

DAÑOS PRODUCIDOS POR GANADO ASILVESTRADO EN LAS COMUNIDADES VEGETALES DEL PARQUE RURAL DE ANAGA (TENERIFE)

LIA PITTI-PIMENTA¹, JONAY CUBAS¹, MARCELINO DEL ARCO¹ &
JUANA MARÍA GONZÁLEZ MANCEBO^{1*}

¹. Plant Conservation and Biogeography Research Group. Departamento de Botánica,
Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de La Laguna. Avda. Francisco Sánchez s/n,
38200 Apdo. 456. La Laguna, Islas Canarias, España. (*jglezm@ull.edu.es)

Pitti-Pimienta, L., J. Cubas, M. del Arco & J. M. González Mancebo (2025). Damage caused
by feral livestock to the plant communities of the Anaga Rural Park (Tenerife). Vieraea 48:
<https://doi.org/10.31939/vieraea.2025.48.11>

ABSTRACT: Endemic flora species are more palatable to invasive herbivores than non-endemic species. In this work we quantified the percentage of damage caused by feral goat on the flora of the Anaga Rural Park. We assessed whether cattle are causing changes in vegetation composition in *Morello-Ericetum arboreae* and nitrophilous shrub *Artemisio-Rumicetum lunariae*. For this purpose, 16 transects were carried out, in which the cover and level of

goat damage of each species were estimated and data on different abiotic variables were collected. The percentage of damaged endemics was positively correlated with the goat droppings index. With respect to the type of community, the results obtained showed a greater damage to endemic species compared to non-endemic species in both open scrubland and forest formations, endangering the survival of many threatened endemic species present exclusively in this natural area.

KEYWORDS: Biodiversity / invasive species / goats / herbivory / damage / conservation.

RESUMEN: Las especies de flora endémica son más palatables para los herbívoros invasores que las no endémicas. En este trabajo se ha cuantificado el porcentaje de daños que produce el ganado asilvestrado en la flora del Parque Rural de Anaga. Se evaluó si el ganado está determinando cambios en la composición de la vegetación en bosques jóvenes de *Morello-Ericetum arboreae* y el matorral nitrófilo de *Artemisio-Rumicetum lunariae*. Para ello, se realizaron 16 transectos, en los que se estimó la cobertura y el nivel de daños de cada especie y se tomaron datos

de diferentes variables abióticas. El porcentaje de endémicas dañadas presentó una correlación positiva con el índice de los excrementos de ganado. Con respecto a la composición de la vegetación, los resultados obtenidos mostraron una mayor frecuencia de daño en las especies endémicas frente a las no endémicas tanto en matorrales abiertos como en formaciones forestales jóvenes poniendo en peligro la supervivencia de muchas especies endémicas amenazadas presentes exclusivamente en este espacio natural protegido.

PALABRAS CLAVE: Biodiversidad / especies invasoras / cabras asilvestradas / herbivoría / daños / conservación.

INTRODUCCIÓN

La introducción de especies en islas oceánicas está considerada como la principal causa de pérdida de biodiversidad y degradación de los ecosistemas (Courchamp *et al.*, 2003; Simberloff *et al.*, 2013), especialmente los vertebrados invasores (Courchamp *et al.*, 2003; Nogales *et al.*, 2006). Los cambios que producen los vertebrados invasores en los ecosistemas insulares son devastadores (Courchamp *et al.*, 2003; Garzón-Machado *et al.*, 2010; Irl *et al.*, 2012; Cubas *et al.* 2018; Martín-Esquível *et al.* 2020). La mayor parte de las especies de flora endémica carecen de las adaptaciones evolutivas necesarias para contrarrestar el impacto de los herbívoros introducidos (Courchamp *et al.*, 2003; Garzón-Machado *et al.*, 2010; Cubas *et al.*, 2019), lo que las hace muy palatables. En conjunto, los herbívoros invasores en islas someten a la flora a un estrés continuado en el tiempo, que las especies no son capaces de soportar, disminuyendo drásticamente sus poblaciones (Cubas *et al.*, 2018; 2019), llevándolas al borde de la extinción (Donlan *et al.*, 2002; Genovesi & Shine, 2004; Campbell & Donlan, 2005; Garzón-Machado *et al.*, 2010). Esto conlleva una profunda modificación de la composición de las comunidades vegetales, que vienen a estar dominadas por las especies menos palatables (González-Mancebo *et al.*, 2019).

En la actualidad, las cabras se pueden considerar como especies altamente preocupantes para la conservación de la biodiversidad, identificándose como la primera amenaza para el 26% de flora amenazada en islas (Campbell & Donlan, 2005). Esto ha contribuido a que la UICN la incluya, junto con el conejo y la rata, en la lista de las 100 especies invasoras más dañinas del planeta (Lowe *et al.*, 2004). Junto con las ovejas, las cabras son responsables de profundas modificaciones en la composición de especies vegetales en islas cuando se encuentran asilvestradas (Laughrin *et al.*, 1994; Rudge *et al.*, 1977; Zavaleta *et al.*, 2001; Campbell & Donlan, 2005). Al mismo tiempo, la acción de las cabras facilita el establecimiento de especies exóticas, especialmente las ruderales, que son capaces de soportar la presión que ejercen estos herbívoros, especialmente aquellas que tienen una larga historia evolutiva asociada con el pastoreo (Eldridge *et al.*, 2017). Esto provoca fenómenos de competencia entre plantas nativas e introducidas (Chynoweth *et al.*, 2013; Rando, 2014; Salgado-Duarte *et al.*, 2019) en un proceso en el que los herbívoros invasores ponen en desventaja a la flora endémica. Su efecto negativo en algunas especies de flora endémica ha sido evaluado por diversos autores desde mediados de la pasada década en diferentes ecosistemas (Sventenius, 1946; Ceballos & Ortúño, 1976; Nogales *et al.*, 1992).

El archipiélago canario, considerado como un punto caliente de biodiversidad, no ha quedado exento de la introducción de mamíferos invasores (Nogales *et al.*,

2006). Muchos de ellos como cabras y ovejas fueron introducidos por los aborígenes (Rando, 2003; de Nascimento *et al.*, 2020). Con el paso del tiempo, durante la conquista de Canarias (siglo XV), se introdujo además el conejo europeo (de Abreu-Galindo, 1977) y es, junto con la cabra y rata, la especie que mayor éxito de establecimiento ha tenido (Lowe *et al.*, 2004).

El ganado asilvestrado constituye un grave problema en las Islas Canarias, especialmente en la actualidad, ya que los ecosistemas no se encuentran en su mejor momento, debido a que han experimentado una reducción de hasta un 73,3%, quedando sólo 198.562 ha (del Arco *et al.* 2010; del Arco & Rodríguez-Delgado 2018). Además, la superficie que queda está muy lejos de tener un buen estado de conservación, ya que las comunidades vegetales originales han sido profundamente transformadas por la herbivoría (del Arco *et al.*, 2010; González-Mancebo *et al.*, 2019). El efecto negativo de cabras y ovejas en algunas especies de flora endémica ha sido evaluado por diversos autores en diferentes ecosistemas (Sven-tenius, 1946; Ceballos & Ortúñoz, 1976; Nogales *et al.*, 1992), sin embargo, a día de hoy, no existe ningún estudio específico para ver los cambios que produce el ganado en las comunidades vegetales.

En el macizo de Anaga están representadas las comunidades potenciales climatófilas que han experimentado mayor reducción de su superficie potencial en Canarias: los bosques termoesclerófilos (91,6%), el matorral costero (86,2%) y la laurisilva (88,2%) (del Arco *et al.* 2010), formando parte del punto con mayor biodiversidad exclusiva en la superficie más reducida de Europa (Martín *et al.*, 2005). La importancia de la conservación de la diversidad biológica de este espacio es uno de los objetivos que ha dado lugar a la declaración como Reserva de la Biosfera en el año 2015. Por desgracia, Anaga representa también el segundo lugar de España, después del Macizo de Teno, con mayor número de especies amenazadas (del Valle *et al.*, 2004).

Desafortunadamente, y a pesar de la singular riqueza vegetal y del elevado grado de amenaza que presenta, el ganado asilvestrado constituye un problema que persiste ya demasiados años en este espacio protegido. Así plantearnos los siguientes objetivos: (a) Conocer la proporción de especies vegetales afectadas por ganado, (b) evaluar hasta qué punto el ganado está determinando cambios en la composición de especies y los principales factores bióticos y abióticos, (c) analizar si los daños afectan de igual manera en las distintas comunidades vegetales analizadas y (d) si existe correlación entre la densidad de ganado y la proporción de especies con daños.

MATERIALES Y MÉTODOS

• Área de estudio

El Parque Rural de Anaga está situado en el extremo nororiental de la isla de Tenerife y comprende unas 14.000 ha. El área de muestreo se ubicó en la zona en torno a los caseríos de Chamorga, La Cumbrilla y Lomo de Las Bodegas (**Figura 1**), en el piso termomediterráneo seco subhúmedo con una temperatura media entre 16-17°C y una precipitación media entre 581-605 mm (del Arco *et al.*, 2006), en el área potencial de *Rhamno-Oleetea cerasiformis* (bosque termo-esclerófilo) y *Pruno-Lauretea novocanariensis* (monteverde) (del Arco & Rodríguez-Delgado, 2018). Sin embargo, en el área estudiada, las dos comunidades dominantes fueron bosques jóvenes de *Morello fayae-Ericetum arboreae* y el matorral nitrófilo de *Artemisio thuscula-Rumicetum lunariae*. Ambos poseen una amplia distribución dentro de esos pisos creciendo en territorios degradados (del Arco & Rodríguez-Delgado, 2018).

Método de muestreo

- Se establecieron 16 transectos de 50 m de largo por 3 m de ancho que fueron seleccionados aleatoriamente con la ayuda de la cartografía (**Figura 1**). La localización definitiva de cada transecto se eligió en campo en función de la accesibilidad de la zona y de la presencia de condiciones homogéneas evitando pendientes superiores a 30°.

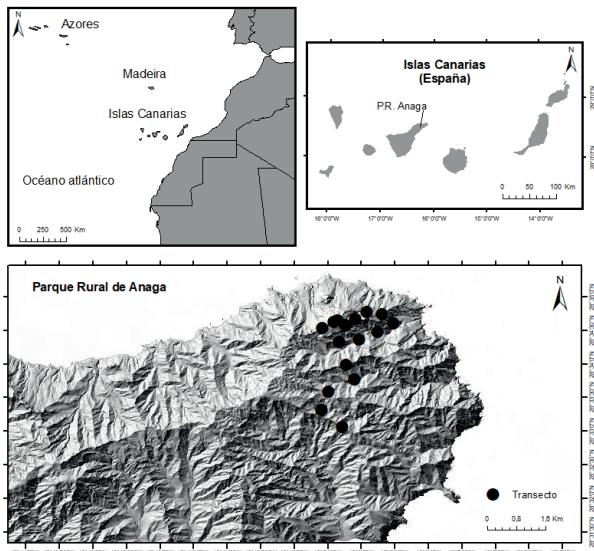


Figura 1. Localización de los 16 transectos realizados dentro del Parque Rural de Anaga

En cada transecto se realizó un inventario florístico clasificando las especies según su origen en endémicas (incluyendo aquí endemismos macaronésicos, canarios e insulares) y no endémicas, incluyendo nativas seguras y especies de origen dudoso (nativa probable), todas ellas ruderales e invasoras, siguiendo la información proporcionada por el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (2023). Además, se estimó la cobertura por estratos dependiendo de la altura máxima de la vegetación (<50 cm, 50-100 cm, 101-300 cm, 301- 500 cm, >500 cm) y la cobertura de cada especie de manera individual. Se tomaron variables abióticas: altitud, pendiente, proporción de suelo desnudo y profundidad de hojarasca. Este último medido aleatoriamente a lo largo del transecto. Por otro lado, en cada transecto se estimó la densidad de ganado, en esta zona principalmente de cabra (*Capra hircus*) mediante el análisis de la abundancia de excrementos, aplicando un índice categórico comprendido entre 0 y 5 en función de la abundancia de estos en cada transecto (Cooke *et al.*, 2008).

Paralelamente, se analizaron los daños por cabra en cada especie. Para ello se empleó también un índice categórico comprendido entre 0 y 5 en función del grado de afección de daño en las especies (Cooke *et al.*, 2008). Aunque estos autores lo han aplicado para el conejo europeo, se ha comprobado que en Tenerife funciona también para grandes herbívoros como el muflón (Cubas *et al.*, 2019). Cada especie fue analizada con detenimiento para diferenciar correctamente los daños producidos por las cabras de otras especies como por ejemplo el conejo. Los daños de conejo son fácilmente reconocibles por la forma de sus cortes oblicuos formando ángulos de 45° a una altura inferior a 70 cm (Cooke *et al.*, 2008). Por el contrario, las cabras producen cortes rectos y sus efectos son muy superiores, ya que se producen roturas importantes en las plantas, mordiendo gran parte de las hojas, tallos e inflorescencias. Con ello, se obtuvo la frecuencia de daños para cada especie en cada transecto.

• Análisis de datos

Se realizó un análisis de correspondencia corregido (DCA) que ordena las localidades y especies a lo largo de gradientes de β-diversidad y Análisis Canónico de Correspondencia (en adelante CCA), que nos permitió visualizar las principales variables que dirigen el modelo utilizando el programa CANOCO (versión 4.5; Ter & Smilauer, 1998). Las puntuaciones de las muestras (*samples score*) de los DCA fueron correlacionados (correlaciones de Spearman) con las variables para identificar cuales condicionaban la distribución a lo largo de los ejes. Para determinar si existen diferencias significativas entre la proporción de especies dañadas (endémicas vs. no endémicas) se realizó un test Chi-cuadrado (χ^2_{n-1}) (R package “vegan”, Oksanen *et al.*, 2018). Se analizó la relación existente entre la

abundancia de excrementos de cabras y los daños observados en la vegetación mediante correlaciones de Spearman (función “*cor.test*”; R package “*Hmisc*”). Por último, para determinar si existen diferencias significativas entre la frecuencia de especies dañadas (endémicas vs. no endémicas) en cada comunidad, se aplicó un análisis comparativo no paramétrico (Wilcoxon test, R package “*vegan*”, Oksanen *et al.*, 2018) ya que nuestras variables no seguían una distribución normal.

RESULTADOS

- Proporción de especies con daños en diferentes grupos de especies según su origen

En los 16 transectos realizados se identificaron un total de 151 especies de flora vascular, de las cuales 77 fueron endémicas (50,99%) y de estas 18 son endemismos macaronésicos, 48 canarios y 11 insulares. Además, se identificaron 74 especies no endémicas (49,01%) de las que 55 son ruderales (74,32%), 14 nativas seguro (18,92%) y 5 invasoras (6,76%). Las especies endémicas más frecuentes fueron *Sonchus acaulis* (50,31%), *Artemisia thuscula* (44,72%), *Rubia fruticosa* (41%), *Teline canariensis* (39,75%) y *Micromeria tragothymus* (39,13%); mientras que entre las no endémicas destacamos *Erica arborea* (37,88%), *Asparagus ramosus* (29,81%), *Bituminaria bituminosa* (27,95%) y *Lysimachia arvensis* (27,32%).

Se observaron daños por ganado en 65 especies (43,05%), con diferencias significativas entre especies endémicas y no endémicas ($\chi^2_1=59,89$; $p<0,01$). La proporción de daños en las endémicas (84,62%, 55 especies) fue significativamente superior al de las especies no endémicas (15,38%, 10 especies). Los endemismos insulares presentaron mayor proporción de daños (90,90%, 10 sp.), seguido de los canarios (73,91%, 34 sp.) y de los macaronésicos (68,75%, 11 sp.) (**Figura 2**). En relación a las especies no endémicas, las especies nativas seguro fueron las que presentaron mayor frecuencia de daños (50%, 5 sp.), seguido de las especies ruderales (40%, 4 sp.). Por último, las especies invasoras son las que presentaron menor proporción de daños (10% [sólo 1 sp.]).

El 8% de las especies analizadas presentaron una frecuencia de daños del 100%, siendo todas ellas endémicas: *Cedronella canariensis*, *Ceropegia dichotoma*, *Erica platycodon*, *Euphorbia lamarckii*, *Globularia salicina*, *Lotus sessilifolius*, *Periploca laevigata*, *Sonchus leptocephalus*, *Teucrium heterophyllum* subsp. *brevipilosum* y *Todaroa aurea* (ver **Anexo 1**).

El porcentaje de especies endémicas dañadas presentó una correlación positiva con la abundancia de excrementos ($\rho=0,62$; $p<0,01$), pero no ocurrió así con el porcentaje de especies no endémicas ($p>0,05$). Además, la abundancia de excrementos se correlacionó negativamente con la cobertura de especies arbóreas ($\rho=-0,50$; $p<0,05$) y positivamente con el porcentaje de suelo desnudo ($\rho=0,59$; $p<0,05$).

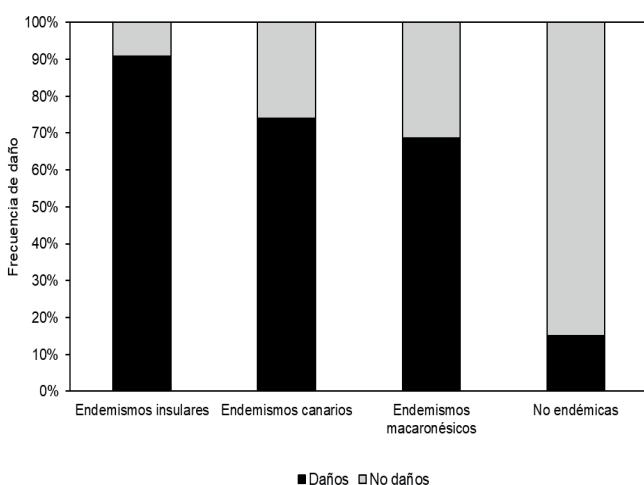


Figura 2. Proporción de especies dañadas por ganado asilvestrado en las localidades de estudio según su origen.

Análisis de la composición de especies

- El análisis DCA realizado con los datos de localidades y abundancia para todas las especies (**Figura 3**), muestra que el principal gradiente de variación viene determinado por el tipo de vegetación. Este gradiente se observa bien en el eje 1 que va desde los transectos en bosques jóvenes (ej. T14, T2, T13, T7) hasta los transectos de matorral nitrófilo (ej. T3, T4, T8, T15). En la Figura 3b se muestra una amplia distribución de todos los grupos de especies diferenciados por su origen a lo largo del gradiente, quedando las especies ruderales e invasoras relegadas a las zonas de matorral, en la parte derecha del gráfico (**Figura 3**). Las especies dominantes de la comunidad de *Morello-Ericetum arboreae* fueron *Erica arborea*, *Ilex canariensis*, *Laurus novocanariensis* y *Teline canariensis*; mientras que en *Artemisio-Rumicetum lunariae* las especies dominantes fueron *Artemisia thuscula*, *Chrysanthemum odoratissimum* y *Sonchus acaulis*.

El análisis de correlación realizado entre las puntuaciones de las muestras de las localidades y las variables mostró que el eje 1 está negativamente correlacionado con la cobertura de especies arbóreas ($\rho = -0,82$; $p < 0,01$), la altitud ($\rho = -0,81$; $p < 0,001$), la profundidad del mantillo de hojarasca ($\rho = -0,87$; $p < 0,0001$) y positivamente correlacionado con la cobertura de especies herbáceas ($\rho = 0,51$; $p < 0,05$) y arbustivas de hasta 100 cm de alto ($\rho = 0,55$; $p < 0,05$). Por otro lado, el eje 2 únicamente mostró correlación negativa con la cobertura de especies herbáceas ($\rho = -0,60$; $p < 0,05$), mostrando un gradiente desde el matorral más denso al más abierto.

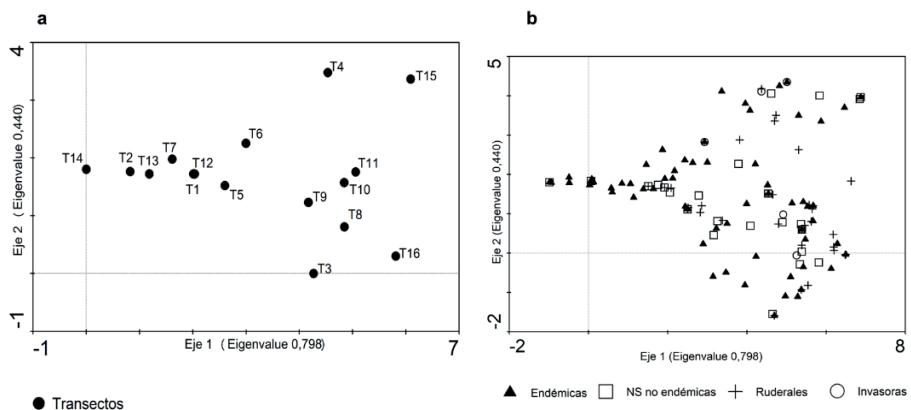


Figura 3. Análisis de Correspondencia corregido [DCA] obtenido con todos los transectos (a) y especies encontradas en los mismos (b). La varianza acumulativa en el eje 1 es de 15,2% y 23,6% en el eje 2.

En la **figura 4** se muestran los resultados obtenidos del análisis CCA en el que se incorporaron todas las variables mencionadas en metodología, aunque en el gráfico solo se representan las que obtuvieron valores más significativos en el modelo. Se observa que las variables más importantes que correlacionan con el eje 1 fueron la altitud, profundidad del mantillo de hojarasca y la cobertura del estrato de 300 a 500 cm de alto, lo que indican formación forestal. La mayor importancia de la correlación de esta última variable indica que la mayoría de los bosques analizados son muy jóvenes y están muy matorralizados. La abundancia de excrementos está así mismo correlacionada con el eje 1 en positivo, lo que indica mayor abundancia de estos en las zonas de matorral que en áreas forestales. El eje 2 está determinado principalmente por la altura de los matorrales, hasta 50 cm en la parte superior derecha y hasta 1 m en la parte inferior (**Figura 4a**). En la figura 4b se muestra nuevamente la ruderización que se está produciendo en las zonas de matorral, aunque los matorrales de menor tamaño cuentan con mayor proporción de especies endémicas. El daño por ganado asilvestrado fue diferente en las dos comunidades analizadas. El porcentaje de cobertura de especies endémicas dañadas no presentó diferencias significativas frente al porcentaje de cobertura de no endémicas en los transectos de *Morello-Ericetum arboreae* ($p>0,05$). Dentro de este ecosistema se obtuvo un porcentaje similar de cobertura de especies dañadas endémicas ($68,46\pm27,34\%$) y no endémicas ($69,83\pm25,25\%$) (**Figura 5**). Sin embargo, en áreas de *Artemisio-Rumicetum lunariae* se detectaron diferencias significativas ($\chi^2_1=8,23$; $p<0,01$) en el porcentaje de cobertura de especies dañadas entre plantas endémicas ($81,99\pm8,53\%$) y no endémicas ($40,81\pm26,98\%$) (**Figura 5**).

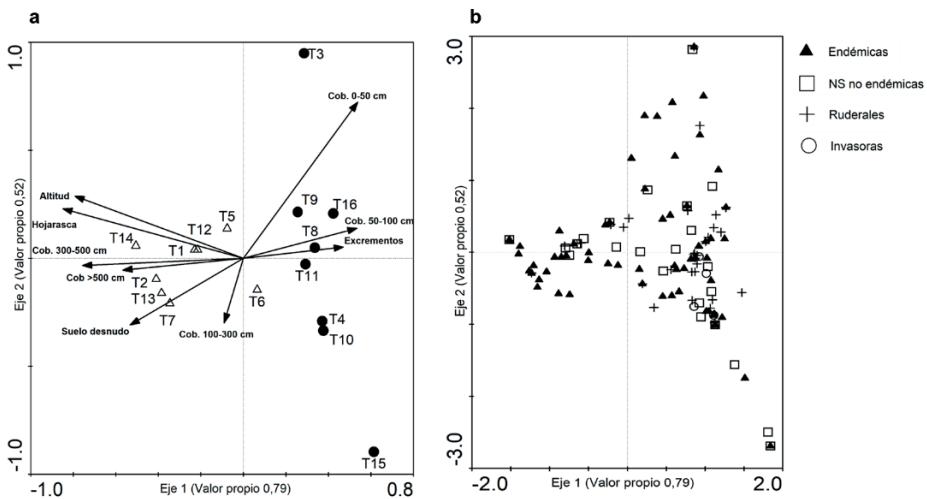


Figura 4. Análisis Canónico de Correspondencia (CCA) realizado con las variables especies: (a) transectos clasificados según el tipo de vegetación [en matorral (círculo negro) y bosque (triángulos)] y (b) especies clasificadas según su origen. [Cobertura de vegetación (Cob.)] Los autovalores de cada eje fueron 0,200 (eje 1) y 0,112 (eje 2). La varianza acumulativa en la figura a en el eje 1 es de 22,5% y 37,1% en el eje 2 y en la figura b es de 15,1% y 25,0% en el eje 1 y 2 respectivamente.

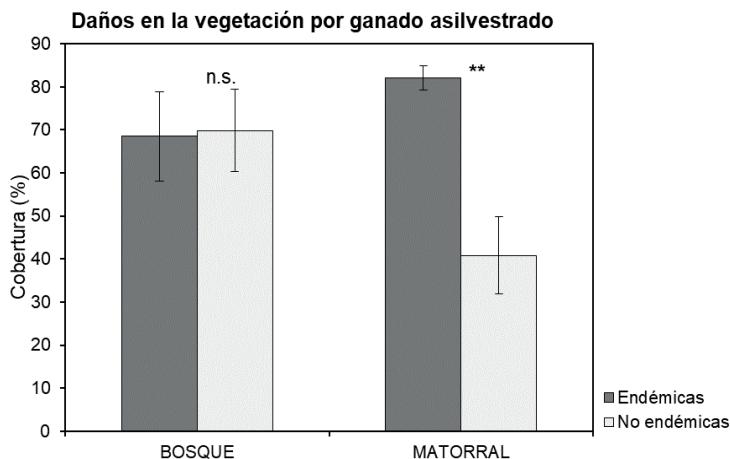


Figura 5. Cobertura de especies endémicas y no endémicas dañadas por ganado asilvestrado en las comunidades de bosque y matorral. Se indica en asterisco las diferencias significativas entre ambos tratamientos (endémicas vs. no endémicas) ($p<0,001$).

DISCUSIÓN

Este estudio demuestra el grave impacto que está teniendo el ganado asilvestrado en Anaga. El hecho de que las especies endémicas sean las que presentan mayor proporción de daños, indica las modificaciones que el ganado asilvestrado está produciendo en la composición de las comunidades vegetales analizadas. El ganado asilvestrado facilita un aumento de la abundancia y riqueza de las especies no nativas (Chynoweth *et al.*, 2013), al mismo tiempo que lleva a la flora endémica a estados precarios de conservación (Coblentz & Van Vuren, 1987). La preferencia de las cabras por las especies endémicas se explica por la ausencia de defensas contra la herbivoría (Chynoweth *et al.*, 2013; Salgado-Duarte *et al.*, 2019), pero también por su mayor palatabilidad, como ocurre para el conejo europeo (Cubas *et al.*, 2019).

Una exposición continua del pastoreo altera la composición de especies y reduce la diversidad vegetal endémica. Las cabras son capaces de eliminar la mayor parte del follaje de las especies arbustivas y arbóreas, debilitándolas y partiendo los brinzales de las especies arbóreas cuando tratan de alcanzar el follaje superior (Coblentz, 1978; Chynoweth *et al.*, 2013; Salgado-Duarte *et al.*, 2019). El reclutamiento y estructura poblacional de algunas especies también se modifica por el continuo pisoteo de los juveniles, que impide su crecimiento (Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo, 1992; Rando, 2014). Todo esto contribuye enormemente a la degradación de los ecosistemas naturales (del Arco *et al.*, 2010; González-Mancebo *et al.*, 2019).

Pero los efectos del ganado asilvestrado no se centran sólo en la cobertura y composición vegetal. Todos estos cambios aceleran los procesos de degradación, pérdida de fertilidad y retención de humedad, provocando una mayor erosión del suelo (Coblentz, 1978; Chynoweth *et al.*, 2013). Se producen además alteraciones en la estructura y composición de nutrientes del suelo (Rando, 2014; Salgado-Duarte *et al.*, 2019), lo que beneficia a la instalación y permanencia de especies ruderales e invasoras. La abundancia de excrementos determina la distribución de las especies ruderales, por lo que una mayor abundancia de cabras conduce a un cambio en la composición de especies. Una mayor cantidad de excrementos aumenta la mineralización del suelo favoreciendo la fertilidad de las especies ruderales (Fernández-Lugo *et al.*, 2013a) en detrimento de las endémicas. Se produce así la ruderalización del ecosistema (Parker *et al.*, 2006), lo que dificulta la recuperación de la flora original, incluso cuando se elimina el ganado asilvestrado (Holmgren & Scheffer, 2001).

El pastoreo intensivo tiene un impacto significativo en las comunidades vegetales (Salgado-Duarte *et al.*, 2019) y por desgracia tenemos suficientes ejemplos

que demuestran en Canarias como la ruderализación se va incrementando a medida que se reduce la proporción de endemismos, hasta llegar a un estadio en el que la escasez de plantas endémicas hace que el ganado consuma incluso las herbáceas ruderales, menos palatables como sucede en el Pico de Jandía (Fuerteventura) (Hernández-Cerdeña *et al.*, 2018). Nuestros resultados difieren de aquellos obtenidos con parcelas de exclusión, con cinco años de seguimiento, en el estudio de Fernández-Lugo *et al.* (2013b) desarrollado en Anaga, preferentemente en cotas bajas. En este estudio de comunidades de matorral concluyen que la frecuencia de especies endémicas y nativas no se ve afectada por cabras. Pero, para conocer los efectos de herbívoros invasores en zonas invadidas durante mucho tiempo, es necesario trabajar con siembras de las especies que faltan en los vallados de exclusión. Cinco años de exclusión es muy poco tiempo para que la flora restringida por efectos de herbivoría pueda regresar, especialmente cuando los herbívoros persisten fuera de los vallados.

Los efectos del ganado en las comunidades vegetales son muy rápidos, esto explica la alta correlación obtenida en este trabajo entre la abundancia de excrementos y el porcentaje de daños en especies endémicas y la abundancia de ruderales en nuestro estudio. De hecho, los trabajos de apañadas especialmente en las zonas de matorral están haciendo que el ganado se desplace cotas más altas, hacia zonas forestales que ahora están más dañadas que cuando se completó el trabajo de campo de este estudio. Cuando los daños son producidos por conejo europeo, los efectos en la tasa de regeneración de las especies a veces sólo se ven a largo plazo, dada su preferencia por las plántulas (Cooke *et al.*, 2008; Martín-Esquível *et al.*, 2020). En el caso del ganado, esto sólo sucede con las especies sobre las que ramonean exclusivamente sus flores, especialmente aquellas que mueren después de florecer, como *Aeonium canariensis* o *Echium simplex*.

Otra diferencia con los efectos producidos por el conejo europeo radica en la selección de especies endémicas. El conejo suele seleccionar las especies que consume y la palatabilidad de estas depende de la composición de la comunidad vegetal (Delibes-Mateos *et al.*, 2008). Así, para el conejo una misma especie puede presentar daños o no dependiendo de las acompañantes. El ganado en cambio suele producir daños en el conjunto de la flora endémica que encuentra a su paso, y la frecuencia de daños muchas veces depende de la abundancia de las especies más que de una presión selectiva. Aunque hay excepciones como sucede con las leguminosas, que en general juegan un papel fundamental en la dieta de todos los herbívoros (Guma *et al.*, 2011; Delibes-Mateos *et al.* 2008). Esto explica la alta frecuencia de daños obtenidos en *Teline canariensis*, cuyos individuos llegan a ser ramoneados por completo.

El análisis realizado por comunidad (*Morello-Ericetum* y *Artemisio-Rumicetum*) permite así mismo entender el comportamiento de las cabras en cuanto a sus preferencias alimenticias en función de los recursos disponibles. El análisis de daños producidos en el bosque reveló que, a pesar de la alta proporción de endemismos, éstas no están expuestas significativamente a una presión por herbivoría, ya que, al tratarse de bosques jóvenes, la especie dominante *Erica arborea*, nativa pero no endémica [Desamoré *et al.*, 2010], es la que pasa a tener mayor frecuencia de daños, ya que, además, con menor altura en los individuos, era la especie más accesible. Esto explica que, en términos de cobertura, no encontráramos diferencias significativas entre el porcentaje de daños en cobertura de endémicas y no endémicas. Es interesante resaltar que una de las especies estudiadas, *Asparagus fallax* (66,67% de daño), se encuentra catalogada como especie en peligro de extinción dentro del Catálogo Español de especies amenazadas y en la lista roja de la UICN, donde se pone de manifiesto que la herbivoría es una de sus principales amenazas [Santos-Guerra, 2011].

Por otro lado, el matorral de sustitución de *Artemisia thusculoides*, también muestra alta frecuencia de daños en esta especie dominante, lo que, una vez más demuestra diferencias en la selección de las especies ramoneadas, respecto al conejo europeo. Sin embargo, pese a tener un alto número y cobertura de especies ruderales, éstas no fueron consumidas con la misma frecuencia que las especies endémicas. El hecho de que las endémicas sean las dominantes en el estrato arbustivo explica también estas diferencias. Resulta llamativa la alta frecuencia de daño sobre *Euphorbia lamarckii*, pues su látex es tóxico [Bramwell & Bramwell, 2001], aunque se observó que el ramoneo afectó solo a las hojas en transectos dominados por gramíneas. Esto contrasta con los resultados de Walker *et al.*, (1994), en los que, en presencia de gramíneas, las cabras tienen preferencias por las euforbiáceas. Queremos también resaltar la alta frecuencia de daños en *Opuntia maxima*, especie que el ganado dispersa eficazmente debido a la contribución a su dispersión vegetativa.

Los resultados obtenidos confirman que las cabras tienen un efecto perjudicial sobre las especies endémicas. Cabras y ovejas son especies exóticas invasoras que pone en riesgo la supervivencia a las especies vegetales endémicas, especialmente las exclusivas de Anaga. El daño no solo es relevante para las especies, también para las comunidades estudiadas, que no pueden alcanzar su óptimo de vegetación climatófila debido a la continua degradación del ecosistema. Conservar la necesaria actividad ganadera en las zonas rurales dedicados a este uso no debe ir en contra de la conservación de la biodiversidad endémica y de los ecosistemas canarios. El problema son las cabras asilvestradas que campan sin control en las zonas dedicadas a la conservación de la vida silvestre.

Dado el gran problema que suponen los herbívoros, y en concreto las cabras en un espacio natural protegido, se considera prioritario la eliminación de estos como primer paso para la conservación y restauración de los ecosistemas insulares, así como para la recuperación de especies amenazadas (Zavaleta *et al.*, 2001; Campbell & Donlan, 2005; Garzón-Machado *et al.*, 2010; Chynoweth *et al.*, 2013). Por tanto, la eliminación del ganado asilvestrado del medio natural es un paso esencial para frenar el proceso de degradación y para proceder a la restauración de las comunidades vegetales analizadas y del conjunto del ecosistema (Donlan *et al.*, 2002).

REFERENCIAS

- BRAMWELL, D. & Z. BRAMWELL (2001).
Flores Silvestres de las Islas Canarias. Editorial Rueda. Madrid, España. 437 pp.
- CAMPBELL, K. & C. DONLAN, C. (2005).
Feral goats eradication on islands. *Conservation Biology* 19:1362–1374.
- CEBALLOS, L. & F. ORTUÑO (1976).
Estudio sobre la vegetación y la flora forestal de las Canarias Occidentales. Santa Cruz de Tenerife. 465 pp.
- CHYNOWETH, M.W., C.M. LITTON, C.A. LEPCZYK, S.C. HESS & S. CORDELL (2013).
Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 9. *Capra hircus*, the Feral Goat (Mammalia: Bovidae) 1. *Pacific Science* 67(2): 141–156.
- COBLENTZ, B. E. (1978).
The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems. *Biological Conservation* 13(4): 279–286.
- COBLENTZ, B.E. & D. VAN VUREN (1987).
Effects of feral goats (*Capra hircus*) on Aldabra Atoll. *Atoll Research Bulletin* 306:1-6.
- COOKE B., S. MCPHEE, Q. HART, Q. (2008).
Rabbits: a threat to conservation and natural resource management. How to rapidly assess a rabbit problem and take action. Australia: Bureau of rural sciences 16 pp.
- COURCHAMP, F., J.L. CHAPUIS & M. PASCAL (2003).
Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78(3):347-383.
- CUBAS, J., J.L. MARTÍN-ESQUIVEL, M. NOGALES, D.H.S. IRL, R. HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, M. LÓPEZ-DARIAS, M. MARRERO-GÓMEZ, M. DEL ARCO & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2018).
Contrasting effects of invasive rabbits on endemic plants driving vegetation change in a subtropical alpine instar environment. *Biological Invasions* 20:793-807

CUBAS, J., S.D.H. IRL, R. VILLAFUERTE, V. BELLO-RODRÍGUEZ, J.L. RODRÍGUEZ-LUENGO, M. DEL ARCO, J.L. MARTÍN-ESQUIVEL & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2019).

Endemic plant species are more palatable to introduced herbivores than non-endemics. *Proceeding B of Royal Society of Ecology* 286: 20190136.

DE ABREU GALINDO, F.J. (1977)

Historia de la conquista de las siete islas de Canaria. Goya, Santa Cruz de Tenerife, España. 260 pp.

DE NASCIMENTO, L., S. NOGUÉ, A. NARANJO-CIGALA, C. CRIADO, M. MCGLONE, E. FERNÁNDEZ-PALACIOS & J.M. FERNÁNDEZ-PALACIOS (2020).

Human impact and ecological changes during prehistoric settlement on the Canary Islands. *Quaternary Science Reviews* 239:106332.

DEL ARCO AGUILAR, M.J., R. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, V. GARZÓN-MACHADO & B. PIZARRO-HERNÁNDEZ (2010).

Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19: 3089-3140.

DEL ARCO, M., P.L. PÉREZ DE PAZ, J.R. ACEBES, J.M. GONZÁLEZ MANCEBO, J.A. REYES BETANCORT, J.A. BERMEJO, R. DE ARMAS & R. GONZÁLEZ GONZÁLEZ, R. (2006).

Bioclimatology and climatophilous vegetation of Tenerife (Canary Islands). *Annales Botanici Fennici* 43:167-192.

DEL ARCO, M.J. & O. RODRÍGUEZ-DELGADO (2018).

Vegetation of the Canary Islands. In: *Vegetation of the Canary Islands. Plant and vegetation*. Springer, 16:83-319.

DEL VALLE, E., J. MALDONADO, H. SAINZ & R. SÁNCHEZ DE DIOS (2004).

Áreas importantes para la flora amenazada española pp. 979-1007. En: A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno & S. Ortiz (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España* Dirección general de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

DELIBES-MATEOS, M., M. DELIBES, P. FERRERAS & R. VILLAFUERTE (2008).

Key Role of European Rabbits in the Conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology* 22: 1106-1117.

DÉSAMORÉ, A., B. LAENEN, N. DEVOS, M. POPP, J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO, M.A. CARINE & A. VANDERPOORTEN (2011).

Out of Africa: north-westwards Pleistocene expansions of the heather *Erica arborea*. *Journal of Biogeography* 38(1): 164-176.

DONLAN, C. J., B.R. TERSHY & D.A. CROLL (2002).

Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. *Journal of Applied Ecology* 39(2):235-246.

ELDRIDGE, D.J., M. DELGADO-BAQUERIZO, S.K. TRAVERS, J. VAL & I. OLIVER (2017).

Do grazing intensity and herbivore type affect soil health? Insights from a semi-arid pro-

ductivity gradient. *Journal Applied Ecology* 54: 976-985.

FERNÁNDEZ-LUGO, S., J.R. ARÉVALO, L. DE NASCIMENTO, J. MATA & L.A. BERMEJO (2013b).

Long-term vegetation responses to different goat grazing regimes in semi-natural ecosystems: a case study in Tenerife (Canary Islands). *Applied Vegetation Science* 16:74-83.

FERNÁNDEZ-LUGO, S., L.A. BERMEJO, L. DE NASCIMENTO, J. MÉNDEZ, A. NARANJO-CIGALA & J.R. ARÉVALO (2013a).

Productivity: key factor affecting grazing exclusion effects on vegetation and soil. *Plant Ecology* 214: 641-656.

FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., J.R. ARÉVALO, E. BALGUERÍAS, R. BARONE, J.D. DELGADO, L. DE NASCIMENTO, R.B. ELÍAS, S. FERNÁNDEZ-LUGO, J. MÉNDEZ, A. NARANJO-CIGALA, M. MENÉNDEZ-DE-SEQUERA & R. OTTO (2017).

La Laurisilva. Canarias, Madeira y Azores. Macaronesia Editorial, Santa Cruz de Tenerife. 417 pp.

GARZÓN-MACHADO, V., J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO, Á. PALOMARES-MARTÍNEZ, A. ACEVEDO-RODRÍGUEZ, J.M. FERNÁNDEZ-PALACIOS, M. DEL ARCO-AGUILAR & P.L. PÉREZ-DE-PAZ (2010).

Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation* 143(11):2685-2694.

GENOVESI, P. & C. SHINE C. (2004).

European Strategy on invasive alien species. *Nature and Environment* 137:1-68.

GOBIERNO DE ESPAÑA (2011).

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. BOE 46, 2011-3582.

GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M., J. CUBAS, V. BELLO-RODRÍGUEZ & M. DEL ARCO (2019).

Cinco siglos de invasión del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus L.*) en ecosistemas áridos y secos de Tenerife. *Vieraea* 46:597-624.

GUMA, I. R., A. SANTOS-GUERRA, J.A. REYES-BETANCORT, M.A. PADRÓN-MEDEROS, P. MÉNDEZ & R. GONZÁLEZ-MONTELONGO (2011).

Perennial forage legumes endemic to the Canary Islands: collection and ex situ conservation. *Genetic Resources and Crop Evolution* 58(2):181-187.

HERNÁNDEZ-CERDEÑA, R. J. CUBAS & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2018).

Estudio del banco de semillas del suelo del Macizo de Jandía. Cabildo de Fuerteventura. 38 pp. Informe inédito.

HOLMGREN, M. & M. SCHEFFER (2001)

El Niño as a Window of Opportunity for the Restoration of Degraded Arid Ecosystems. *Ecosystems* 4:151-159.

IRL, S.D.H., M. STEINBAUER, W. BABEL, C. BEIERKUHNLEIN, G. BLUME-WERRY, J.

MESSINGER, Á, PALOMARES-MARTÍNEZ, S., STROHMEIER & A. JENTSCH (2012).

An 11-yr enclosure experiment in a high-elevation island ecosystem: introduced herbivore impact on shrub species richness, seedling recruitment and population dynamics. *Journal of Vegetation Science*, 23:1114-1125.

LAUGHRIN, L., M. CARROLL, A. BROMFIELD & J. CARROLL (1994).

Trends in vegetation changes with the removal of feral animal grazing pressures on Santa Catalina Island. Pages 523-530 In: W. L. Halvorson & G. J. Maender, editors. *The fourth California islands symposium: update on the status of resources*. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, California.

LOWE, S., M. BROWNE & S. BOUDJELAS (2001).

100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A Selection from the Global Invasive Species Database. Global Invasive Species Programme, Auckland, New Zealand. 12 pp.

MARTÍN, J. L., M. MARRERO, N. ZURITA, M. ARECHAVALA & I. IZQUIERDO (2005).

Biodiversidad en gráficas. Especies silvestres de las Islas Canarias. Santa Cruz de Tenerife: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.

MARTÍN-ESQUIVEL, J.L., M. MARRERO GÓMEZ, J. CUBAS, J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M. OLANO, M. DEL ARCO (2020).

Climate warming and exotic herbivores disrupt alpine plant community of an oceanic island (Tenerife, Canary Islands). *Plant Ecology*, 221:1117-1131

MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B FONSECA, J. KENT (2000).

Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858.

NOGALES, M., J.L. RODRÍGUEZ-LUENGO & P. MARRERO, P. (2006).

Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36[1]: 49-65.

NOGALES, M., M. MARRERO & E.C. HERNÁNDEZ (1992).

Efectos de las cabras cimarronas (*Capra hircus L.*) en la flora endémica de los pinares de Pajonales, Ojeda e Inagua (Gran Canaria). *Botánica Macaronésica*, 19-20: 79-85.

OKSANEN, J., F. GUILLAUME-BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P.R. MINCHIN, R.B. O'HARA, G.L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M.H.H. STEVENS, E. SZOECS & H. WAGNER (2018).

vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-1.

PARADA-DÍAZ, J., J. KLUGE, V. BELLO-RODRÍGUEZ, M., DEL ARCO & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2021).

To what extent does the species composition of Macaronesian laurel forests depend on their human disturbance history and environmental drivers? *Forest Ecology and Management* 497: 119468.

PARKER, J. D., D.E. BURKEPILE & M.E. HAY (2006).

Opposing effects of native and exotic herbivores on plant invasions. *Science* 311:1459-1461.

- RANDO, J.C. (2003).
Protagonistas de una catástrofe silenciosa *El inDiferente* 14:4-15.
- RANDO, J.C. (2014).
Informe preliminar sobre la situación del ganado asilvestrado en la red natura 2000 en Canarias. Consejería de Educación, Universidades y Sostenibilidad. Gobierno de Canarias. Tenerife.
- RODRÍGUEZ-PIÑERO, J.C. & J.L. RODRÍGUEZ-LUENGO (1992).
Autumn food habits of the Barbary sheep (*Ammotragus lervia*, Pallas, 1772) on La Palma Island (Canary Islands). *Mammalia* 56:385-392.
- RODRÍGUEZ-PIÑERO, J.C. & J.L. RODRÍGUEZ-LUENGO (1993).
The efecto of herbivores on the endemic Canary Flora. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 2:265-271.
- RUDGE, M.R. & D.J. CAMPBELL (1977).
The history and present status of goats on the Auckland Islands (New Zealand sub-antarctic) in relation to vegetation changes induced by man. *New Zealand Journal of Botany* 15:221-253.
- SALGADO-LUARTE, C., V.M. ESCOBEDO, G.C. STOTZ, R.S. RIOS, G. ARANCIO & E. GIANOLI (2019).
Goat grazing reduces diversity and leads to functional, taxonomic, and phylogenetic homogenization in an arid shrubland. *Land Degradation & Development* 30(2): 178-189.
- SANTOS GUERRA, A. (2011).
Asparagus fallax. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T176424A7238698.
- SIMBERLOFF, D., J.L. MARTIN, P. GENOVESI, V. MARIS, D.A. WARDLE, J. ARONSON, F. COURCHAMP, B. GALIL, E. GARCÍA-BERTHOU, M. PASCAL, P. PYŠEK, R. SOUSA, E. TABACCHI & M. VILÀ (2013).
Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution* 28(1): 58-66.
- SVENTENIUS, E.R. (1946).
Notas sobre la flora de las Cañadas de Tenerife, (Cuaderno/INIA; 78). Madrid: Instituto de investigaciones agrarias, Centro de las islas Canarias. 284 pp.
- TER BRAAK, C.J.F. & P. SMILAUER (1998).
CANOCO Release 4. Reference Manual and Users Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- WALKER, J. W., S.L. KRONBERG, S.L. AL-ROWAILY & N.E. WEST (1994).
Comparison of sheep and goat preferences for leafy spurge. *Journal of Range Management* 47:429-434.
- ZAVALETÀ, E.S., R.J. HOBBS & H.A. MOONEY (2001).
Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*, 16:454-459

ANEXOS

Anexo 1. Frecuencia de daño de las especies analizadas por el ganado asilvestrado en el Parque Rural de Anaga

Espezie	Daño (%)
<i>Adenocarpus foliolosus</i> (Aiton) DC.	33,33
<i>Aeonium canariense</i> (L.) Webb & Berthel. subsp. <i>canariense</i>	68,18
<i>Aeonium ciliatum</i> (Willd.) Webb & Berthel.	21,43
<i>Aeonium lindleyi</i> Webb & Berthel. subsp <i>lindeleyii</i>	46,15
<i>Allium canariense</i> (Regel) N. Friesen & P. Schoenfelder	33,33
<i>Andryala pinnatifida</i> Aiton subsp. <i>pinnatifida</i>	22,22
<i>Argyranthemum broussonetii</i> (Pers.) Humphries	25
<i>Argyranthemum lemsii</i> Humphries	28,57
<i>Artemisia thuscula</i> Cav.	89,04
<i>Asparagus fallax</i> Svent.	66,67
<i>Asphodelus ramosus</i> L.	41,67
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C. H. Stirt.	48,89
<i>Bupleurum salicifolium</i> R. Br. in Buch	60
<i>Canarina canariensis</i> (L.) Vatke	5,13
<i>Carlina salicifolia</i> (L. f.) Cav.	25
<i>Cedronella canariensis</i> (L.) Webb & Berthel.	100
<i>Ceropogia dichotoma</i> Haw.	100
<i>Chrysojasminum odoratissimum</i> (L.) Banfi	67,74
<i>Dactylis smithii</i> Link in Buch	68,75
<i>Davallia canariensis</i> (L.) Sm.	3,57
<i>Descurainia millefolia</i> (Jacq.) Webb & Berthel.	45,45
<i>Digitalis canariensis</i> (L.) J. W. Loudon	50
<i>Echium leucophaeum</i> (Webb ex Christ) Webb ex Sprague & Hutch.	63,16
<i>Echium simplex</i> DC.	25
<i>Echium strictum</i> L. f.	16,67
<i>Erica arborea</i> L.	88,52
<i>Erica platycodon</i> (Webb & Berthel.) Rivas-Mart. & al.	100
<i>Euphorbia balsamifera</i> Aiton	66,67
<i>Euphorbia lamarckii</i> Sweet	100
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	69,23

<i>Teline canariensis</i> L.	93,65
<i>Globularia salicina</i> Lam.	100
<i>Gonospermum fruticosum</i> [Buch] Less.	60
<i>Hypericum canariense</i> L.	76,19
<i>Hypericum glandulosum</i> Aiton	33,33
<i>Hypericum grandifolium</i> Choisy	16,67
<i>Ilex canariensis</i> Poir. in Lamarck	64,10
<i>Ilex perado</i> Aiton subsp. <i>platyphylla</i> (Webb & Berthel.) Tutin	50
<i>Kleinia neriifolia</i> Haw.	76,27
<i>Laurus novocanariensis</i> Rivas-Mart., Lousa, Fern. Prieto, E. Días, J.C. Costa & C. Aguiar	40
<i>Lavandula buchii</i> Webb	88,89
<i>Lobularia canariensis</i> (DC.) L. Borgen subsp. <i>intermedia</i> (Webb) L. Borgen	66,67
<i>Lotus sessilifolius</i> DC.	100
<i>Micromeria tragothymus</i> Webb & Berthel.	65,08
<i>Morella faya</i> (Aiton) Wilbur	52,63
<i>Opuntia maxima</i> Mill.	81,25
<i>Paronychia canariensis</i> (L. f.) Juss.	21,05
<i>Periploca laevigata</i> Aiton	100
<i>Persea indica</i> (L.) Spreng.	50
<i>Picconia excelsa</i> (Aiton) DC.	28,57
<i>Plantago arborescens</i> Poir.	6,90
<i>Prunus lusitanica</i> L. subsp. <i>hixa</i> (Willd.) Franco	50
<i>Rubia fruticosa</i> Aiton	68,18
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	66,67
<i>Rumex lunaria</i> L.	61,11
<i>Sambucus nigra</i> L. subsp. <i>palmensis</i> (Link) Bolli	100
<i>Scilla haemorrhoidalis</i> Webb & Berthel.	18,18
<i>Semele androgyna</i> (L.) Kunth	80
<i>Sideritis dendro-chahorra</i> Bolle	30
<i>Sideritis macrostachys</i> Poir. in Lamarck	25
<i>Sonchus acaulis</i> Dum. Cours.	58,75
<i>Sonchus congestus</i> Willd.	29,03
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	25

DAÑOS PRODUCIDOS POR GANADO ASILVESTRADO EN LAS COMUNIDADES VEGETALES DEL
PARQUE RURAL DE ANAGA (TENERIFE)

<i>Sonchus leptocephalus</i> Cass. in Cuvier	100
<i>Teucrium heterophyllum</i> L` Hér. subsp. <i>brevipilosum</i> Gaisberg	100
<i>Todaroa aurea</i> Parl.	100
<i>Viburnum rugosum</i> Pers.	41,67