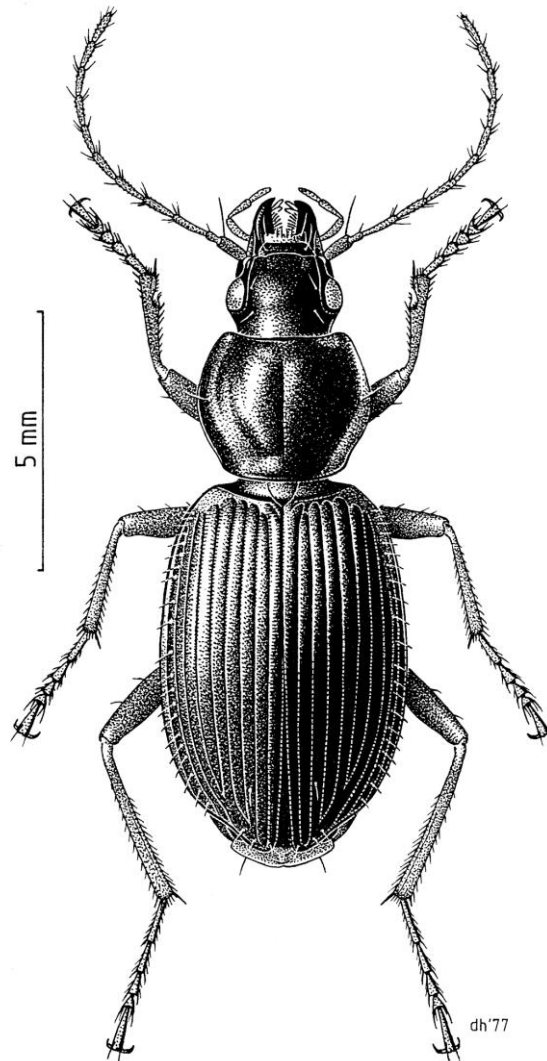


Análisis del impacto del pastoreo sobre la diversidad de artrópodos edáficos en pinares de Gran Canaria



Daniel Febles Medina

Tutorizado por el Dr. Carlos Ruiz Carreira y la Dr. Nuria Macías
Hernández

Grado en Biología

Universidad de La Laguna, Facultad de Ciencias Departamento de
Biología Animal y Edafología y Geología

Índice

Índice.....	1
1. Resumen.....	2
1.1. Abstract	2
2. Introducción	3
3. Objetivos	5
4. Material y métodos.....	6
4.1. Área de estudio.....	6
4.2. Metodología de muestreo	6
4.3. Separación e identificación de artrópodos.....	7
4.4. Análisis estadísticos	8
5. Resultados	10
5.1. Composición de las comunidades de artrópodos edáficos	10
5.2. Impacto del pastoreo sobre las comunidades de artrópodos edáficos	11
5.3. Efecto de variables ambientales, vegetación, y de tipo de suelo sobre la riqueza y abundancia de artrópodos edáficos.	15
6. Discusión.....	17
7. Conclusiones	20
7.1. Conclusions	20
8. Bibliografía	21
9. Anexo	25

1. Resumen

El uso de extensiones del suelo para actividades como el pastoreo es uno de los más extensos en el mundo, pero sus efectos en los ecosistemas aún no son claros, resultando en muchos casos contradictorios. Esto, combinado con el declive general que sufren los artrópodos actualmente, pone de manifiesto la necesidad de analizar estas interacciones. En las islas Canarias no existen estudios previos sobre el efecto del pastoreo sobre las comunidades de artrópodos edáficos. En este trabajo se muestreó la fauna de artrópodos mediante la utilización de trampas *pitfall*, en un total de 43 localidades diferenciándose por zonas de vegetación (herbazales, matorrales y pinares) en la isla de Gran Canaria. Se seleccionaron los órdenes Coleoptera y Araneae para estudiarse a nivel de familia, ya que estudios similares indican que son los grupos que pueden verse más afectados por dicha actividad. La hipótesis sobre la que se trabajó plantea que el pastoreo ejercerá un efecto negativo sobre la riqueza y abundancia de los órdenes elegidos. Los resultados obtenidos sugieren que no existen diferencias entre las localidades en función de la presencia o ausencia de pastoreo ni según las zonas de vegetación, aunque parece existir una tendencia a disminuir la abundancia a mayor intensidad de pastoreo. También se estudió la respuesta frente a la cantidad de nitratos y de precipitación.

1.1. Abstract

The use of land for grazing is one of the most common in the world, but the effects it has on the ecosystems are not yet clear, ending in many cases being inconsistent. This combined with the general arthropod decline that is happening makes it more important to study these interactions. For the Canary Islands these effects had never been studied on edaphic arthropods communities. 43 localities were studied by using *pitfall* traps, divided by vegetation types: pastures, scrublands, and pine forests, in Gran Canaria. The orders Coleoptera and Araneae were chosen for a study of their families because, based on other studies, they were the most probable to suffer changes due to grazing. The initial hypothesis was that grazing negatively affected the richness and abundance of these orders. The results obtained showed that there is no difference between localities due to grazing or vegetation types, but a tendency was seen in which abundance tends to lower if the grazing intensity increases. The response of richness and abundance to nitrates quantity and precipitation was also studied.

2. Introducción

Los artrópodos dominan los ecosistemas terrestres. Debido a su gran diversidad, variedad de estrategias de vida y rápido crecimiento son un excelente grupo indicador para la conservación (Kremen *et al.*, 1993). Los insectos y otros artrópodos cumplen varias funciones como polinización, regulación de poblaciones, control de plagas, descomposición de materia orgánica o dispersión de semillas (Kremen y Chaplin-Kramer, 2007), jugando un papel importante en los ecosistemas, por ejemplo, el orden Araneae representa el mayor grupo de artrópodos depredadores existentes, y por tanto son piezas clave en los ecosistemas como depredadores generalistas (Bennett, 2001).

El declive de las poblaciones de artrópodos, avalado por múltiples estudios, es un problema de gran relevancia en la actualidad (Habel *et al.*, 2016; Hallman *et al.*, 2017; Nath *et al.*, 2022). Se estima que existen alrededor de 5.5 millones de especies de insectos, con sólo una quinta parte de éstas identificadas (Stork, 2018), por lo que el número de especies amenazadas o extintas está infraestimado (Cardoso *et al.*, 2020). Esta disminución no afecta a todas las regiones del planeta por igual, los estudios realizados en el norte de Europa hablan de una disminución de alrededor del 40 % total (Dirzo *et al.*, 2014; Sánchez-Bayo *et al.*, 2019), mientras que en otras zonas se habla más de una disminución a nivel local o producida por fenómenos atmosféricos extremos (Wagner, 2020).

Este declive es causado por diversos factores, pero la pérdida de hábitat por el uso de la tierra para la ganadería y la agricultura es considerado uno de los más influyentes en los procesos de cambio climático y de desertificación (Maestre *et al.*, 2022). Las consecuencias de esta actividad son la alteración de las comunidades vegetales por el uso de herbicidas o fertilizantes, perturbaciones en la composición química del suelo y el uso de insecticidas (Seibold *et al.*, 2019). Además, algunas actividades humanas como la tala de árboles o las quemas prescritas pueden modificar la composición de especies arbóreas, alterando las poblaciones de invertebrados asociadas (Penone *et al.*, 2018). No siempre se ven afectadas sólo las áreas en las que se realizan estas actividades, pudiendo desplazar trazas de elementos como insecticidas, herbicidas y nitrógeno a través del agua y del aire (Brittain *et al.*, 2010), llegando a zonas colindantes. Debido a la gran diversidad de estrategias de vida que presentan los artrópodos, una disminución en su riqueza y abundancia puede tener consecuencias negativas muy diversas como la reducción de la polinización, de la descomposición de la materia orgánica, ralentización en la formación de suelos, entre otros (Van der Sluijs, 2020). Este declive no siempre afecta a la abundancia de invertebrados, ya que muchas veces la disminución en el

número de individuos de una especie conlleva el aumento de individuos de otras, favoreciendo normalmente a especies invasoras o especies que pueden llegar a convertirse en plagas, de esta manera disminuye la biodiversidad, encontrando un menor número de especies en el ecosistema, mientras la abundancia total se mantiene (Raven y Wagner, 2021). El aumento de las temperaturas por el cambio climático ha aumentado el rango de distribución de algunas especies, previamente limitadas por las bajas temperaturas, permitiéndoles desplazarse y asentarse en zonas en las que antes no podían debido a las condiciones climáticas (Sharma, 2010).

El pastoreo supone un impacto ambiental sobre las zonas en las que se efectúa, sin embargo, también constituye una actividad económica muy importante, ocupando un 77% de la tierra destinada a agricultura y ganadería (Ritchie y Roser, 2013). Sus efectos en el ecosistema son, por detrás de los incendios, los que mayor pérdida de área y biomasa provocan (Huntly, 1991). Debido a esto se considera como uno de los elementos principales del cambio global que se está experimentando en las últimas décadas (Wardle y Bardgett, 2004). Dentro de esta actividad, el pastoreo de ungulados es el más común a nivel mundial (Díaz *et al.*, 2007). Los estudios realizados sobre los efectos del pastoreo sobre la biodiversidad resultan inconsistentes, algunos hablan de un aumento de la riqueza de especies vegetales (Wang *et al.*, 2018), mientras que otros sobre una disminución de la misma (Perelman *et al.*, 2006). Estudios más recientes reflejan que los efectos que produce el pastoreo pueden variar en función de variables como la intensidad o la productividad del ecosistema. La intensidad del pastoreo es un factor que influye en su impacto, siendo en intensidad intermedia cuando produce efectos positivos como una mayor riqueza de especies vegetales (Herrero-Jáuregui y Oesterheld, 2017). De igual forma la productividad del ecosistema influye en los efectos del pastoreo, donde en sistemas con baja productividad el pastoreo afecta negativamente a la riqueza y abundancia de plantas, mientras que en sistemas con alta productividad aumenta la riqueza (LaLiberté *et al.*, 2012).

Los artrópodos son considerados el grupo más sensible a las perturbaciones ambientales, por encima de las plantas y las aves, debido a la gran variedad de estrategias de vida que poseen, su pequeño tamaño y movilidad, y a que presentan ciclos de vida rápidos (Gerlach *et al.*, 2013), lo que implica que la respuesta al pastoreo será distinta para cada especie. Los artrópodos de menor tamaño y movilidad se pueden ver más afectados por el pastoreo, pudiendo disminuir su abundancia, mientras que los de mayor tamaño y con mayor capacidad de dispersión no se verán tan afectados (Dennis *et al.*, 1998). La pérdida de riqueza de estos organismos genera una serie de problemas en el ecosistema, como por ejemplo la reducción de la fertilidad del suelo

(Castagneryrol *et al.*, 2017). Los artrópodos carnívoros además cumplen otra función, el control de las poblaciones de herbívoros, evitando que aumente su número de manera descontrolada pudiendo convertirse en plagas, siendo los principales grupos depredadores los coleópteros y arañas (Lang *et al.*, 1999).

El pastoreo en las islas Canarias se ha practicado desde hace al menos 2000 años con la llegada de los primeros pobladores a las islas (De Nascimento *et al.*, 2020). En los últimos años el número de cabezas de ganado ha aumentado de manera muy rápida, llegando a duplicarse desde 1970 a la actualidad (Gangoso *et al.*, 2006). Esto podría afectar de manera negativa a los ecosistemas del archipiélago, los cuales presentan un alto grado de endemidad, siendo más de un 22,2% en plantas vasculares y un 39,6 % en invertebrados terrestres (BIOTA, 2023). Estudios previos han tratado de determinar el efecto del pastoreo sobre determinadas zonas en Canarias, sin embargo, estos estudios se han centrado en el efecto sobre la vegetación y la composición del suelo (Arévalo *et al.*, 2007, 2011; Fernández-Lugo *et al.*, 2009, 2010). Los resultados de estos estudios son consistentes entre ellos, no se encuentran diferencias significativas entre zonas pastoreadas y no pastoreadas. Esto se podría deber a que los efectos en las distintas zonas de vegetación no solo están controlados por el pastoreo, sino también influyen múltiples factores como son la altitud, la accesibilidad del terreno y la distancia a las granjas (Casado *et al.*, 2004). No obstante, no existen estudios previos sobre el efecto del pastoreo sobre las comunidades de artrópodos en Canarias.

3. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es determinar si existe un efecto del pastoreo sobre las comunidades de artrópodos edáficos en diferentes zonas de cumbre de Gran Canaria. Como hipótesis se plantea que el pastoreo podría tener un efecto negativo en la diversidad y abundancia de artrópodos edáficos, haciendo que disminuya en las zonas pastoreadas. Los objetivos específicos serían los siguientes:

1. Determinar el efecto del pastoreo sobre la riqueza y abundancia de artrópodos edáficos (Coleoptera y Araneae).
2. Determinar el efecto de variables ambientales, vegetales, y tipo de suelo sobre la riqueza y abundancia de artrópodos edáficos (Coleoptera y Araneae).

4. Material y métodos

4.1. Área de estudio

Este trabajo fue realizado en la isla de Gran Canaria. La altitud de los puntos de muestreo seleccionados varía entre 400 y 1875 metros sobre el nivel del mar y con una distancia a la costa entre 6,2 y 18 kms. Se establecieron un total de 43 parcelas (Fig. 1), las cuales debían de ser Zonas de Alto Riesgo de Incendios (ZARI), designadas por el Gobierno de Canarias, y se diferenciaron en unidades pastoreadas (15 parcelas) y no pastoreadas (28 parcelas). Además, se tuvo en cuenta el tipo de vegetación principal dentro de cada unidad experimental: pinares, matorrales y herbazales.

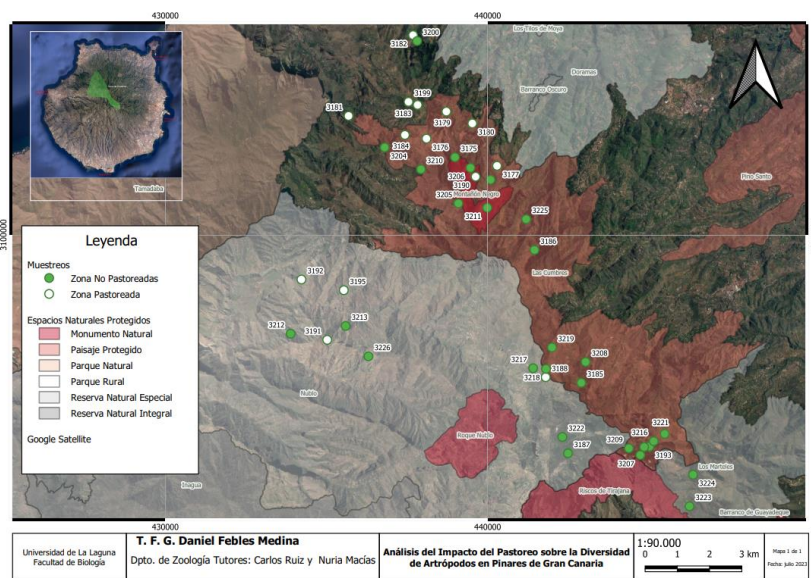


Figura 1. Mapa de la isla de Gran Canaria con los puntos seleccionados para el estudio.

4.2. Metodología de muestreo

Los muestreos fueron realizados de mayo a julio de 2022. En el momento de establecer las unidades experimentales se tomó información de distintas variables que se pueden agrupar en 6 grupos:

- Ambientales: altitud, distancia a la costa, humedad relativa, precipitación media y temperatura máxima, mínima y media.
- ENP (Espacios Naturales Protegidos).
- Pastoreo: presencia / ausencia de pastoreo (variable cualitativa dicotómica: Si/No) e intensidad (variable cuantitativa).
- Fuego: zonas con incendios forestales previos, quemas prescritas y ZARI (Zonas de Alto Riesgo de Incendio).

- Vegetación: tipo de vegetación y diversidad y abundancia de plantas.
- Suelo: % de materia orgánica, arcilla, arena, limo, caliza (%), pH, boro, calcio, cinc, cobre, fósforo, hierro, magnesio, manganeso, nitratos, NT (%), potasio y sodio.

La variable pastoreo fue estimada a partir de encuestas realizadas a pastores. Mientras que la intensidad de pastoreo se midió utilizando las señales de GPS acoplados al ganado, y estimando posteriormente unos índices de intensidad de pastoreo que varían entre 0-100 según la densidad de Kernel.

Para estudiar la presencia de invertebrados en el suelo se utilizaron trampas de caída o *pitfall*, que consisten en vasos de pvc de 7 cm de profundidad y 5,5 cm de diámetro, a los que se les añadió propilenglicol como líquido conservante (Fig. 2). Para su colocación se realizó un agujero en el suelo donde se coloca la trampa, rellenando los posibles huecos que quedan con tierra, quedando así a nivel de suelo para que cualquier invertebrado que intercepte la trampa caiga y quede atrapado. Para evitar que animales de mayor tamaño, agua, y restos como hojas cayesen dentro se taparon con una rejilla. En cada unidad experimental se colocaron 3 trampas *pitfall*, separadas 10 metros entre sí formando triplete y se dejaron colocadas durante 15 días.

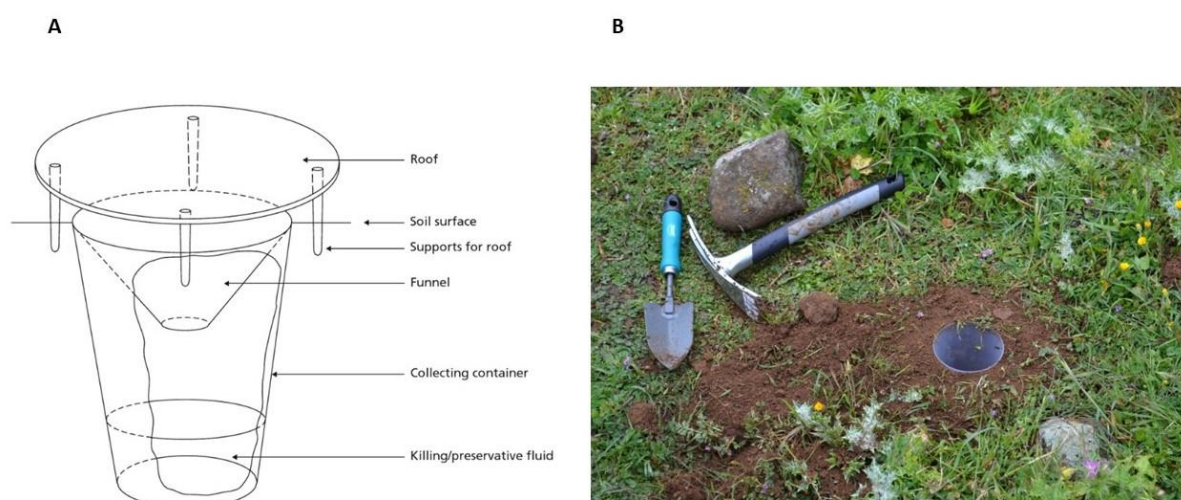


Figura 2. (A) Esquema de una trampa *pitfall* (figura extraída de Leather (2005)). (B) trampa colocada en el campo.

4.3. Separación e identificación de artrópodos

Una vez finalizados los muestreos las trampas fueron llevadas al laboratorio. Se analizaron un total de 129 *pitfall*. Cada trampa contenía una malla donde se hallaban los invertebrados que habían caído en ella. Con la ayuda de una lupa binocular y unas pinzas se separaron los ejemplares, se identificaron al menos hasta nivel de Orden, y se guardaron en tubos *ependorf*

con etanol absoluto que se almacenaron a -20°C . A cada tubo se le asignó un código para su registro en una base de datos en Excel, con información adicional (localidad, fecha de colecta, coordenadas geográficas, etc.). Esta parte del estudio se realizó durante varios meses debido a la gran carga de trabajo.

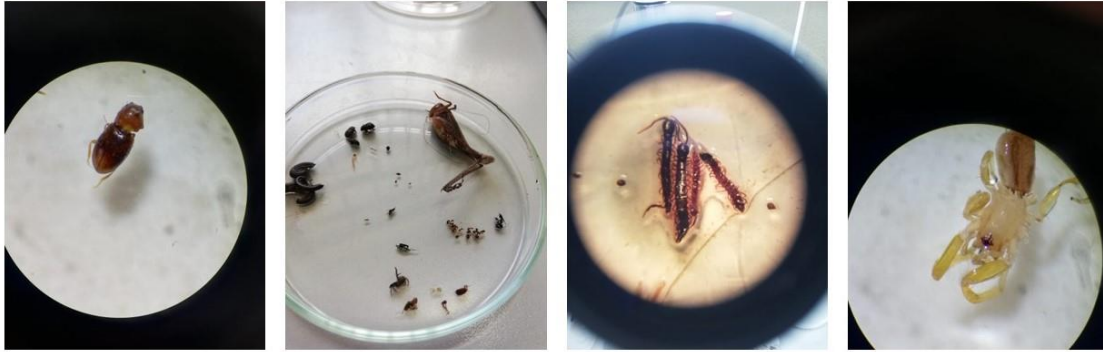


Figura 3. Proceso de cribado de trampas y de identificación de los ejemplares.

Una vez finalizado el proceso de identificación a nivel de Orden, se seleccionaron los grupos Coleoptera y Araneae para los cuales se identificó a nivel de familia con el apoyo de claves taxonómicas y otros recursos (Chinery, 1997; Barrientos, 2004). Se seleccionaron estos órdenes debido a que son los que presentaron mayor diversidad y abundancia. Para aumentar el nivel de precisión, se identificaron a nivel de especie los ejemplares de las familias Carabidae y Tenebrionidae (Coleoptera), y de la familia Dysderidae (Araneae). La elección de estas familias de Coleoptera se debe a sus estrategias de vida, siendo Carabidae mayormente carnívoros y Tenebrionidae detritívoros, por lo que una reducción de la abundancia de éstas podría alterar significativamente el ecosistema. La familia Dysderidae fue elegida debido a su gran número de especies endémicas en las islas Canarias, habiendo solo una especie no endémica e invasora, *Dysdera crocata* C. L. Koch, 1838 (Macías-Hernández, et al 2016). Además, Carabidae y Araneae han sido seleccionados anteriormente para ver su respuesta al pastoreo en otros estudios similares (Cole *et al.*, 2005; Pétilion *et al.*, 2007).

Para todas las especies identificadas a nivel de especie en las familias Carabidae, Tenebrionidae y Dysderidae se determinó la categoría de origen (endémicos y no endémicos) según la información del Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (BIOTA, 2023).

4.4. Análisis estadísticos

La matriz definitiva incluye un total de 35 variables: ambientales, antrópicas, de tipo de vegetación y suelo ya mencionadas anteriormente, además de la riqueza (número de especies

por localidad) y abundancia (número de individuos) de Coleoptera y Araneae, así como para cada una de las familias y especies seleccionadas.

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa R con el interfaz de R Studio versión 4.2.3 (R Core Team, 2022). Todos los análisis se realizaron teniendo en cuenta la riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae en conjunto, además de cada uno de estos órdenes por separado. Se estableció la relación entre la riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae en función del pastoreo y de las zonas de vegetación (pinares, matorrales y herbazales), y se calculó si existían diferencias significativas entre las medias de dichas variables, mediante una t-student realizada con la librería *ggpubr* (Kassambara, 2020). Se repitieron los mismos análisis para explorar la influencia de la variable cuantitativa intensidad de pastoreo sobre la riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae. Esta variable solo se tomó para 18 localidades, de las cuales se eliminaron 2, debido a que eran *outliers* (valores muy altos respecto al resto). Los gráficos de diagramas de cajas se realizaron con la librería *ggplot2* (Wickham, 2016). De la misma forma, para todas las especies identificadas a nivel de especie (familias Carabidae, Tenebrionidae y Dysderidae) se exploró la relación entre la riqueza y abundancia de especies endémicas y no endémicas, según el pastoreo y el tipo de vegetación.

Se realizó un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) para los datos de riqueza y abundancia, teniendo en cuenta la presencia/ausencia de pastoreo además de las zonas de vegetación. Se trata de una técnica de análisis multivariante utilizada para visualizar y explorar la similitud o disimilitud entre parcelas basada en matrices de distancia. Esta medida de disimilitud varía entre 0 (comunidades idénticas) y 1 (comunidades completamente diferentes). Se representa en un espacio generalmente 2D o 3D, que permite representar y detectar patrones, agrupamientos o tendencias en los datos. Además, se realizó un análisis PERMANOVA basado en el método Bray-Curtis para comparar los grupos entre sí y explorar posibles diferencias. En este caso se emplearon las librerías *vegan* versión 2.6.4. y *RVAideMemorie* 0.9.82.2 (Oksanen et al., 2022).

Para evitar problemas de correlación entre las variables de estudio se aplicó un test de correlación de Pearson con la librería de R *corrplot* (Wei, 2021), el cual nos permite ver qué variables están más correlacionadas positiva (valores cercanos a 1) o negativamente entre sí (valores cercanos -1), seleccionando en análisis posteriores sólo aquellas poco correlacionadas (valores de correlación de Pearson $< 0,7$). Para seleccionar las variables que se eliminarían debido a su alta colinealidad se utilizó el factor de inflación de la varianza (VIF) que cuantifica

la intensidad de la multicolinealidad entre variables, seleccionando aquellas variables que poseen un valor inferior al 0,7, es decir, las variables con una correlación mayor a este valor se considerará que tienen problemas de multicolinealidad y por lo tanto se excluirán (O'Brien, 2007).

Posteriormente, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) de las variables seleccionadas (valores de correlación de Pearson $< 0,7$) para entender cuáles son las que explican mejor nuestros datos, reduciendo el número de variables, más manejable, pero sin perder información (Kurita, 2020). El análisis de PCA se realizó utilizando las librerías *mice* (van Buuren y Groothuis-Oudshorn, 2011) y *factoextra* (Kassambara, 2020).

Finalmente, se realizaron varios análisis de modelos lineales generalizados (GLM), los cuales nos permiten trabajar con datos que no sigan una distribución normal y que no sean homocedásticos, siempre y cuando estos no estén correlacionados entre ellos (Pekár y Brabec, 2017). Estos modelos se hicieron utilizando las variables respuesta (y) riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae en conjunto y posteriormente por separado. Las variables predictoras fueron presencia/ausencia de pastoreo o intensidad de pastoreo, además de otras variables explicativas seleccionadas según los análisis de correlación de Pearson y el PCA. Los modelos GLM se realizaron utilizando una distribución binomial negativa más acorde a nuestros datos (recuentos) utilizando las librerías *MASS* (Venables y Ripley, 2002) y *performance* (Lüdecke *et al.*, 2021). Para seleccionar el mejor modelo de todos los realizados se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC).

5. Resultados

5.1. Composición de las comunidades de artrópodos edáficos

Se estimó la riqueza y abundancia de las distintas familias de Coleoptera y Araneae teniendo en cuenta si las zonas eran pastoreadas o no pastoreadas y el tipo de vegetación (pinares, matorrales y herbazales) (Tabla 1). Para Coleoptera se obtuvieron un total de 5222 individuos pertenecientes a 33 familias distintas, y para Araneae un total de 3265 individuos de 23 familias.

Tabla 1. Comparativa de riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae para las distintas zonas de vegetación y para la presencia/ausencia de pastoreo.

	Riqueza Coleóptera	Abundancia Coleóptera	Riqueza Araneae	Abundancia Araneae
Herbazales				
No Pastoreada	22	1147	15	786
Pastoreada	21	465	13	348
Matorrales				
No Pastoreada	26	754	19	613
Pastoreada	19	765	18	499
Pinares				
No Pastoreada	26	1498	18	807
Pastoreada	22	593	9	212

Si se tiene en cuenta las unidades de vegetación, en Coleoptera varían considerablemente los porcentajes de abundancia de ciertas familias. En pinares observamos que Cryptophagidae con un 32% (674 individuos) y Staphylinidae con un 18% (385 individuos) son las familias más representadas. En matorrales, los Tenebrionidae con un 25% (375 individuos), Buprestidae con un 24% (371 individuos) y Malachiidae con un 15% (228 individuos) son las familias más representadas. Por último, en herbazales predomina Anthicidae con un 40% (642 individuos) y Tenebrionidae con un 15% (243 individuos).

En cuanto a las familias de Araneae se observa un claro predominio de Gnaphosidae en las 3 unidades de vegetación. Cabe destacar una mayor presencia de la familia Theridiidae en pinares con un 8% (81 individuos), en comparación a matorrales con un 1% (7 individuos) y herbazales con un 2% (18 individuos). En el resto de familias no se observan cambios notables.

5.2. Impacto del pastoreo sobre las comunidades de artrópodos edáficos

En ambos órdenes no se aprecian grandes diferencias en la presencia de familias entre zonas pastoreadas y no pastoreadas. La mayor diferencia corresponde a la abundancia de la familia Staphylinidae, la cual pasa de un 7% (234 individuos) en zonas no pastoreadas a un 23% en zonas pastoreadas (415 individuos).

Se estudiaron las medias de la riqueza y la abundancia de Coleoptera y Araneae en conjunto entre zonas pastoreadas y no pastoreadas, a su vez, divididas en zonas de vegetación. En el caso de la riqueza de Coleoptera se observa una disminución de la misma en herbazales y matorrales pastoreados, mientras que, en pinares, aumenta ligeramente, pero en ninguno de los casos son diferencias significativas (p -valores $>0,05$) (Fig. 4A). En el caso de la abundancia de Coleoptera encontramos que existe un efecto positivo significativo del pastoreo en pinares (Fig. 4B). En matorrales y herbazales existe una mayor riqueza y abundancia en zonas no pastoreadas pese a que ninguna llegue a ser significativa.

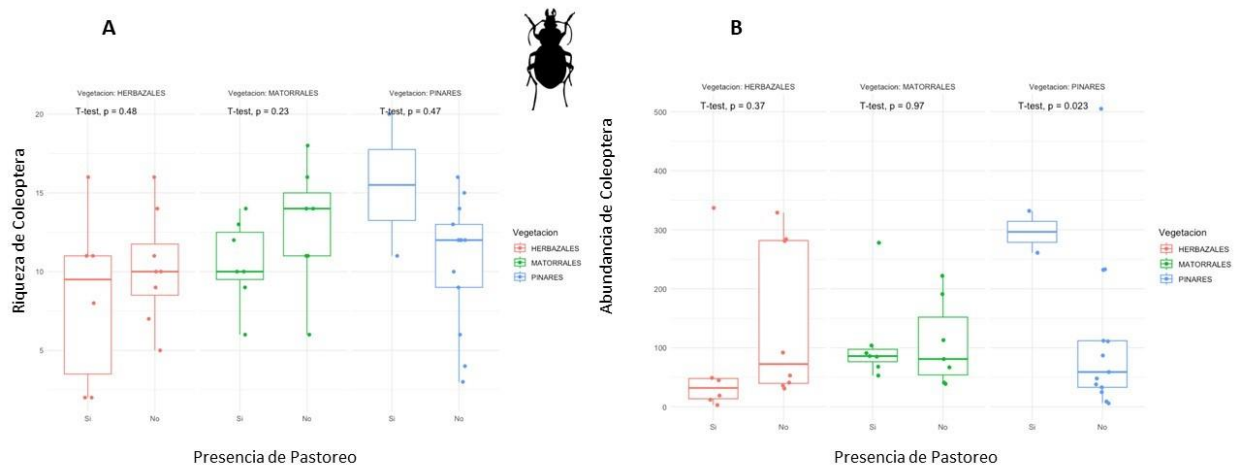


Figura 4. Comparativa de la riqueza media (A) y abundancia media (B) de Coleoptera según presencia/ausencia de pastoreo y por zonas de vegetación. Cada punto representa una localidad y la línea de mayor grosor la mediana. Incluye un T-Test para ver la significancia.

En el caso de Araneae se observa como existe menor diferencia, tanto en riqueza como en abundancia, entre zonas pastoreadas y no pastoreadas comparado con Coleoptera, y ninguna de éstas es significativa (Fig. 5). La mayor diferencia (aunque no significativa) la encontramos en

abundancia en pinares donde es mayor en zonas pastoreadas, como ya ocurría con Coleoptera (Fig. 5B).

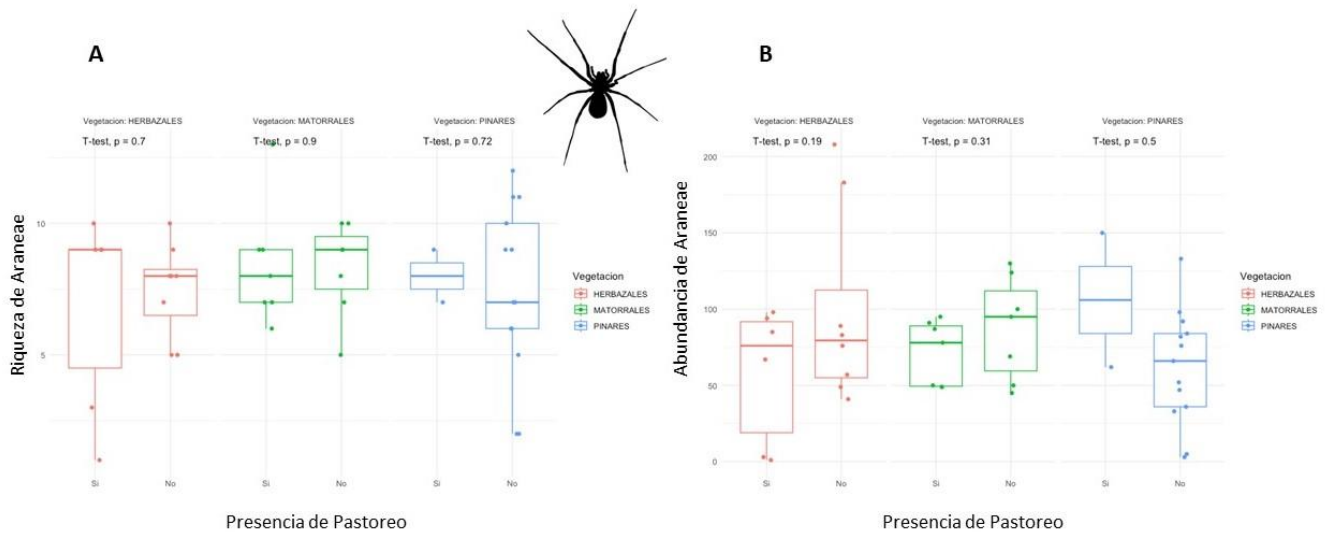


Figura 5. Comparativa de riqueza media (A) y abundancia media (B) de Araneae según presencia/ausencia de pastoreo y por zonas de vegetación. Cada punto representa el valor de una localidad y la línea de mayor grosor la mediana. Incluye un T-Test para ver la significancia.

Cuando se analizó la riqueza y abundancia de coleópteros y arañas en función de la intensidad de pastoreo, se observó que ambas disminuyen a medida que aumenta la intensidad del pastoreo, aunque no de forma significativa, tanto la riqueza ($p=0,2344$) como la abundancia ($p=0,05952$). Cuando se tuvo en cuenta el tipo de vegetación, también se aprecia que la riqueza en herbazales disminuye de forma significativa a medida que aumenta la intensidad ($p=0,001557$).

Cuando se analizaron ambos órdenes Coleoptera y Araneae por separado no se encontraron diferencias significativas en riqueza y abundancia de Coleoptera ($p=0,6318$, y $p=0,8889$, respectivamente), pero en el caso de Araneae disminuye significativamente la abundancia a medida que aumenta la intensidad de pastoreo ($p=0,02165$).

Si tenemos en cuenta los tipos de vegetación, encontramos que en coleópteros se aprecia que la riqueza disminuye a medida que aumenta la intensidad del pastoreo en matorrales ($p=0,9981$) y en herbazales de manera significativa ($p=0,007184$) (Fig. 6). En pinares encontramos el patrón contrario, aumentando ligeramente, tanto la riqueza como la abundancia ($p=0,9094$ y $p=0,7824$, respectivamente) (Fig. 6).

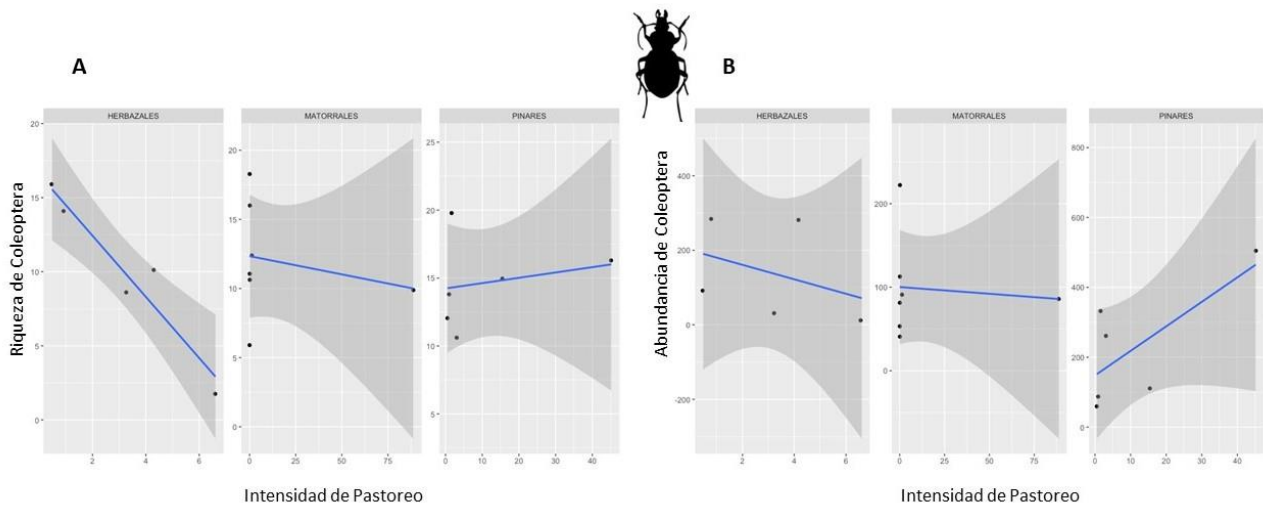


Figura 6. Comparativa de riqueza (A) y abundancia (B) de Coleoptera frente a intensidad de pastoreo por zonas de vegetación.

En Araneae se observa que la riqueza disminuye significativamente en herbazales ($p= 0,02607$) y pinares ($p= 0,0845$), pero aumenta levemente en las zonas de matorrales ($p= 0,5815$) (Fig. 7A). En el caso de la abundancia ésta disminuye a medida que aumenta la intensidad en las 3 zonas de vegetación, aunque no es significativa en ninguno de los casos (Fig. 7B).

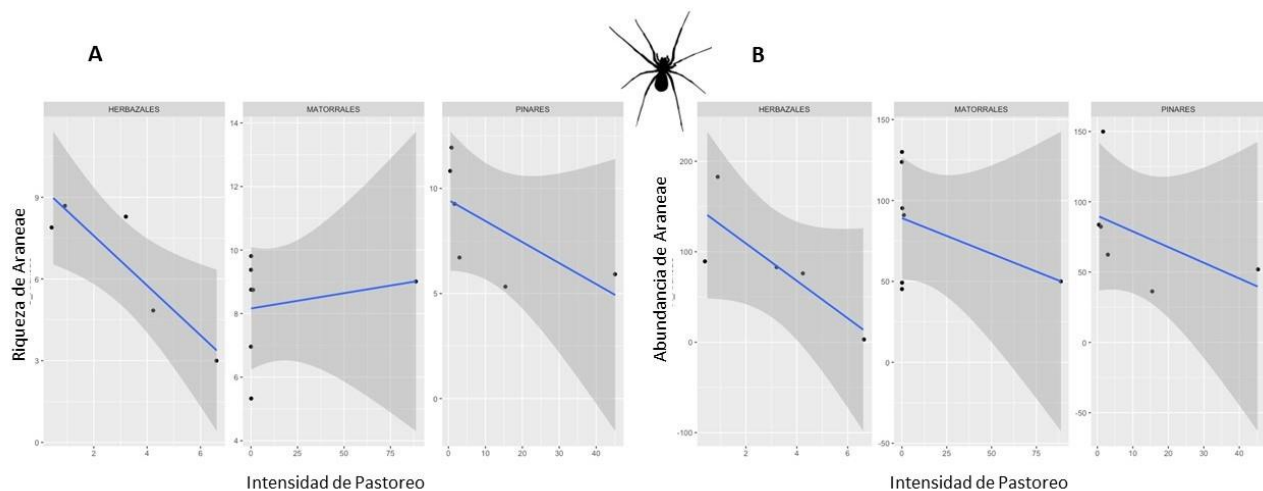


Figura 7. Comparativa de riqueza (A) y abundancia (B) de Araneae frente a intensidad de pastoreo por zonas de vegetación.

En los análisis NMDS en general se observa un gran solapamiento de todas las localidades, indicando que todas son muy similares entre sí, sin encontrar un patrón claro según sean pastoreados o no (datos no mostrados), o según el tipo de vegetación, tanto para la riqueza, como para la abundancia de ambos órdenes. Si tenemos en cuenta el tipo de vegetación, se observa cómo en el matorral las localidades están más agrupadas entre sí, siendo la comunidad más homogénea, y mostrando diferencias significativas (PERMANOVA, $p=0,003$) en

abundancia en comparación con pinar y herbazal (Fig. 8B). En el caso de la riqueza, se observan 2 localidades, tanto de herbazal, como de pinar, muy diferenciadas del resto (Fig. 8A), indicando una mayor disimilitud en estos tipos de vegetación.

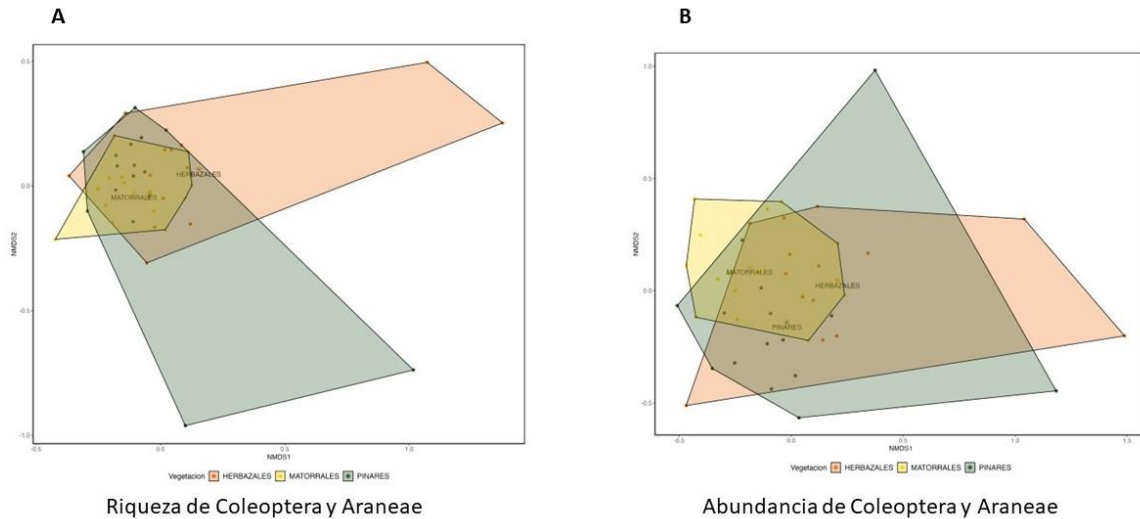


Figura 8. Análisis NMDS de riqueza (A) y abundancia (B) de Coleoptera y Araneae por tipos de vegetación. Cada punto representa una localidad. Cada polígono agrupa localidades según el tipo de vegetación: herbazal (naranja), matorral (amarillo), pinar (verde).

5.3. Efecto de variables ambientales, vegetación, y de tipo de suelo sobre la riqueza y abundancia de artrópodos edáficos.

El test de correlación de Pearson realizado muestra cómo las variables ambientales se encuentran muy correlacionadas entre sí, al igual que las de vegetación y, en menor medida, con las de suelo (ver Fig. 1, Anexo). También existen variables de distintos grupos relacionadas entre sí, el pH se encuentra correlacionado negativamente con la precipitación y con la abundancia de plantas, el hierro positivamente con la abundancia de plantas, y el sodio negativamente con la distancia a la costa y positivamente con la humedad relativa.

Según los valores de correlación Pearson, se eliminaron las variables correlacionadas $> 0,7$. En total se eliminaron 10 de las 28 variables analizadas. Se mantuvieron variables ambientales, humedad relativa y precipitación, riqueza y abundancia de plantas y 14 variables del suelo. Con estas variables se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para determinar cuáles explicaban mejor la variabilidad de nuestros datos. Se obtuvo que la variable que más contribuye a explicar el PC1 es la precipitación (57% de la variabilidad), y el PC2 es nitratos (32,3% de la variabilidad) (Fig. 9).

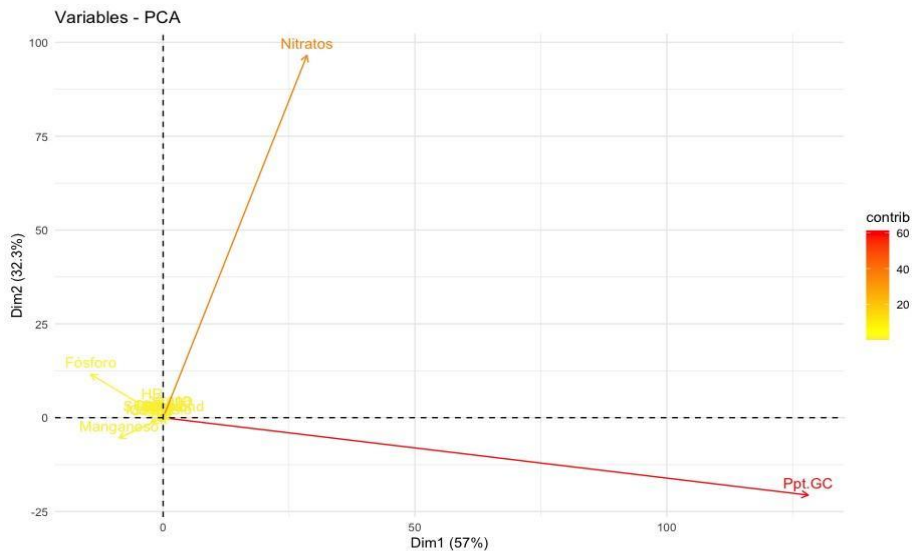


Figura 9. Análisis de Componentes Principales. La variable que más explica el PC1 son los nitratos y la que más explica PC2 es la precipitación. La leyenda de color indica la contribución de cada variable, de menor (amarillo) a mayor (rojo).

Se realizaron varios modelos lineares generalizados (GLM) para explicar la riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae, añadiendo al modelo la variable presencia/ausencia de pastoreo, además de otras variables que no estaban correlacionadas entre sí (precipitación, nitratos y tipo de vegetación). Usando la variable presencia/ausencia pastoreo no se tuvo significancia para ninguna de las variables independientes.

Es por ello que posteriormente, se analizaron la riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae en conjunto y cambiando la variable pastoreo por intensidad de pastoreo, ya que anteriormente con dicha variable se había observado un patrón y las diferencias eran significativas en varias comparaciones. Se probaron diferentes modelos combinando diferentes variables mencionadas anteriormente, siendo el modelo elegido el de menor valor de AIC. Tanto para explicar la riqueza de coleópteros y arañas como su abundancia, el mejor modelo fue el siguiente:

`glm.nb(Abundancia o Riqueza ~ intensidad de pastoreo + Nitratos + Precipitación + Vegetación)`

Para explicar la riqueza de Coleoptera y Araneae se observó que la variable nitratos fue significativa (p-valor =0,00535). En el caso de la riqueza de Coleoptera y Araneae por separado se obtuvieron resultados similares en Coleoptera, pero en Araneae ninguna variable de las incluidas en el modelo fueron significativas. En la gráfica (Fig. 2, Anexo) se observa un ejemplo de cómo responde el modelo a diferentes parámetros que se evalúan en el modelo elegido (homogeneidad de la varianza, normalidad de los residuos, colinealidad de las variables

incluidas, etc.) observándose por ejemplo cómo las variables que seleccionamos no presentan problemas de colinealidad.

Para abundancia son significativas las variables intensidad de pastoreo ($p=0,00646$), nitratos ($p=3,67e-06$) y precipitación ($p=0,03927$). Al realizar los modelos separando Coleoptera y Araneae se obtienen resultados similares.

Dada la significancia de nitratos, tanto para riqueza como para abundancia, se realizó un test de correlación de Pearson para comprobar si ambas variables se encontraban correlacionadas con intensidad de pastoreo. Se obtuvo que éstas tenían una correlación positiva entre ellas, pero ésta no era significativa.

Para precipitación se comprobó la correlación que presentaba con riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae. Para riqueza no existe correlación aparente ($p=0,686$), tampoco para los dos órdenes por separado. Para la abundancia en conjunto no es significativa ($p=0,2023$) y para Coleoptera es casi significativa ($p=0,06858$).

6. Discusión

Los resultados de este estudio mostraron que a nivel global no hay un efecto significativo del pastoreo en la riqueza y abundancia de artrópodos edáficos. La diferencia más relevante es el aumento de la abundancia de la familia Staphylinidae en zonas pastoreadas, lo cual podría relacionarse con el aumento de la especie invasora *Ocypus olens* (Müller, 1764). Esta especie no se había establecido en la isla de Gran Canaria como dominante ya que el nicho que ocupa, el de depredador de gran tamaño, estaba ocupado por la especie endémica de carábido *Broscus* sp. (Arndt 2006). Sin embargo, en la actualidad 2 especies depredadoras *Carabus coarctatus* (Brullé, 1839), especie endémica en peligro de extinción (BIOTA, 2023), y *Broscus glaber* (Brullé, 1839) que habitan en el pinar de la isla, han sufrido un notable declive (P. Oromí com. pers.), pudiendo estar relacionado con el aumento de *Ocypus olens* en la isla.

El tipo de vegetación parece que tiene una mayor influencia en Coleoptera, donde se observan cambios importantes en la abundancia de ciertas familias, en comparación con las de Araneae. Esto puede ser debido a que ciertas familias como Anthicidae y Buprestidae son esencialmente fitófagas, alimentándose de hojas, flores y polen, y por lo tanto, más ligadas a zonas con plantas herbáceas.

Al comparar las medias de riqueza y abundancia se observa que no existen diferencias significativas según la presencia/ausencia de pastoreo, salvo en la abundancia de Coleoptera en

pinares, donde es mayor en zonas pastoreadas. Por lo que esta variable no parece afectar a las comunidades edáficas de artrópodos, lo cual contrasta con estudios anteriores con grupos de artrópodos similares (van Klink *et al.*, 2014, Oyarzabal y Guimaraes, 2021), en los que se observó una disminución de la riqueza y abundancia general.

Los resultados obtenidos de los análisis NMDS muestran que las localidades no presentan grandes diferencias entre ellas, independientemente de la presencia/ausencia de pastoreo. Si tenemos en cuenta el tipo de vegetación, observamos que los matorrales presentan una mayor homogeneidad en la composición de sus comunidades de artrópodos (tanto riqueza como diversidad), siendo a su vez, más diferentes respecto a las de pinares y matorrales.

Los estudios realizados anteriormente en Canarias sobre el efecto del pastoreo en las comunidades vegetales determinan si una zona está pastoreada o no, sin tener en cuenta la intensidad de la actividad. Estos estudios concluyen que no se aprecian diferencias en las comunidades vegetales debido al pastoreo, algo similar a lo que encontramos en nuestro trabajo si comparamos presencia/ausencia de pastoreo (Arévalo *et al.*, 2007, 2011; Fernández-Lugo *et al.*, 2009, 2010).

Por el contrario, encontramos que la riqueza de Coleoptera y Araneae disminuye significativamente en herbazales a medida que aumenta la intensidad del pastoreo, de la misma manera al analizar ambos órdenes por separado. Para Araneae ocurre también en pinares. Algunos estudios hablan de una disminución en la riqueza de especies vegetales para una intensidad alta de pastoreo, pero un aumento de esta en intensidad intermedia (Herrero-Jáuregui y Oesterheld, 2017). Sin embargo, otros estudios observan una pérdida general a medida que aumenta la intensidad (Schönbach *et al.*, 2010). En nuestro caso debido a la falta de información sobre intensidad de pastoreo para algunas localidades (6 localidades en herbazales) es difícil afirmar que se deba al efecto del pastoreo. Es por ello que la inclusión de una variable cuantitativa que tenga en cuenta, no sólo si una localidad está pastoreada o no, sino su intensidad, será clave para poder determinar con mayor fiabilidad si las comunidades de artrópodos se están viendo afectadas por dicha actividad.

Nuestros resultados muestran que la variable nitratos explica en parte, la riqueza y abundancia de artrópodos edáficos. Un alto nivel de nitratos presentes en el suelo puede ser indicador de una gran actividad de microorganismos nitrificantes (Tamme *et al.*, 2010) o de una zona con pastoreo. Los excrementos de estos herbívoros aportan nitratos al suelo, en concreto la orina (Di y Cameron, 2016), que presenta nitrógeno en forma de amonio y nitrato, siendo este último

el más asimilable para las plantas (Bazely y Jefferies, 1985). Por lo cual una mayor intensidad de pastoreo podría estar correlacionado positivamente con una mayor cantidad de nitratos en el suelo. Nuestros datos muestran que estas dos variables presentan una correlación positiva, pero ésta no es significativa.

La precipitación, otra de las variables que mejor explicaban nuestro modelo, es un importante regulador de la abundancia de artrópodos (Chikoski *et al.*, 2006). En nuestros datos la abundancia de Coleoptera se encuentra correlacionada positivamente con la precipitación, siendo casi significativa, lo cual se puede relacionar con el aumento de plantas herbáceas anuales (Wang *et al.*, 2022).

El efecto del pastoreo sobre las comunidades de artrópodos edáficos no se había estudiado antes en las islas Canarias y de ahí la importancia de este estudio. Para futuros proyectos sería importante estudiar todos los órdenes de artrópodos presentes con el objetivo de llegar a una conclusión más clara, ya que para este trabajo sólo se utilizaron dos de los alrededor de 40 órdenes presentes en las parcelas de estudio. Entender cómo varía la riqueza y abundancia de especies endémicas es otro de los puntos en los que se debería profundizar más, ya que éstas podrían estar siendo desplazadas por especies introducidas más generalistas, como es el caso de *Dysdera crocata* (C. L. Koch, 1838), considerada invasora en Azores, Madeira y Canarias, la cual presenta una gran capacidad de adaptación y dispersión (Cardoso *et al.*, 2008).

La intensidad de pastoreo parece que tiene un papel importante a la hora de explicar cómo afecta esta actividad ganadera a las comunidades de artrópodos edáficos, por lo que obtener datos de esta variable para todas las localidades sería importante, ya que con las pocas obtenidas en el estudio no se puede llegar a una conclusión fundamentada.

7. Conclusiones

De los resultados obtenidos se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. La presencia/ausencia de pastoreo no afecta significativamente a la riqueza y abundancia de Coleoptera y Araneae.
2. En Coleoptera la abundancia varía según el tipo de vegetación, siendo mayor en pinar, algo que no ocurre para Araneae.
3. Se observa una correlación negativa entre la riqueza y abundancia de ambos órdenes y la intensidad del pastoreo, siendo este efecto más evidente y significativo en el caso de los herbazales.
4. La presencia de nitratos en el suelo y la precipitación juegan un papel importante para explicar las variaciones en riqueza y abundancia de las comunidades de artrópodos edáficos, por detrás de la intensidad del pastoreo.

7.1. Conclusions

From the obtained results we can conclude that:

1. The presence/absence of grazing does not significantly affect the richness and abundance of Coleoptera and Araneae.
2. The abundance of Coleoptera differs between vegetation zones, being higher in pine forests, but it is not the case in Araneae
3. There is a negative correlation between richness and abundance of both orders and grazing intensity, being the most clear and significant effect on pastures.
4. The presence of nitrates in soil and the precipitation play an important role explaining the variations richness and abundance of the edaphic arthropods' communities, just behind grazing intensity.

8. Bibliografía

- Arévalo, J. R., China, E., & Barquín, E. (2007). Pasture management under goat grazing on Canary Islands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4), 291-296.
- Arévalo, J. R., De Nascimento, L., Fernández-Palacios, J. M., Mata, J., & Bermejo, L. A. (2011). Grazing effects on species composition in different vegetation types (La Palma, Canary Islands). *Acta Oecologica*, 37(3), 230-238.
- Arndt, E. (2006). Niche Occupation by Invasive Ground-Dwelling Predator Species in Canarian Laurel Forests. *Biological Invasions*, 8, 893-902
- Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias. (2023). Recuperada fecha, de <https://www.biodiversidadcanarias.es/biota/>
- Barrientos, J. A. (2004). Curso práctico de entomología. Univ. Autònoma de Barcelona.
- Bazely, D. R. and Jefferies, R. L. (1985) Goose Faeces: A Source of Nitrogen for Plant Growth in a Grazed Salt Marsh on JSTOR. (s. f.). *Journal of Applied Ecology*, 22(3), 693-702.
- Bennett, R. J. (2001). Spiders (Araneae) and araneology in British Columbia. *Journal of the Entomological Society of British Columbia*, 98, 83-90.
- Brittain, C., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., & Potts, S. G. (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 106-115.
- Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J. C., Hallmann, C. A., Hill, M. R., Hochkirch, A., Kwak, M. L., Mammola, S., Noriega, J. A., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., De Oliveira Roque, F., . . . Samways, M. J. (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation*, 242, 108426.
- Cardoso, P., Borges, P. A. V. & Macías-Hernández, N. *Dysdera crocata* C.L. Koch, 1838. in *Invasive terrestrial flora and fauna of Macaronesia. TOP 100 in Azores, Madeira and Canaries* (ed. ed. by L. Silva, E. L. O. and J. L. R.-L.) 415–417 (2008).
- Casado, M. A., Castro, I., Ramirez-Sanz, L., Costa-Tenorio, M., De Miguel, J. M. G., & Pineda, F. D. (2004). Herbaceous plant richness and vegetation cover in Mediterranean grasslands and shrublands. *Plant Ecology*, 170(1), 83-91.
- Castagneyrol, B., Bonal, D., Damien, M., Jactel, H., Meredieu, C., Muiruri, E. W., & Barbaro, L. (2017). Bottom-up and top-down effects of tree species diversity on leaf insect herbivory. *Ecology and Evolution*, 7(10), 3520-3531.
- Chikoski, J. M., Ferguson, S. H., & Meyer, L. (2006). Effects of water addition on soil arthropods and soil characteristics in a precipitation-limited environment. *Acta Oecologica*, 30(2), 203-211.
- Chinery, M. (1997). Guía de campo de los insectos de España y de Europa. OMEGA.
- Cole, L. J., McCracken, D. I., Downie, I. S., Dennis, P., Foster, G. N., Waterhouse, T., Murphy, K., Griffin, A. L., & Kennedy, M. A. (2005). Comparing the effects of farming practices on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) assemblages of Scottish farmland. *Biodiversity and Conservation*, 14(2), 441-460.
- De Nascimento, L., Nogué, S., Naranjo-Cigala, A., Criado, C., McGlone, M., Fernández-Palacios, E., & Fernández-Palacios, J. M. (2020). Human impact and ecological changes during prehistoric settlement on the Canary Islands. *Quaternary Science Reviews*, 239, 106332.

Dennis, P. F., Young, M., & Gordon, I. J. (1998). Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology*, 23(3), 253-264.

Di, H. J., & Cameron, K. C. (2016). Inhibition of nitrification to mitigate nitrate leaching and nitrous oxide emissions in grazed grassland: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 16(5), 1401-1420.

Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., Skarpe, C., Rusch, G. M., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H. H., & Campbell, B. C. (2007). Plant trait responses to grazing - a global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313-341.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406.

Fernández-Lugo, S., De Nascimento, L., Mellado, M., & Arévalo, J. R. (2010). Grazing effects on species richness depends on scale: a 5-year study in Tenerife pastures (Canary Islands). *Plant Ecology*, 212(3), 423-432.

Fernández-Lugo, S., De Nascimento, L., Mellado, M., Bermejo, L. A., & Arévalo, J. R. (2009). Vegetation change and chemical soil composition after 4 years of goat grazing exclusion in a Canary Islands pasture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132(3-4), 276-282.

Gangoso, L., Donazar, J. A., Scholz, S., Palacios, C. J., & Hiraldo, F. (2006). Contradiction in Conservation of Island Ecosystems: Plants, Introduced Herbivores and Avian Scavengers in the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation*, 15(7), 2231-2248.

Gerlach, J., Samways, M. J., & Pryke, J. S. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 831-850.

Grace, J. B. (1999). The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 2(1), 1-28.

Habel, J. C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W. W., & Schmitt, T. (2016). Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology*, 30(4), 754-762.

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D., & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), e0185809.

Herrero-Jáuregui, C., & Oesterheld, M. (2017). Effects of grazing intensity on plant richness and diversity: a meta-analysis. *Oikos*, 127(6), 757-766.

Huntly, N. J. (1991). Herbivores and the Dynamics of Communities and Ecosystems. *Annual review of ecology and systematics*, 22(1), 477-503.

Kassambara, A. (2020). ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.6.0,

Kremen, C. and Chaplin-Kramer, R. (2007) *Insect Conservation Biology*. (s. f.). Google Books. 349-361

Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F. and Sanjayan, M. A. (1993) *Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning on JSTOR*. (s. f.). *Conservation Biology*, 7(4), 796-808.

Kurita, T. (2020). Principal Component Analysis (PCA). In: Computer Vision. Springer, Cham. *Computer Vision*, 1-4.

Liberté, E., Lambers, H., Norton, D. P., Tylianakis, J., & Huston, M. A. (2012). A long-term experimental test of the dynamic equilibrium model of species diversity. *Oecologia*, 171(2), 439-448.

Lang, A., Filser, J., & Henschel, J. R. (1999). Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 72(2), 189-199.

Leather, S. R. (2008b). *Insect Sampling in Forest Ecosystems*. John Wiley & Sons.

Lüdtke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., Makowski, D. (2021). "performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models." *Journal of Open Source Software*, 6(60), 3139.

Macías-Hernández, N., de la Cruz López, S., Roca-Cusachs, M., Oromí, P. & Arnedo, M. A (2016). A geographical distribution database of the genus *Dysdera* in the Canary Islands (Araneae, Dysderidae). *ZooKeys*, 625, 11–23 (2016).

Maestre, F. T., Eldridge, D. J., Gross, N., Bagousse-Pinguet, Y. L., Saiz, H., Gozalo, B., Ochoa, V., & Gaitán, J. J. (2022). The BIODESERT survey: assessing the impacts of grazing on the structure and functioning of global drylands. *Web Ecology*, 22(2), 75-96.

Nath, R., Singh, H., & Mukherjee, S. (2022). Insect pollinators decline: an emerging concern of Anthropocene epoch. *Journal of Apicultural Research*, 62(1), 23-38.

O'Brien, R. L. (2007). A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity*, 41(5), 673-690.

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Cáceres, M., Durand, S., Evangelista, H. B., FlitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., Lahti, L., McGlenn, D., Oullette, M. H., Ribeiro, E., Smith, T., Siter, A., Ter Braak, C. J., & Weedon, J. (2022). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4

Ortega, J. F., Santos-Guerra, A., Bacallado, J. J. (2009) *Encyclopedia of Islands*. (s. f.). Google Books. 127-130

Oyarzabal, G., & Guimarães, M. (2021). Friend and foe? The effects of grassland management on global patterns of spider diversity. *Ecological Entomology*, 46(5), 1195-1204.

Pekár, S., & Brabec, M. (2017). Generalized estimating equations: A pragmatic and flexible approach to the marginal GLM modelling of correlated data in the behavioural sciences. *Ethology*, 124(2), 86-93.

Penone, C., Allan, E., Soliveres, S., Felipe-Lucia, M. R., Gossner, M. M., Seibold, S., Simons, N. K., Schall, P., Van Der Plas, F., Manning, P. K., Manzanedo, R. D., Boch, S., Prati, D., Ammer, C., Bauhus, J., Buscot, F., Ehbrecht, M., Goldmann, K., Jung, K., . . . Fischer, M. (2018). Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. *Ecology Letters*, 22(1), 170-180.

Perelman, S. B., León, R. J., & Bussacca, J. P. (1997). Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography*, 20(4), 400-406.

Pétilion, J., Georges, A., Canard, A., & Ysnel, F. (2007). Impact of cutting and sheep grazing on ground-active spiders and carabids in intertidal salt marshes (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(2), 201-209.

R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Raven, P. H., & Wagner, D. (2021). Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2).

Ritchie, H. and Roser, M. (2013) - "Land Use". Published online at [OurWorldInData.org](https://ourworldindata.org/land-use). Retrieved from: 'https://ourworldindata.org/land-use'

- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27.
- Schönbach, P., Wan, H., Gierus, M., Bai, Y., Müller, K., Lin, L., Susenbeth, A., & Taube, F. (2010). Grassland responses to grazing: effects of grazing intensity and management system in an Inner Mongolian steppe ecosystem. *Plant and Soil*, 340(1-2), 103-115.
- Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., Linsenmair, K. E., Naus, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E. D., Vogt, J., Wöllauer, S., & Weisser, W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574(7780), 671-674.
- Sharma, H. C. (2010) Global Warming and Climate Change: Impact on Arthropod Biodiversity, Pest Management, and Food Security. In: National Symposium on Perspectives and Challenges of Integrated Pest Management for Sustainable Agriculture, 19-21 Nov 2010, Solan.
- Stork, N. E. (2018). How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annual Review of Entomology*, 63(1), 31-45.
- Tamme, T., Reinik, M., & Roasto, M. (2010). Nitrates and Nitrites in Vegetables. En Elsevier eBooks (pp. 307-321).
- van Buuren, S., Groothuis-Oudshoorn, K. (2011). "mice: Multivariate Imputation by Chained Equations in R." *Journal of Statistical Software*, 45(3), 1-67.
- Van Der Sluijs, J. P. (2020). Insect decline, an emerging global environmental risk. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 46, 39-42.
- Van Klink, R., Van Der Plas, F., Van Noordwijk, C. G. E., WallisDeVries, M. F., & Olf, H. (2014). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 90(2), 347-366.
- Venables, W. N., Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*, Fourth edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.
- Wagner, D. (2020). Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 457-480.
- Wang, X., Li, F. Y., Zhang, J., Liu, J., Wang, Y., Guo, Y., Baoyin, T., & Liu, X. (2022). Changes in plant and arthropod functional traits mediate land use and precipitation effects on grassland production. *Ecological Indicators*, 135, 108535.
- Wang, X., Yang, X., Wang, L., Chen, L., Naiping, S., Gu, J., & Xue, Y. (2018). A six-year grazing exclusion changed plant species diversity of a *Stipa breviflora* desert steppe community, northern China. *PeerJ*, 6, e4359.
- Wardle, D. A., & Bardgett, R. D. (2004). Human-induced changes in large herbivorous mammal density: the consequences for decomposers. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(3), 145-153.
- Wei, T., & Simko, V. (2021). R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix. Version 0.92.
- Wickham, H. (2016). *Data Analysis*. In: *ggplot2. Use R!*. Springer, Cham.

9. Anexo

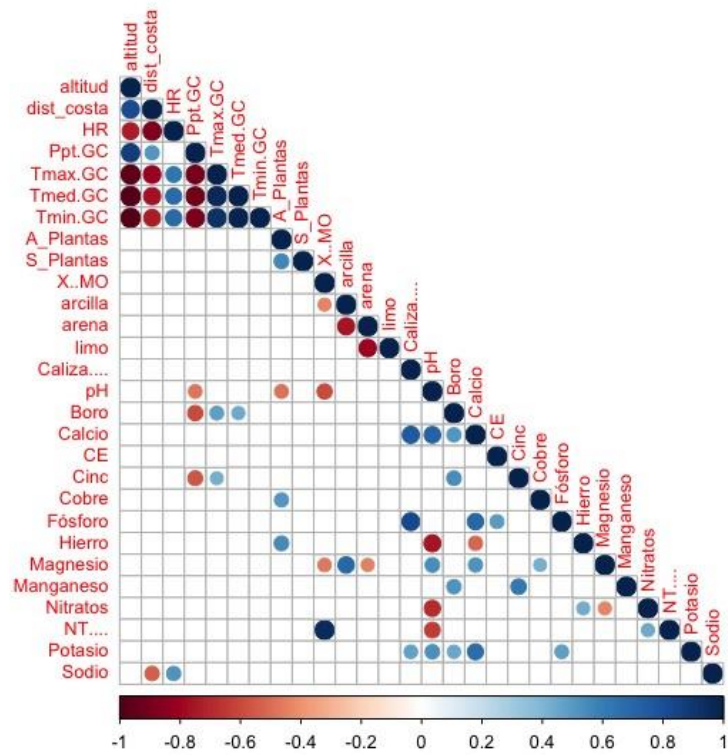


Figura 1. Análisis de correlación de Pearson ($p < 0,05$). El color y la intensidad del mismo indica cuán correlacionadas están las variables entre sí, y si lo hacen positiva (azul) o negativamente (rojo).

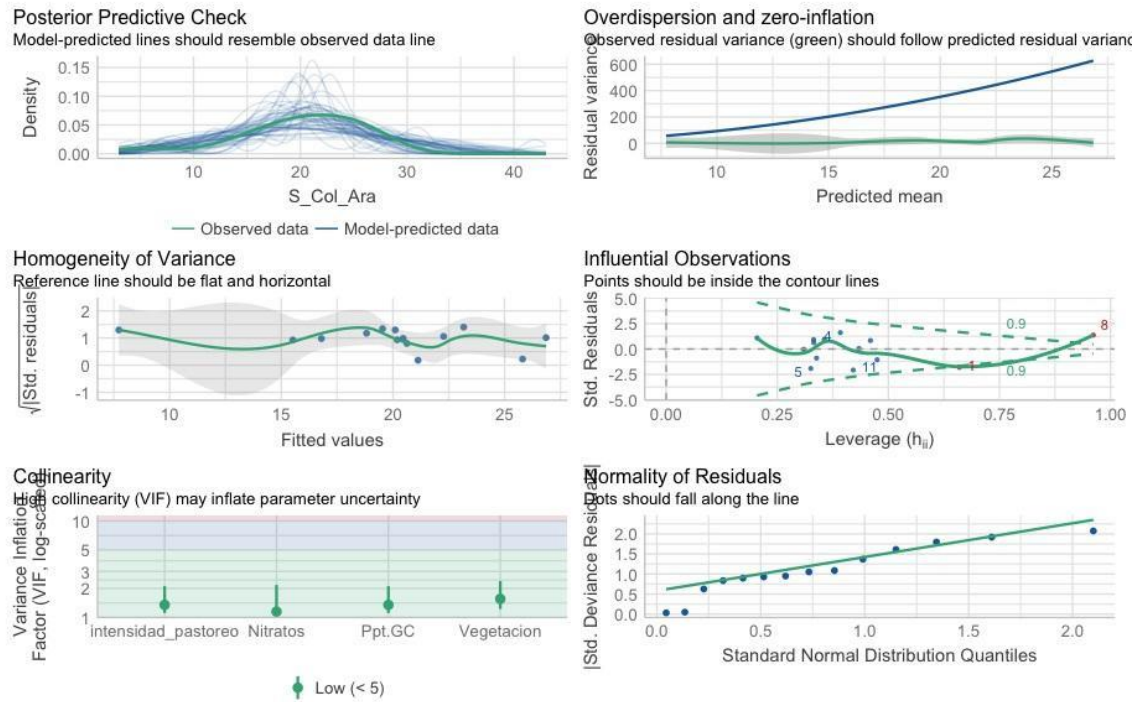


Figura 2. Análisis de respuesta del modelo elegido ante diferentes parámetros (homogeneidad de la varianza, normalidad de los residuos, colinealidad de las variables incluidas, etc.) para asegurar que no existan problemas de colinealidad entre variables.