencias de que el amplio nicho trófico del arruí da lugar a un solapamiento en dieta con algunas especies nativas de Estados Unidos, donde también ha sido introducido. Es el caso del ciervo mulo (*Odocoileus hemionus*) y el carnero del desierto (*Ovis canadensis nelsoni*) (Simpson *et al.* 1978, Bird & Upham 1980, Krysl *et al.* 1980).

En España, el arruí es un competidor potencial de varios ungulados nativos como el ciervo (*Cervus elaphus*), la cabra montés (*Capra pyrenaica*) y el gamo (*Dama dama*), o de otros exóticos como el muflón europeo (*Ovis orientalis musimon*) (Cassinello 2002).

Varios factores contribuyen al carácter invasor del arruí: alta tasa de natalidad, capacidad de dispersión, amplitud de nicho, condiciones favorables, daños ocasionados a la vegetación, su posible efecto negativo sobre la vegetación leñosa y la potencial competencia con otros ungulados. El área principal de distribución de esta especie en la Península Ibérica es un Parque Regional (Sierra Espuña, catalogado en la Directiva Hábitats y que cuenta con varios endemismos y especies protegidas). Por ello, surge la necesidad de conocer la dieta de este herbívoro, sus pautas de selección y sus efectos sobre las distintas especies vegetales, prestando especial atención a aquéllas que son endémicas o se encuentran protegidas.

Hasta la fecha, se han llevado a cabo muy pocos estudios sobre el arruí en Sierra Espuña (Bigalke 1986, Cassinello 2000, San Miguel *et al.* 2009). También hay que añadir el realizado recientemente por Miranda *et al.* (2012a) sobre el comportamiento trófico comparado de arruí, ciervo y muflón en condiciones simpátricas en el centro peninsular.

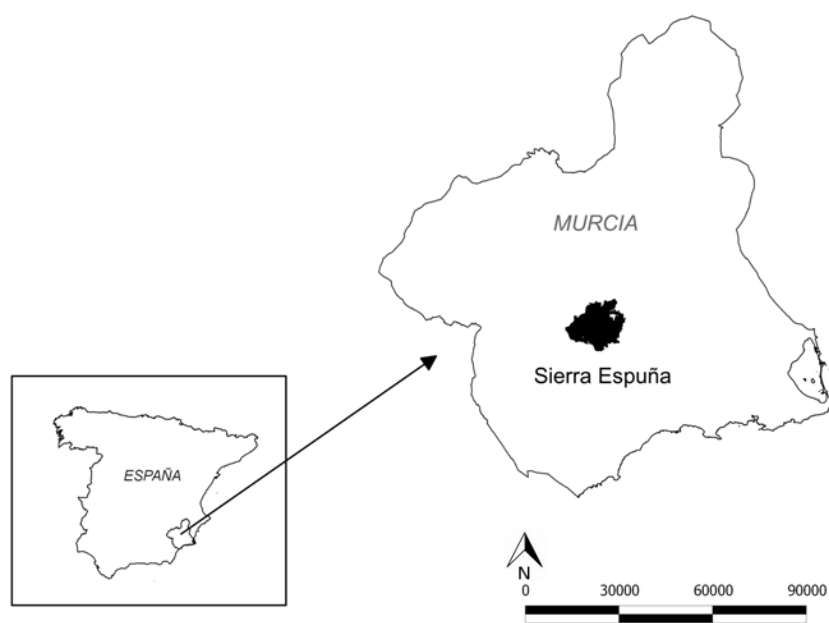
Por tanto, es necesario realizar estudios de ecología trófica en el área de distribución del arruí, proporcionando así información para una correcta gestión de esta especie invasora que asegure la conservación de la biodiversidad.

El objetivo principal de este trabajo fue estudiar la dieta primaveral del arruí en el Parque Regional de Sierra Espuña, determinando 1) la composición de la dieta y 2) el grado de selección o preferencia de las distintas especies leñosas.

## METODOLOGÍA

### *Área de estudio*

El estudio se llevó a cabo en Sierra Espuña, un macizo montañoso ubicado en la provincia de Murcia (N 35° 52'35", O 1° 34'25") que comprende un total de 17.804 ha (Figura 1). Presenta un clima mediterráneo semiárido con una precipitación y temperatura media de 385 mm y 14,8°C respectivamente. El rango de altitud varía entre los 300 y los 1.500 metros s.n.m.



**Figura1.** Situación del área de estudio dentro de España.

Ubicado en la zona Bética, el macizo está formado por rocas paleozoicas y mesozoicas y los sustratos litológicos son de carácter básico. Las reforestaciones realizadas a comienzos del siglo XX dan lugar al paisaje forestal actual dominado por *Pinus halepensis*. Las comunidades vegetales son diversas debido a la heterogeneidad del paisaje (Consejería Medio Ambiente de la Región de Murcia 1995).

Las formaciones de encinar se encuentran muy reducidas, formando bosques mixtos con pinos por encima de los 700 metros. El sotobosque está formado por especies propias del matorral mediterráneo como la coscoja (*Quercus coccifera*), el lentisco (*Pistacia lentiscus*) o las genistas (*Genista spp.*). En las laderas abundan matorrales de porte bajo y mediano como el romero (*Rosmarinus officinalis*), esparto (*Stipa tenacissima*), tomillos (*Thymus spp.*) o jaras (*Cistus spp.*).

La ganadería ha estado extendida por toda la sierra hasta que fue excluida tras la creación de la Reserva de Caza. Actualmente, el principal uso es la caza del arruí, mientras que la ganadería se reduce a zonas privadas limítrofes (Consejería Medio Ambiente de la Región de Murcia 1995).

Desde que en 1931 Sierra Espuña se estableciera como sitio Natural de Interés, son varias las figuras de protección que se le han asignado. En 1973 se constituyó como Reserva de Caza exclusivamente para la introducción del arruí (14.161 ha), en 1978 fue catalogado como Parque Natural y en 1992 se reclasificó como Parque Regional.

El Parque cuenta con 915 especies de flora vascular de las cuales 96 están protegidas a nivel regional. Un ejemplo es *Fumana fontanesii*, cuya única población europea se encuentra en Sierra Espuña (Sánchez *et al.* 2002). Además, aparecen varios endemismos como *Centaurea saxicola*, *Lafuentea rotundifolia* y *Teucrium rivassi* en zonas bajas o *Athamanta hispanica* o *Erodium saxatile* en zonas más altas.

La comunidad de vertebrados la forman 8 especies de anfibios, 17 de reptiles, 123 de aves y 38 de mamíferos, entre los que destacan la ardilla de Sierra Espuña (*Sciurus vulgaris hoffmanii*), una subespecie endémica, y dos ungulados, el arruí (*Ammotragus lervia*) y el jabalí (*Sus scrofa*) (Consejería Medio Ambiente de la Región de Murcia 1995).

La totalidad del Parque está catalogado como ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) desde 1998 debido a la presencia del águila real (*Aquila chrysaetos*) y del búho real (*Bubo bubo*), y como LIC (Lugar de Interés Comunitario) desde 2006.

Además, aparecen distintas especies de invertebrados de interés. Entre los lepidópteros destacan *Aricia morronensis* y *Cupido carswelli* como endemismos descritos en Sierra Espuña, así como 9 ortópteros endémicos del sureste español.

### *Especie de estudio*

Arrui (*Ammotragus lervia*, Pallas 1777)

Clasificación taxonómica:

Clase: Mammalia

Orden: Artiodactyla

Superorden: Ungulata

Suborden: Rumiantia

Infraorden: Pecora

Familia: Bovidae

Subfamilia: Caprinae

Tribu: Caprini

Género: *Ammotragus*

Especie: *A lervia*

El arrui es un caprino nativo del Norte de África donde habita en las regiones desérticas de Marruecos, Argelia, Chad, Egipto, Libia, Malí, Mauritania, Níger, Sudán y Túnez (Shackleton 1997). A lo largo de su distribución se distinguen seis subespecies cuyas diferencias se basan en el pelaje y en la forma de los cuernos (Cassinello 1998b): *A. l. ornata*, *A. l. sahariensis*, *A. l. blainoi*, *A. l. angusi*, *A. l. fassini* y *A.l. lervia*.

Se caracteriza por su larga melena a modo de barba desde la garganta hasta el pecho. Ambos sexos poseen cuernos convergentes y hacia atrás siendo la

corpulencia la principal característica del dimorfismo sexual. El peso de los machos oscila entre 50-132 kg y la longitud corporal entre 105-176 cm. Las hembras tienen un peso de 12-68 kg y una longitud de 104-150 cm (Cassinello 2002). Se trata de una especie gregaria, donde machos y hembras permanecen separados a lo largo del año salvo en la época de celo (Cassinello 2002). De este modo, se observan principalmente dos tipos de grupos en la especie: asociaciones de hembras con sus crías y asociaciones de machos, probablemente emparentados (Cassinello & Calabuig 2008).

El arruí llegó a España entre 1970 y 1972 cuando 36 ejemplares procedentes de Casablanca y Frankfurt (Cassinello 2000) fueron introducidos en la Reserva de Caza de Sierra Espuña, en Murcia (actualmente también Parque Regional). En 1972, 16 ejemplares de la reserva murciana fueron introducidos en el Parque Nacional de La Caldera de Taburiente, en La Palma (Cassinello *et al.* 2004). Ambas introducciones se realizaron con el mismo fin: dotar a las regiones con una especie de caza mayor para su aprovechamiento cinegético.

Actualmente es difícil conocer con exactitud el número de ejemplares en España, ya que un importante número se encuentra en fincas y cotos privados de caza (Cassinello 1998a), pero se pueden diferenciar tres núcleos de población de arruís en libertad. El más importante en tamaño se encuentra en el sureste peninsular, con origen en Sierra Espuña, desde donde ha tenido lugar una progresiva dispersión hacia sierras murcianas cercanas y provincias limítrofes como Almería, Granada y Jaén. Sólo en Sierra Espuña la población estimada es de 1.200-1.300 arruís (San Miguel *et al.* 2009). Otro núcleo se localiza en Alicante: se trata de una población originada a partir de individuos que escaparon de dos fincas de caza privadas (Cassinello *et al.* 2004). Y finalmente, citar la población de la isla de La Palma (Islas Canarias) con aproximadamente 250 arruís, la mayoría en el interior del Parque Nacional de La Caldera de Taburiente (Rodríguez-Luengo 2008).

Varios estudios indican que el arruí en el sureste español se encuentra en expansión (Serrano *et al.* 2002b, Cassinello *et al.* 2004). Cassinello *et al.* 2006 predicen una distribución a lo largo del eje suroeste-noroeste entorno a zonas altas, de fuertes pendientes, con presencia de bosques y escasas lluvias en invierno.

A pesar del aumento de las poblaciones en España, las africanas están disminuyendo a causa de la destrucción del hábitat, la caza ilegal y el sobrepastoreo que ejerce el ganado doméstico (Shackleton 1997). Tanto es así, que la UICN ha catalogado al arrui como especie Vulnerable (Cassinello *et al.* 2011).

La especie se ha descrito como un herbívoro generalista que muestra preferencia por las arbustivas combinándolas con gramíneas y herbáceas dicotiledóneas según la disponibilidad (Bird & Upham 1980, Krysl *et al.* 1980, Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo 1992).

### *Diseño de muestreo*

En la primavera de 2009, coincidiendo con la estación de mayor disponibilidad de recursos, se llevó a cabo la recogida de heces y se determinó la disponibilidad de la vegetación leñosa.

Se distribuyeron un total de 32 puntos de forma pseudoaleatoria por toda Sierra Espuña, teniendo en cuenta factores corológicos (comunidades vegetales predominantes), topográficos (altitud, pendiente y orientación) y de insolación (horas de sol) con el fin de recoger la mayor heterogeneidad posible.

Los puntos, de 30 m de radio, se distribuyeron siguiendo líneas altitudinales con una separación de al menos 500 m. Dentro de las líneas, la distancia de separación entre puntos era de al menos 250 m.

Dentro de cada punto de muestreo se obtuvieron datos mediante estima visual de cobertura de especies leñosas y se recogieron heces frescas, asumiendo que cada grupo de heces pertenecía a un individuo. Las heces se mantuvieron refrigeradas y, una vez en laboratorio, se procedió a su almacenamiento a -20 °C hasta el momento de su procesado.



### *Análisis de laboratorio*

Para determinar la dieta del arruí se empleó la técnica microhistológica. Esta técnica se basa en la identificación y cuantificación de tejidos epidérmicos vegetales presentes en las heces tales como células, estomas o tricomas (Mcinnis & Vavra 1987, Bartolomé *et al.* 1995, Henley *et al.* 2001). Como ventajas con respecto a otros métodos, con esta técnica el animal no es molestado ni se altera su actividad, permite recoger un número ilimitado de muestras, el estudio puede realizarse en zonas amplias y es una técnica relativamente sencilla y asequible. Como desventajas, requiere de tiempo y entrenamiento, algunas especies pueden sub o sobreestimarse según su digestibilidad y otras son difíciles de identificar mediante este tipo de análisis (Holechek *et al.* 1982).

Las muestras se prepararon siguiendo el tratamiento descrito por Bartolomé *et al.* (1995):

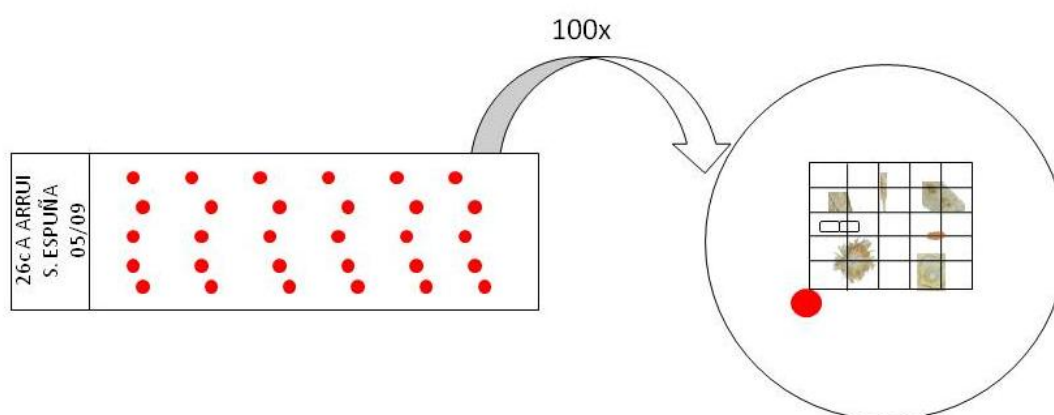
- 1) Preparación y homogeneizado: de cada muestra fecal se lavaron 4 heces para eliminar los posibles restos de tierra, polvo u otros elementos que pudieran interferir en la identificación, y se homogeneizaron en un mortero. Se colocó un volumen de la muestra no superior a 2/10 partes del volumen en un tubo de ensayo, colocándola en el fondo. De cada muestra de heces se hicieron 3 preparaciones, por lo tanto, se obtuvieron 3 tubos por muestra.
- 2) Baño ácido y dilución: a cada tubo se le añadió un volumen de ácido nítrico 65% similar al de la muestra. Los tubos se pasaron por un baño térmico de 80°C durante 2 minutos en agitación. De esta manera se eliminaron tejidos no epidérmicos adheridos a la epidermis. Tras el baño, el contenido de los tubos se vertió en vasos con 200 ml de agua y se dejaron reposar.
- 3) Montaje de las preparaciones: La muestra diluida se pasó por dos filtros de 0.5 mm y de 0.125 mm de luz de malla cada uno y se montaron las preparaciones con la muestra retenida entre ambos filtros. En el centro del portaobjetos se extendió una gota de glicerina 50% y sobre ésta se distribuyó uniformemente una alícuota de la muestra. Sobre los bordes se extendió una banda fina de medio de montaje DPX y se colocó el cubreobjetos. Finalmente, se dejó secar 24 horas en horizontal.

### *Identificación y cuantificación de fragmentos al microscopio*

La obtención de esta parte de los datos se llevó a cabo durante el año 2012.

En cada uno de los portaobjetos se marcaron 5 transectos formados cada uno por 6 puntos, lo que hace un total de 30 puntos en cada portaobjetos. En cada punto, y con ayuda de una lente reticulada acoplada al ocular del microscopio, se cuantificaron e identificaron los fragmentos presentes en el interior de una cuadrícula con el aumento de 100x (Figura 2). Para cada muestra era necesario obtener un mínimo de 200 fragmentos, por lo que en caso de densidades bajas de éstos hubo que añadir más puntos de muestreo. Los fragmentos se identificaron a nivel de género o especie según la colección de referencia disponible para la zona de estudio.

Para la realización de dicha colección se recogieron previamente muestras de material foliar de todas las especies leñosas registradas en los transectos. Las muestras se prepararon con el mismo proceso seguido para las heces. Esta colección nos permitió identificar la estructura epidérmica de las diferentes especies y géneros para así poder reconocerla después en las muestras fecales.



**Figura 2.** Ejemplo de la toma de datos al microscopio: portaobjetos marcado con transectos y puntos y ampliación de un punto de muestreo.

Se analizaron 22 muestras de heces de arrui con 3 preparaciones cada una (66 portaobjetos en total). El número total de puntos analizados fue 2123.

### *Análisis estadísticos*

Para determinar la composición de la dieta del arruí, se calculó el porcentaje de aparición de cada especie vegetal identificada en cada individuo, así como el porcentaje medio de aparición en las 22 muestras. También se realizó un análisis similar agrupando a las especies por familias.

Se calculó la riqueza media de las especies identificadas y la diversidad a través del Índice de Shannon (Shannon & Weaver, 1949). Para comprobar si alguna familia estaba significativamente más representada que otras en la dieta, se realizó un test ANOVA, utilizando el programa R en su versión 2.15.1 (R Development Core Team 2012)

### *Índice de selección*

Para conocer la preferencia que el arruí tiene por las distintas especies leñosas se utilizó el Índice de Selección de Savage (Manly *et al.* 1993).

$$W_i = U_i / P_i$$

Este índice relaciona el uso de un recurso dado ( $U_i$ ) con su disponibilidad ( $P_i$ ) determinando así su selección ( $W_i$ ). El índice toma valores desde 0 (máximo rechazo) a infinito (máxima selección), siendo 1 el valor que indica que el recurso se consume por azar.

El Índice de Selección de Savage permite calcular un estadístico con una distribución  $X^2$  con un grado de libertad que nos indica si el valor obtenido del índice es significativo o no.

$$\text{Estadístico} = \frac{(W_i - 1)^2}{se(W_i)^2}, \text{ donde } se \text{ es el error estándar}$$

$$se(W_i) = \sqrt{\frac{(1 - P_i)}{(F * P_i)}}, \text{ donde } F \text{ es el número de fragmentos identificados}$$

## RESULTADOS

### Composición

Se identificaron un total de 51 especies vegetales, siendo la riqueza media de  $18 \pm 0.95$  (E.E). El valor medio de diversidad según el Índice de Shannon fue de  $2.54 \pm 0.05$  (E.E.).

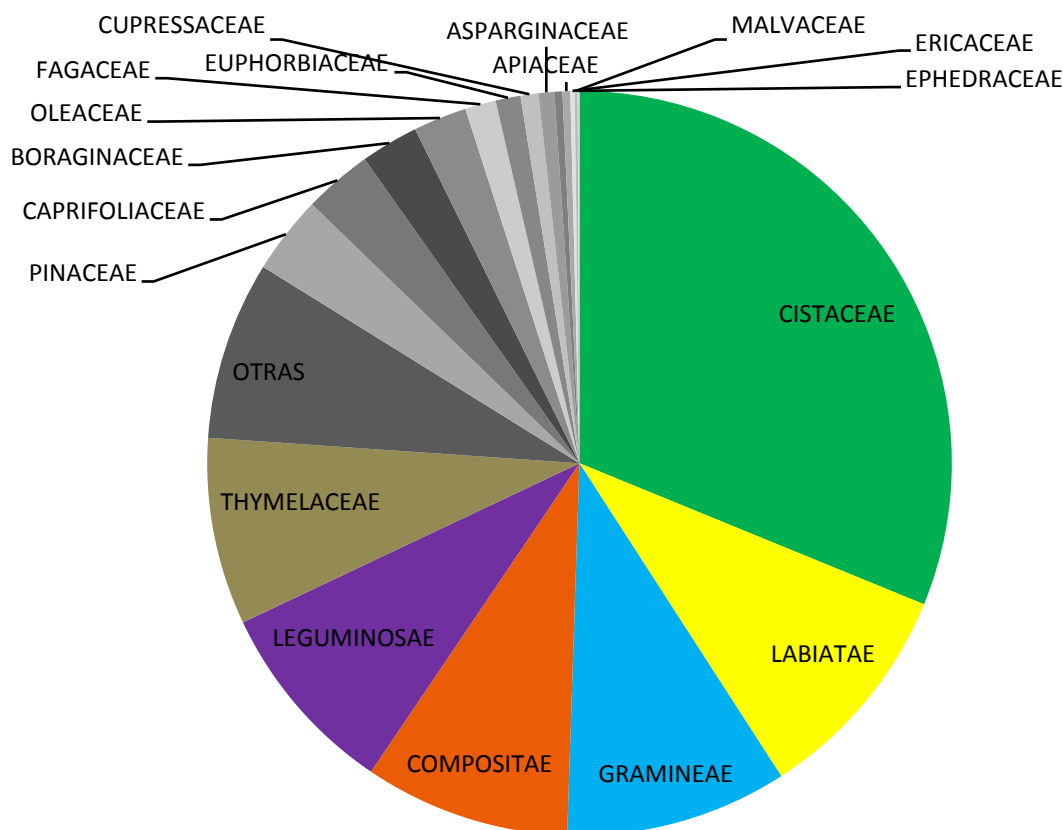
En la identificación de especies al microscopio se observaron fragmentos que no correspondían con ninguna de las especies de la colección de referencia. A estas especies nuevas se les llamó “especies no identificadas”.

Los porcentajes medios de las especies más abundantes se presentan en la Tabla 1, mientras que en la Figura 3 se muestran los porcentajes medios de todas las especies agrupadas por familias. En el Anexo se pueden ver los porcentajes medios de todas las especies vegetales y por familias.

**Tabla 1.** Porcentajes medios y error estándar de las especies más abundantes presentes en la dieta del arruí

Espece	Porcentaje medio	Error estándar
<i>Cistus albidus</i>	11.25	1.39
<i>Daphne gnidium</i>	8.12	1.02
<i>Helianthemum marifolium</i>	6.75	1.11
Graminea no identificada	6.70	1.34
<i>Genista scorpius</i>	6.24	1.61
<i>Phagnalon sp.</i>	5.20	1.10
<i>Cistus salvifolius</i>	4.40	0.95
<i>Helianthemum croceum</i>	4.25	0.99
Especie no identificada	3.75	0.66
<i>Helychrisum stoechas</i>	3.73	1.09
<i>Helianthemum syriacum</i>	3.61	1.12
<i>Teucrium simlatum</i>	3.56	0.91
<i>Pinus sp.</i>	3.40	0.84
<i>Marrubium sp</i>	3.25	1.38

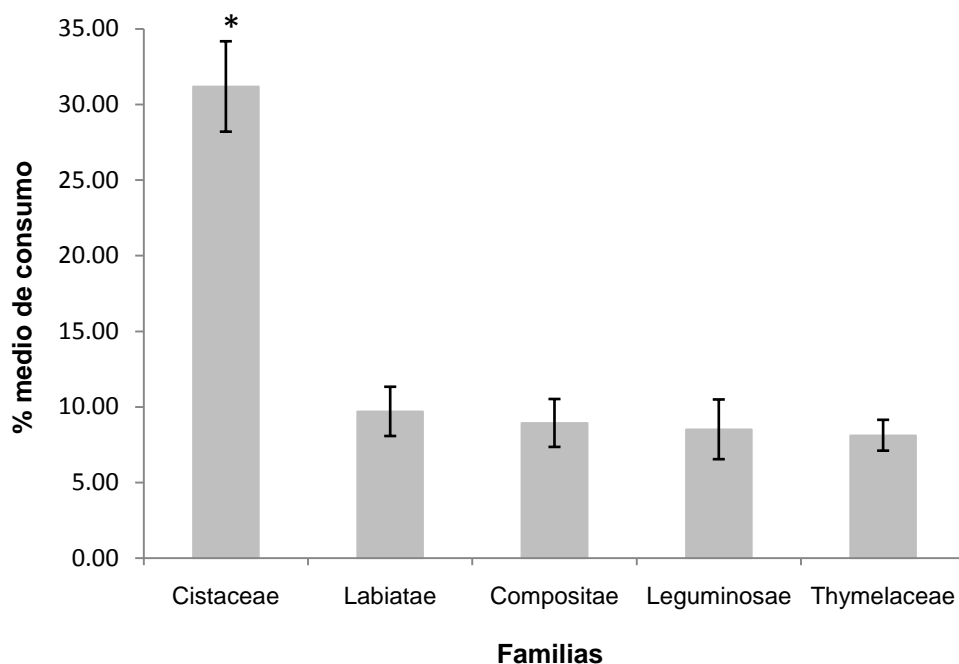
Se observa que las especies que aparecen en la dieta con un mayor porcentaje son *Cistus albidus* (11.25%), *Daphne gnidium* (8.12%) y *Helianthemum marifolium* (6,75%).



**Figura 3.** Proporción de cada familia en la dieta del arruí.

La familia más abundante en la dieta son las cistáceas con un porcentaje de 31.18% seguida de las labiadas (9.70%), gramíneas (9.65%), leguminosas (8.51%) y timeláceas (8.12%).

Mediante el test ANOVA se estudiaron las diferencias en el porcentaje en dieta de aquellas familias de leñosas cuya representación media en las heces fue superior al 5%. El resultado ( $F_{4,105} = 21.03$ ,  $p < 0.0001$ ) indica que existen diferencias significativas en la abundancia de ciertas familias en la dieta. Los análisis *post-hoc* entre pares de familias (Figura 4) indican que las diferencias significativas se encuentran al comparar con la familia Cistaceae, que es mucho más abundante en la dieta. No se encontraron diferencias entre el resto de familias.



**Figura 4.** Porcentaje medio y error estándar de las principales familias de plantas leñosas presentes en la dieta del arruí. El asterisco indica una diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) tras los test *post-hoc* de Tukey.

### Selección

Se obtuvieron datos de selección para 50 especies leñosas (Tabla 2), de las cuales 18 aparecen seleccionadas y 11 rechazadas de manera significativa.

Las especies con mayor disponibilidad (*Juniperus oxycedrus*, *Rosmarinus officinalis* *Pinus sp* y *Quercus coccifera*) aparecen con un valor muy bajo de Selección (o con un valor de cero como *Rosmarinus officinalis*) y por lo tanto todas son rechazadas. El caso contrario lo encontramos en la especie *Ballota hirsuta*, que a pesar de tener baja disponibilidad el consumo es muy alto, siendo esta especie la que tiene el mayor valor de selección (95.33).

**Tabla 2.** Selección de especies leñosas en base al Índice de Savage.  $U_i$  = Proporción en la dieta;  $P_i$  = Disponibilidad. En rojo los valores significativos aplicando la corrección de Bonferroni ( $X^2 = 10.827$ ,  $p=0.001$ ).

Especie	$U_i$	$P_i$	Índice de Savage ( $w_i$ )	Estadístico	Selección
<i>Anthyllis terniflora</i>	0.003	0.0002	21.890	84.360	selección
<i>Ballota hirsuta</i>	0.015	0.0002	95.330	1720.126	selección
<i>Helianthemum croceum</i>	0.043	0.002	22.981	1107.891	selección
<i>Cistus salvifolius</i>	0.044	0.008	5.648	210.019	selección
<i>Daphne gnidium</i>	0.081	0.015	5.503	375.603	selección
<i>Erica sp.</i>	0.002	0.0002	12.121	23.909	selección
<i>Euphorbia sp.</i>	0.011	0.002	4.503	36.575	selección
<i>Genista scorpius</i>	0.062	0.002	26.959	1934.800	selección
<i>Helianthemum marifolium</i>	0.068	0.001	72.740	5916.010	selección
<i>Helianthemum syriacum</i>	0.036	0.001	58.633	2532.254	selección
<i>Helichrysum stoechas</i>	0.037	0.003	14.075	561.797	selección
<i>Lithospermum fruticosum</i>	0.025	0.006	4.057	71.956	selección
<i>Lonicera sp.</i>	0.030	0.001	27.466	938.818	selección
<i>Marrubium sp.</i>	0.032	0.002	17.507	626.488	selección
<i>Olea europaea</i>	0.022	0.0002	71.861	1941.672	selección
<i>Phagnalon sp.</i>	0.052	0.004	12.407	677.790	selección
<i>Rhamnus myrtifolius</i>	0.002	0.0002	13.850	31.604	selección
<i>Teucrium simlatum</i>	0.036	0.002	19.237	763.425	selección
<i>Cistus albidus</i>	0.112	0.092	1.220	6.088	selección
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	0.005	0.005	1.018	0.002	selección
<i>Ephedra sp.</i>	0.001	0.0002	5.308	3.449	selección
<i>Phillyrea angustifolia</i>	0.001	0.0002	4.618	2.530	selección
<i>Rhamnus oleoides</i>	0.001	0.0002	5.704	4.278	selección
<i>Satureja sp.</i>	0.001	0.0002	7.203	7.153	selección
<i>Spartium junceum</i>	0.006	0.002	2.972	10.414	selección
<i>Acer monspessulanum</i>	0.000	0.0002	0.000	0.186	rechazo
<i>Anthyllis cytisoides</i>	0.007	0.007	0.939	0.033	rechazo
<i>Asparagus acutifolius</i>	0.007	0.009	0.800	0.424	rechazo
<i>Bupleurum sp.</i>	0.003	0.004	0.944	0.014	rechazo
<i>Calicotome sp.</i>	0	0.001	0.000	1.353	rechazo
<i>Coronilla sp.</i>	0	0.002	0.000	1.922	rechazo
<i>Fumana ericoides</i>	0	0.001	0.000	0.763	rechazo
<i>Genista patens</i>	0	0.0002	0.000	0.186	rechazo
<i>Phlomis lychnitis</i>	0.007	0.012	0.557	2.945	rechazo
<i>Prunus prostrata</i>	0	0.0002	0.000	0.186	rechazo
<i>Quercus faginea</i>	0	0.008	0.000	9.937	rechazo
<i>Rhamnus lycioides</i>	0	0.004	0.118	3.560	rechazo
<i>Rosa sp.</i>	0	0.002	0.000	2.699	rechazo
<i>Thymus sp.</i>	0.006	0.013	0.469	4.679	rechazo

<i>Cistus clusii</i>	0.009	0.044	0.209	35.354	rechazo
<i>Erinacea anthyllis</i>	0	0.012	0.000	15.525	rechazo
<i>Fumana sp.</i>	0	0.013	0.000	16.168	rechazo
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0.006	0.171	0.033	238.979	rechazo
<i>Juniperus phoenicea</i>	0.002	0.042	0.052	48.452	rechazo
<i>Pinus sp.</i>	0.034	0.102	0.334	62.400	rechazo
<i>Pistacia lentiscus</i>	0.000	0.030	0.000	37.603	rechazo
<i>Quercus coccifera</i>	0.000	0.096	0.000	131.431	rechazo
<i>Quercus ilex</i>	0.013	0.044	0.306	27.211	rechazo
<i>Retama sp.</i>	0.001	0.068	0.015	86.902	rechazo
<i>Rosmarinus officinalis</i>	0	0.146	0.000	211.332	rechazo

En la Tabla 3 se muestran los valores de selección para cada familia. De las 9 familias seleccionadas, 8 lo son de manera significativa, mientras 5 son rechazadas significativamente.

**Tabla .3** Selección de familias de leñosas en base al Índice de Savage.  $U_i$  = Proporción en la dieta;  $P_i$  = Disponibilidad. En rojo los valores significativos aplicando la corrección de Bonferroni ( $X^2 = 9.1405$ ,  $p=0.0025$ ).

Familia	$U_i$	$P_i$	Índice de Savage ( $w_i$ )	Estadístico	Selección
Boraginaceae	0.025	0.006	4.057	71.956	selección
Caprifoliaceae	0.030	0.001	27.466	938.818	selección
Cistaceae	0.312	0.161	1.942	209.901	selección
Compositae	0.089	0.007	13.053	1238.136	selección
Ericacaceae	0.002	0.0002	12.121	23.909	selección
Euphorbiaceae	0.011	0.002	4.503	36.575	selección
Oleaceae	0.023	0.0005	49.447	1361.588	selección
Thymelaceae	0.081	0.015	5.503	375.603	selección
Ephedraceae	0.001	0.0002	5.308	3.449	selección
Aceraceae	0	0.0002	0.000	0.186	rechazo
Apiaceae	0.003	0.004	0.944	0.014	rechazo
Asparginaceae	0.007	0.009	0.800	0.424	rechazo
Leguminosae	0.085	0.100	0.855	2.875	rechazo
Rhamnaceae	0.003	0.004	0.868	0.086	rechazo
Rosaceae	0	0.002	0.000	2.885	rechazo
Anacardiaceae	0	0.030	0.000	37.603	rechazo
Cupressaceae	0.008	0.213	0.036	310.622	rechazo
Fagaceae	0.013	0.148	0.091	177.306	rechazo
Labiatae	0.097	0.175	0.554	52.330	rechazo
Pinaceae	0.034	0.102	0.334	62.400	rechazo



La familia con el Índice de Selección más alto es la de las oleáceas (49.447), formada por las especies *Olea europaea* y *Phillyrea angustifolia*, ya que a pesar de tener una disponibilidad baja el consumo es alto. Lo contrario sucede con las cupresáceas y pináceas, que siendo las familias con mayor disponibilidad el consumo es bajo y, por tanto, son rechazadas al tener un valor de selección inferior a 1.

La familia de las cistáceas es la más consumida pero también una de las más abundantes en la zona y, por ello, el Índice tiene un valor algo superior a 1.

## DISCUSIÓN

En este trabajo el objetivo era conocer la composición y selección de dieta del arruí en el Parque Regional de Sierra Espuña, centrando el estudio en las especies leñosas durante la primavera.

### *Composición*

El valor medio de riqueza (18) es bajo si se tiene en cuenta el total de especies identificadas en las heces. La diferencia en el número de especies descritas para cada individuo podría deberse al sexo de los mismos, ya que está bien documentada en ungulados la existencia circunstancial de segregación trófica entre machos y hembras (v.g. Miranda *et al.* 2012b). Así, las heces con mayor riqueza de especies podrían pertenecer a hembras de arruí ya que, como ocurre en otras especies de ungulados, éstas tienen una mayor necesidad de nutrientes durante el periodo de lactancia, por lo que necesitarían explotar más recursos en búsqueda de alimento de calidad (Álvarez 1999). Lamentablemente, la recogida de heces en el campo no permitió distinguir el sexo de los individuos, puesto que no existe un marcado dimorfismo en el tamaño de las heces de machos y hembras adultos.

El valor del Índice de Shannon nos indica la diversidad trófica del arruí con respecto a las plantas leñosas de la zona. Este índice toma valores entre 1.5 y 3.58 (Margalef 1972). El valor obtenido en nuestro estudio (2.54) indica que la población de arrúis

no utiliza todos los recursos desde el punto de vista de la disponibilidad de plantas leñosas. Esto puede deberse a la amplia extensión de nuestra zona de estudio. Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo (1992) obtuvieron un valor del Índice de Shannon de 3.21 en el Parque Nacional de La Caldera de Taburiente, indicando que la población hace uso de la mayoría de las especies disponibles, describiendo así un amplio nicho trófico para el arrui.

La familia más abundante en la dieta del arrui es Cistaceae, formada por especies de los géneros *Cistus* y *Helianthemum*, siendo la especie más consumida *Cistus albidus*. Algo similar ocurrió en el estudio realizado por Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo (1992) en La Palma durante el otoño, donde observaron que la especie más consumida era también una cistácea, *Cistus simphytifolius* (22.24%).

A pesar de que la primavera es el periodo de mayores recursos herbáceos, el consumo de leñosas por parte del arrui es alto, pudiendo provocar sobre éstas un impacto negativo.

### *Selección*

En cuanto a las especies con un Índice de Selección más alto, destaca *Ballota hirsuta*. Se trata de una labiada con distribución iberomagrebí, donde además de en la Península Ibérica habita en Marruecos, Argelia y Túnez (Morales 2000), países originarios del arrui. Quizás la presencia de esta planta en su área nativa es la causa de que sea una especie altamente seleccionada, pues su disponibilidad en la zona de estudio es baja.

*Quercus ilex* y *Quercus coccifera* aparecen rechazadas significativamente. Esto puede deberse a la presencia en estas especies de taninos, compuestos secundarios de defensa que las encinas producen durante la primavera (Rodríguez-Berrocal *et al.* 1977). Los herbívoros que los toleran (como el ciervo) segregan proteínas salivares que unidas a estos compuestos facilitan su digestión (Robbins *et al.* 1987, Austin *et al.* 1989). El arrui quizás no sea capaz de segregar estas proteínas y rechace estas especies durante la primavera, ya que en invierno sí las selecciona (San Miguel *et al.* 2009). Miranda *et al.* (2012a) analizaron el contenido nutricional de las plantas consumidas por tres ungulados (arrui, ciervo y muflón) a lo

largo del año, y observaron que durante la primavera tanto el arruí como el muflón presentaban una dieta baja en taninos, mientras que el ciervo los ingería a lo largo de todo el año. Es decir, el herbívoro nativo consume una dieta rica en taninos mientras que estos compuestos aparecen en los exóticos en valores más pequeños. Esto puede deberse a que las poblaciones de ciervo y encina han coevolucionado en la Península Ibérica y esta interacción animal-planta ha permitido que el ciervo, a diferencia del arruí, consiga desarrollar mecanismos para tolerar mejor estos compuestos tóxicos.

*Daphne gnidium* aparece seleccionada con un valor de 5.50. En su estudio, San Miguel *et al.* (2009) la clasifican como “medianamente preferida”. Se trata de una planta tóxica (Villar & Ortiz 2006), la cual parece que el arruí tolera bien. Esto podría ser una consecuencia del carácter generalista del arruí y contribuir a su carácter invasor.

La familia de las oleáceas es la que presenta el mayor Índice de Selección, formada por las especies *Olea europaea* y *Phillyrea angustifolia*. Analizando estas dos especies por separado observamos que *P. angustifolia* es seleccionada por el arruí pero no de forma significativa. En cambio, *O. europaea* aparece como una de las especies significativamente más seleccionadas. Si tenemos en cuenta que el arruí se encuentra en expansión en el sureste de la Península (Serrano *et al.* 2002a, Cassinello *et al.* 2004) donde abunda el cultivo del olivar, podría generar conflictos con este sector agrícola.

El análisis ANOVA indica que la familia Cistaceae es, con diferencia, la más consumida respecto al resto, pero resulta también una de las que presenta una mayor disponibilidad en el entorno. Por tanto, lo más probable es que el arruí la consuma porque es muy abundante, lo que hace que el valor de selección sea ligeramente superior a 1, teniendo así un valor de selección bajo (1.94).

Dentro de las especies catalogadas “En Peligro de Extinción” en la Región de Murcia, algunas se encuentran en Sierra Espuña como “Especies Prioritarias”. Es el caso de *Acer monspesulanum*, *Erica arbórea*, *Erica erigena* y *Fumana fontanesii*.

En nuestro estudio, *A. monspesulanum* aparece como especie no consumida y resulta rechazada aunque no de manera significativa. *Fumana sp.* también aparece

como especie no consumida y, por tanto, rechazada y en este caso sí significativamente. A pesar de ello, en ambas especies se ha observado ramoneo por parte del arrui (Sánchez *et al.* 2002, L. Gálvez y M. Sicilia com. pers.). El no encontrar fragmentos en las heces puede deberse a la baja disponibilidad de estas especies en la zona y, consecuentemente, la baja probabilidad de localizar heces de individuos que las hubieran consumido. Finalmente, *Erica sp.* aparece seleccionada significativamente con un valor de 12.12. En suma, y a la luz de nuestros resultados, algunas de las especies catalogadas como “En Peligro de Extinción” en la región murciana podrían verse perjudicadas por la presencia del arrui, con lo que se aconseja una gestión adecuada que proteja las poblaciones de estas especies.

Otras especies protegidas dentro del ámbito del Parque son *Pistacia lentiscus*, *Juniperus phoenicia*, *Juniperus oxycedrus*, *Ephedra fragilis*, *Ephedra nebrodensis*, *Rhamnus lycoides*, *Quercus faginea* y *Prunus prostata*. Las tres primeras aparecen significativamente rechazadas por lo que, al menos durante la primavera, no se verían afectadas. En cambio, el resto aparecen rechazadas no significativamente.

En principio, el efecto potencial del arrui sobre la flora protegida del Parque Natural de Sierra Espuña sería bajo durante la primavera. Pero hay que tener en cuenta que este herbívoro es generalista y que sus hábitos varían según la estación y la disponibilidad de especies (Rodríguez *et al.* 1990), por lo que las especies protegidas podrían verse afectadas en otras épocas del año.

En general, es importante resaltar que las especies más seleccionadas por el arrui son aquellas que se encuentran en baja disponibilidad y viceversa, las especies más abundantes en el medio resultan poco seleccionadas. Esta selección puede deberse a la búsqueda por parte del arrui de alimento de calidad, rico en celulosa, hemicelulosa y nitrógeno (Miranda *et al.* 2012a).

Respecto a la potencial competencia con otros herbívoros autóctonos, por ejemplo el ciervo o el gamo, el solapamiento en dieta en primavera sobre especies leñosas, sería poco probable, pues las especies que seleccionan los ungulados nativos son rechazadas por el arrui (*Quercus spp*, *Rosmarinus officinalis*, *Pistacia lentiscus*) o seleccionadas de manera no significativa (*Phillyrea angustifolia*) (Rodríguez-Berrocal 1978, Álvarez 1999, Fernández-Olalla 2006). Miranda *et al.* (2012a) describen

estrategias tróficas diferentes para arrui y ciervo, mostrando el primero más preferencia por las herbáceas, mientras que el segundo selecciona más el matorral.

En el caso de la cabra montés sería quizás más probable el solapamiento, pues la dieta de este herbívoro también es amplia, variando con las condiciones estacionales y geográficas. Así, en Cazorla se ha descrito una dieta basada en leñosas (Cuartas 1991) mientras que en Sierra Nevada parece tener un comportamiento más pastador (Martínez 1990). Este comportamiento intermedio en ambas especies podría ser causa de solapamiento entre los dos caprinos. Para la cabra se ha descrito consumo de especies del género *Helianthemum* (Cuartas 1991), las cuales también selecciona el arrui. Debido a la similitud taxonómica entre arrui y cabra montés, y al carácter montano de ambos, es esperable un elevado solapamiento en sus nichos ecológicos, por lo que urge desarrollar estudios tróficos comparados entre ambas especies para determinar posibles efectos negativos del ungulado exótico sobre el autóctono.

Los tres herbívoros nativos citados tienen una dieta basada en especies mediterráneas, ampliamente distribuidas por la Península Ibérica y, probablemente, sea esta coevolución la que determina la preferencia de estos ungulados por estas especies vegetales (Barroso *et al.* 2001). En cambio, el arrui lleva poco tiempo en la Península y puede que aún no se haya adaptado a la vegetación ibérica. Por tanto, los resultados obtenidos en este estudio pueden variar en un futuro.

Miranda *et al.* (2012a) describen al arrui en el centro peninsular principalmente como pastador. En cambio, los estudios realizados en Estados Unidos lo muestran más ramoneador, de ahí la competencia con el ciervo mulo (Bird & Upham 1980, Krysl *et al.* 1980). Lo mismo ocurre en la isla de La Palma, donde el mayor porcentaje de especies consumidas son leñosas (Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo 1992). Esto demuestra la plasticidad ecológica y adaptación que el arrui tiene ante diferentes ambientes.

Por desgracia, en nuestro estudio (debido a la ausencia de datos referentes a herbáceas) no podemos definir cuál es la estrategia trófica del arrui en el Parque Regional, pero el alto porcentaje de leñosas consumidas puede apuntar hacia una estrategia más ramoneadora que pastadora. Por ello, necesitaríamos desarrollar estudios más completos a este nivel.

En el área original de distribución del arrui son muy pocos los datos que se tienen sobre su ecología trófica (Poilecot 1991). Recopilar datos de dieta de arrui en sus zonas de origen es importante para llegar a comprender mejor el comportamiento de la especie en los lugares donde se ha introducido.

En relación a la microhistología, a pesar de tener algunas desventajas, es considerada una de las mejores opciones para determinar la composición de la dieta de animales herbívoros (ver Holechek *et al.* 1982). En estudios posteriores, sería necesario realizar una colección de referencia más exhaustiva de nuestra zona de estudio, diferenciando distintas partes de las plantas tales como frutos, hojas, flores o tallos. Así, se tendría un conocimiento más minucioso de la dieta que permitiría conocer no sólo qué plantas son las más consumidas y seleccionadas, sino también el daño que puede ocasionar la herbivoría, especialmente en aquellas especies con algún tipo de protección.

## CONCLUSIONES

- La microhistología, a pesar de presentar alguna desventaja, es una buena herramienta para realizar estudios de dieta en animales herbívoros.
- A nivel de especies vegetales arbustivas, el arrui aún no ha explotado todos los recursos disponibles en Sierra Espuña. A pesar de ello, el consumo de leñosas es alto.
- La familia Cistaceae aparece como la más abundante en la dieta. *Cistus albidus*, *Daphne gnidium* y *Helianthemum marifolium* son las especies más consumidas
- *Ballota hirsuta* y Oleaceae son, respectivamente, la especie y la familia más seleccionadas. Ambas presentan baja disponibilidad pero su consumo es alto.
- La familia Cistaceae es la familia más abundante en la dieta pero también la que presenta una mayor disponibilidad. Por ello, muestra un valor bajo de selección.
- Para la mayoría de las especies protegidas en el Parque no se han encontrado evidencias de su consumo durante la primavera, quizás por su

baja disponibilidad, por lo que son necesarios estudios más amplios que garanticen la protección de estas especies.

- Es poco probable el solapamiento en dieta con determinados herbívoros autóctonos (ciervo y gamo), ya que las especies leñosas que éstos consumen son rechazadas por el arruí. Sin embargo, la probabilidad de un solapamiento en dieta con la cabra montés sería mayor, debido a la gran similitud entre ambas especies. Sería necesario, por tanto, desarrollar estudios tróficos comparados entre los dos caprinos.

-

## **AGRADECIMIENTOS**

El proyecto en el que se encuadra este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia con ayuda del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) (Ref. CGL2007-63707/BOS).

La realización del máster ha sido financiada por el Ministerio de Educación a través de su programa de “Becas y Ayudas al Estudio de Carácter General y de Movilidad”.

Gracias a los que habéis colaborado en el diseño, recogida, preparación de datos, y en la realización de la colección de referencia: Jordi Bartolomé, Leticia Díaz, María Miranda e Ignacio Cristóbal. A Fran, por su dibujo y a Villa, por su continua colaboración y por seguir siendo mi maestro y amigo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez G. 1999. Ecología y gestión de las poblaciones de cérvidos, ciervo (*Cervus elaphus*), gamo (*Dama dama*) y corzo (*Capreolus capreolus*), en los Quintos de Mora (Montes de Toledo). Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid. 335 pp.
- Austin P.J., Suchar L.A., Robbins C.T. & Hagerman A.E. 1989. Tannin-binding proteins in saliva of deer and their absence in saliva of sheep and cattle. *Journal of Chemical Ecology*, 15: 1135–1347.
- Barroso F.G., Martínez T.F., Paz T., Parra A. & Alarcón F.J. 2001. Tannin content of grazing plants of southern Spanish arid lands. *Journal of Arid Environments*, 49: 301-314.
- Bartolomé J., Franch J., Gutman M. & Seligman N.G. 1995. Technical Note: Physical factors that influence fecal analysis estimates of herbivore diets. *Journal Range Manage*, 48: 267-270.
- Bigalke R.C. 1986. A pilot study of an introduced auoudad (*Ammotragus lervia*) population in the Sierra Espuña National Hunting Reserve: Murcia Province, Spain. Informe no publicado. Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC, Almería, España.
- Bird W. & Upham L. 1980. Barbary sheep and mule deer food habits of Largo Canyon, New Mexico. En: C.D.Simpson (eds). *Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep*. Texas Tech. University Press, Lubbock.
- Cassinello J. & Alados C.L. 1996. Female reproductive success in captive *Ammotragus lervia* (Bovidae, Artiodactyla). Study of its components and effects of hierarchy and inbreeding. *Zoology*, 239: 141-153.
- Cassinello J. & Calabuig G. 2008. Spatial association in a highly inbred ungulate population: Evidence of fine-scale kin recognition. *Ethology*, 114 (2): 124-132.
- Cassinello J. 1998a. *El arrui sahariano. Un caprino ancestral en Almería*. Textos y ensayos. Instituto de Estudios Almerienses, Almería. 67 pp.
- Cassinello J. 1998b. *Ammotragus lervia*: a review on systematic, biology, ecology and distribution. *Annales Zoologici Fennici*, 35: 149-162.
- Cassinello J. 2000. *Ammotragus* free-ranging population in the south-east of Spain: a necessary first account. *Biodiversity and Conservation*, 9: 887-900.
- Cassinello J. 2002. Arrui-*Ammotragus lervia*. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados españoles*. L.M Carrascal & A. Salvador. (eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibéricos.org>.
- 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 modeling. *Diversity and Distributions*, 12: 666-678.



- Cassinello J., Cuzin F., Jdeidi T., Masseti M., Nader, I. & de Smet K. 2011. *Ammotragus lervia*. En: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Cassinello J., Serrano E., Calabuig G. & Pérez JM. 2004. Range expansión of an exotic ungulate (*Ammotragus lervia*) in southern Spain: ecological and conservation concerns. *Biodiversity and Conservation*, 13: 851–866.
- Consejería de Medio Ambiente de la Región de Murcia. 1995. Decreto nº 13/1995, de 31 de marzo, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Sierra Espuña (incluidos Barrancos de Gebas) y se declara como paisaje protegido los Barrancos de Gebas. Consejería de Medio Ambiente de la Región de Murcia. Murcia.
- Cuartas P. 1991. Comparación de la dieta de rumiantes domésticos y salvajes en la Sierra de Cazorla. Pp. 101-108. En Junta de Andalucía (ed). *II Seminario sobre nutrición de rumiantes en zonas áridas y de montaña y su relación con la conservación del medio natural*. Granada
- Fernández-Ollala M., Muñoz-Igualda J., Martínez-Jauregui M., Reodríguez-Vigal C. & San Miguel-Ayaz A. 2006. Selección de especies y efecto del ciervo (*Cervus elaphus* L.) sobre arbustados y matorrales de los Montes de Toledo, España Central. *Investigaciones Agrarias*, 15 (3): 329-338.
- Garzón-Machado V., González-Mancebo J.M, Palomares-Martínez A., Acevedo-Rodríguez A., Fernández-Palacios J.M., Del-Arco M. & Pérez P.L. 2010. Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation*, 143: 2685-2694.
- Henley SR., Smith D.G. & Raats J.G. 2001. Evaluation of 3 techniques for determining diet composition. *Journal Range Manage*, 54: 582-588.
- Holechek J.L., Vavra M. & Pieper R.D. 1982. Botanical Composition Determination of Range Herbivore Diets: A Review. *Journal of Range Management*, 33 (3): 309-315.
- IUCN. 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. *Fifth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity*. Nairobi, Kenya.
- Krysl L.J., Simpson C.D. & Gray G.G. 1980. Dietary overlap of sympatric Barbary sheep and mule deer in Palo Duro Canyon, Texas. Pp. 97-103. En: C.D.Simpson (eds). *Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep*. Texas Tech. University Press, Lubbock.
- Manly B.F.J., McDonald L. & Thomas D. 1993. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Chapman and Hall, London, UK.
- Margalef R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity. *The Connecticut Academy of Arts and Science*, 44: 211-235.

- Martínez T. 1990. Régimen alimentario de la cabra montés (*Capra pyrenaica*) en la zona alpina de Sierra Nevada durante los meses de julio y agosto. *Ecología*, 4: 177-183.
- Mcinnis M.L. & Vavra M. 1987. Dietary Relationships among Feral Horses, Cattle and Pronghorn in Southeastern Oregon. *Journal Range Manage*, 40(1): 60-66.
- Miranda M., Sicilia M., Bartolomé J., Molina-Alcaide E., Gálvez-Bravo L. & Cassinello J. 2012a. Contrasting feeding patterns of native red deer and two exotic ungulates in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research*, 39: 171-182
- Miranda M., Sicilia M., Bartolomé J., Molina-Alcaide E., Gálvez-Bravo L. & Cassinello J. 2012b. Foraging sexual segregation in a Mediterranean environment: Summer drought modulates sex-specific resource selection. *Journal of Arid Environments*, 85: 97-104.
- Morales M. 2000. Diversidad en las labiadas mediterráneas y macaronésicas. *Portugaliae Acta Biology*, 19: 31-48.
- Nogales M., Rodríguez-Luengo J.L. & Marrero P. 2006. Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review*, 36: 49-65.
- Poilecot, P. 1991. La faune de la Réserve Naturelle Nationale de l'Aïr et du Ténéré. Pp. 181-259. En: F Giazzi (Ed.). *La Réserve Naturelle Nationale de l'Aïr et du Ténéré (Niger)*. MHE/WWF/IUCN, Gland.
- R CoreTeam (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Richardson D.M., Pysek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Dane F. & West C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.
- Robbins C.T., Mole S & Hanley T.A. 1987. Role of tannins in defending plants against ruminants: reduction in dry matter digestion? *Ecology*, 68(6): 1606-1615.
- Rodríguez J.C., González J.M. & Rodríguez-Piñero J.C. 1990. Criptógamas en la dieta de los bóvidos silvestres de Canarias. *Vieraea*, 18: 37-40.
- 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. *Archivos de zootecnia*, 27: 1-10.
- Rodríguez-Berrocal J., Peinado E., Gómez A. C. & Zamora M. 1977. Descripción nutritiva de algunas especies de matorral. *Pastos*, 7: 301-306.
- Rodríguez-Luengo J.L. 2008. El reto de la gestión del arruí en las La Palma (Islas Canarias). Pp. 195-198. En: M. Vilá, F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría & P. Castro (eds). *Invasiones biológicas*. CSIC. Madrid.

- 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. (ed) 2010. *El arruí (Ammotragus lervia Pallas 1777) En Sierra Espuña (Murcia) ¿Amenaza u oportunidad?* Consejería de Agricultura y Agua Región de Murcia. Serie Técnica nº 9. Murcia. 76 pp.
- San Miguel A. 1998. Sistemas agrosilvopastorales para la caza mayor en los Montes de Toledo. Pp. 229-236 En C. Hernández (eds). *La dehesa. Aprovechamiento sostenible de los recursos naturales*. Ed. Agrícola Española. Madrid.
- San Miguel A., Fernández-Olalla M., Martínez-Jauregui M. & Perea R. 2009. Selección de dieta y efecto del arruí (*Ammotragus lervia*) sobre la vegetación leñosa del Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia). Pp. 637-642. En R. Reiné, O. Barrantes, A. Broca & C. Ferrer (eds): *La multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas*. SEEP. Huesca.
- Sánchez P., Carrión M.A. Hernández A. & Guerra J. 2002. *Libro rojo de la flora silvestre protegida de la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Murcia. 685 pp.
- Sax D.V. & Brown J.H. 2000. The paradox of invasion. *Global Ecology & Biogeography*, 9: 363-371.
- Serrano E., Calabuig G., Cassinello J. & Pérez J.M. 2002b. The human dimension that favours the unnatural expansion of an exotic ungulate (*Ammotragus lervia*) throughout the Iberian Peninsula. *Pirineos, A Journal of Mountain Ecology* 157: 181-189.
- Serrano E., Calabuig G., Cassinello J., Granados J.E. & Pérez J.M. 2002a. Corología del arruí *Ammotragus lervia* (Pallas, 1777) en el sureste peninsular. *Galemys*, 14: 17-29.
- Shackleton D.M. (ed) 1997. *Wild sheep and goats and their relatives: status survey and conservation action plan for Caprinae*. IUCN, Gland Switzerland. 390 pp.
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949 *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- Simpson C.D., Krysl L.J., Hampy D.B. & Gray G.G. 1978. The Barbary sheep: a threat to Desert bighorn survival. *Desert Bighorn Council Transactions*, 22: 26-31.
- Soriguer R., Márquez F. & Pérez J. 1998. Las traslocaciones (introducciones y reintroducciones) de especies cinegéticas y sus efectos medioambientales. *Galemys*, 10(2): 19-35.
- Spear D. & Chown S.L. 2009. Non-indigenous ungulates as a threat to biodiversity. *Journal of Zoology*, 279: 1-17.
- Vilá M., Valladares F., Santamaría L. & Castro P. (eds) 2008. *Invasiones biológicas*. CSIC. Madrid. 215 pp.

Villar D. & Ortiz J.J. (ed) 2006. *Plantas tóxicas de interés veterinario*. Masson, Madrid.

Williamson M. 2006. Explaining and predicting the success of invading species at different stages of invasion. *Biological Invasions*, 8: 1561-1568.

Williamson M.H. & Fitter A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, 78: 163-17

## ANEXO

a) Tabla de valores medios de % en dieta para cada especie vegetal, desviación y error estándar. Las especies nombradas como "No Id" corresponden a aquellas claramente distintas al resto, pero no identificadas.

Especie	Media	Desviación estándar	Error estándar
<i>Ampelodesmus mauritanica</i>	2.946	3.525	0.751
<i>Anthyllis cytisoides</i>	0.674	1.251	0.267
<i>Anthyllis terniflora</i>	0.342	0.750	0.160
<i>Asparagus acutifolius</i>	0.682	1.081	0.231
<i>Ballota hirsuta</i>	1.490	1.842	0.393
<i>Bupleurum sp.</i>	0.339	0.803	0.171
<i>Cistus albidus</i>	11.249	6.522	1.390
<i>Cistus clussi</i>	0.913	2.986	0.637
<i>Cistus salvifolius</i>	4.404	4.440	0.947
<i>Daphne gnidium</i>	8.119	4.790	1.021
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	0.505	2.043	0.435
<i>Ephedra nebrodensis</i>	0.080	0.374	0.080
<i>Erica sp.</i>	0.189	0.888	0.189
<i>Euphorbia sp.</i>	1.082	1.771	0.378
<i>Genista scorpius</i>	6.243	7.535	1.606
<i>Gramineae sp.</i>	6.701	6.273	1.338
<i>Helianthemum croceum</i>	4.252	4.664	0.994
<i>Helianthemum marifolium</i>	6.753	5.213	1.111
<i>Helianthemum syriacum</i>	3.611	5.260	1.121
<i>Helychrisum stoechas</i>	3.729	5.107	1.089
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0.560	1.178	0.251
<i>Juniperus phoenicia</i>	0.216	1.015	0.216
<i>Lithospermum fruticosum</i>	2.509	3.388	0.722
<i>Lonicera sp.</i>	2.973	3.711	0.791
<i>Marrubium sp.</i>	3.248	6.461	1.377
<i>Olea europaea</i>	2.246	4.920	1.049
<i>Phagnalon sp.</i>	5.203	5.177	1.104
<i>Phillyrea angustifolia</i>	0.072	0.338	0.072
<i>Phlomis lychnitis</i>	0.669	1.849	0.394
<i>Pinus sp.</i>	3.401	3.926	0.837
<i>Quercus ilex</i>	1.339	2.942	0.627
<i>Retama sp.</i>	0.105	0.386	0.082
<i>Rhamnus lycoides</i>	0.043	0.203	0.043
<i>Rhamnus myrtifolia</i>	0.214	0.809	0.172
<i>Rhamnus oleoides</i>	0.089	0.418	0.089

<i>Santureja sp.</i>	0.108	0.508	0.108
<i>Spartium</i>	0.642	1.341	0.286
<i>Teucrium similatum</i>	3.563	4.290	0.915
<i>Thymus sp.</i>	0.620	1.241	0.265
No Id 1	0.058	0.273	0.058
No Id 2	0.357	0.874	0.186
No Id 3	0.124	0.420	0.089
No Id 4	0.045	0.209	0.045
No Id 5	1.277	2.323	0.495
No Id 6	0.308	0.943	0.201
No id 7	3.751	3.105	0.662
No Id 8	0.328	1.540	0.328
No Id 8	0.206	0.672	0.143
No Id 9	1.378	2.996	0.639
No Id 10	0.042	0.197	0.042

b) Tabla de valores medios de % en dieta para las distintas familias, desviación y error estándar. "Otras" incluye a las especies no identificadas, las cuales no se pudieron agrupar en ninguna familia.

<b>Familia</b>	<b>Media</b>	<b>Desviación estándar</b>	<b>Error estándar</b>
Apiaceae	0.339	0.803	0.171
Asparaginaceae	0.682	1.081	0.231
Boraginaceae	2.509	3.388	0.722
Caprifoliaceae	2.973	3.711	0.791
Cistaceae	31.183	14.022	2.990
Compositae	8.932	7.430	1.584
Cupressaceae	0.776	1.471	0.314
Ephedraceae	0.080	0.374	0.080
Ericaceae	0.189	0.888	0.189
Euphorbiaceae	1.082	1.771	0.378
Leguminosae	8.510	9.263	1.975
Fagaceae	1.339	2.942	0.627
Gramineae	9.647	8.003	1.706
Labiatae	9.698	7.636	1.628
Malvacea	0.124	0.420	0.089
Oleaceae	2.318	4.897	1.044
Pinaceae	3.401	3.926	0.837
Rhamnaceae	0.347	0.945	0.202
Thymelaceae	8.119	4.790	1.021
Otras	7.750	5.571	1.188