

EFECTO DE LA GANADERÍA EXTENSIVA SOBRE DISTINTOS INDICADORES BIÓTICOS EN DOS ÁREAS DE ESTUDIO DENTRO DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA DEL ALTO BERNESGA (LEÓN)

María Barco-Antoñanzas, Ramiro Palacios-Cuesta, Gonzalo Villalba-Eguren, Inés Andreu-Escalada

Centro Vidar Soluciones Agroambientales S. L. U. C. Pepe Blanco, 2, 26005 Logroño, La Rioja

Corresponding author: maria@agrovidar.com

<https://doi.org/10.59187/revistaagroecologia.v17.93>

Resumen

El descenso del ganado manejado en sistemas extensivos tiene efectos sobre la biodiversidad, afectando a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas con una implicación directa en el avance de la matorralización. Para comprobar si el pastoreo combinado con otras prácticas como la siega mecánica, era una herramienta efectiva para el control de la vegetación y el incremento de la biodiversidad, se establecieron dos zonas de estudio en el Alto Bernesga; una en Casares de Arbas, Municipio de Villamanín, León, situada bajo los tendidos de REE y pastoreada por ganado bovino en ecológico y otra en Folledo, Municipio de Pola de Gordón, León, situada sobre el gaseoducto de ENAGAS y pastoreada con ganado equino. En ambos lugares se utilizó la misma metodología; trampas PAN para el estudio de los artrópodos y un cuadrante de 10x10m alrededor de los puntos en los que se colocaron las trampas para el estudio de la vegetación. Se observó cómo, al final de la temporada de pastoreo, en las áreas pastoreadas el sustrato herbáceo predominó sobre el sustrato arbustivo, registrándose una riqueza florística muy alta, compuesta principalmente por especies de las familias Fabaceae y Asteraceae. Por el contrario, el efecto sobre los artrópodos fue variable. La abundancia y la riqueza fueron altas, pero similares a las zonas sin ganado, evidenciando un efecto neutro del pastoreo. El orden Diptera destacó sobre los otros grupos, reflejando que los polinizadores y los detritívoros fueron los roles ecológicos principales y que su mayor abundancia podría ser indicador del pastoreo. Los resultados de los parámetros de diversidad de artrópodos estuvieron condicionados por la dominancia de los taxones florícolas adaptados al pastoreo, además de la carga ganadera, tipo de herbívoro y del gradiente altitud-clima, pudiendo influir en las redes de interacción planta-artrópodo de las zonas de estudio.

Palabras clave: artrópodos, pastoreo preventivo, riqueza florística, sustrato herbáceo.

Abstract

The decline of livestock managed under extensive systems has effects on biodiversity, impacting ecosystem structure and functioning, with a direct implication in the spread of shrub encroachment. To assess whether grazing, combined with other practices such as mechanical mowing, is an effective tool for vegetation control and biodiversity enhancement, two study areas were established in the Alto Bernesga region: one in Casares de Arbas, located under REE power lines and grazed by organically raised cattle, and another in Folledo, located above the ENAGAS gas pipeline and grazed by horses.

The same methodology was applied in both locations: PAN traps were used to study arthropods, and a 10x10 m quadrat was used to assess vegetation.

In grazed areas, herbaceous grasslands predominated over shrubs, with very high floristic richness, mainly composed of species from the Fabaceae and Asteraceae families. Conversely, the effect on arthropods was variable. Abundance and richness were high but similar to ungrazed areas, indicating a neutral effect of grazing. The order Diptera stood out among the other groups, reflecting that pollinators and detritivores were the main ecological roles and that their greater abundance could serve as an indicator of grazing.

The results of arthropod diversity parameters were influenced by the dominance of flower-associated taxa adapted to grazing, as well as livestock density, type of herbivore, and the altitude-climate gradient, which may influence plant-arthropod interaction networks in the study areas.

Keywords: arthropods, floristic richness, herbaceous stratum, preventive grazing.

Introducción

Aunque las consecuencias del cambio climático representan un peligro crítico para la persistencia de la biodiversidad, hay otros vectores que pueden ocasionar también alteraciones y que están vinculados entre sí, e influyendo de modo especial el uso que el ganado hace del espacio forestal. El pastoreo ha sido una práctica secular en los ecosistemas de la Península Ibérica que ha configurado nuestros paisajes y ha determinado el proceso evolutivo global de nuestra flora y fauna (Fernández Rebollo *et al.* 2016), teniendo gran relevancia en la alta montaña por las implicaciones directas que tiene en procesos como la matorralización (Escudero *et al.* 2012). En los últimos años, la baja rentabilidad de la ganadería extensiva y otros factores están motivando el abandono del pastoreo en muchos ecosistemas forestales, lo que provoca cambios en su estructura y funcionamiento (Fernández Rebollo *et al.* 2016).

Las dinámicas naturales de sucesión secundaria hacia el desarrollo de formaciones de matorral en las zonas situadas bajo los tendidos eléctricos o sobre los gasoductos, dificulta la realización de las labores necesarias de mantenimiento en estas áreas y el aumento de la biomasa incrementa el riesgo de incendios forestales, dificultando su extinción una vez que estos se han iniciado, hecho que tiene lugar por la existencia de una mayor cantidad de combustible disponible. Con el fin de evitar estas situaciones, la compañía ENAGÁS S.A y Red Eléctrica de España, REE (Redeia Corporación, S.A.), destinan un presupuesto cada año para el mantenimiento de las zonas afectadas por sus infraestructuras, que se lleva a cabo mediante medios mecánicos.

Con el objetivo de sustituir el desbroce mecánico en unos casos y dilatar en otros los plazos en los que se efectúan dichos desbroces, el proyecto viene utilizando el ganado como una herramienta para controlar el desarrollo de la vegetación, modificar su dinámica y promover la biodiversidad. Estas acciones se enmarcan en el ámbito de los servicios ecosistémicos proporcionados por el ganado, cuya eficiencia requiere el uso planificado del pastoreo en el área cuya vegetación se ha de controlar y la aplicación de técnicas de manejo ganadero destinadas a incrementar su impacto sobre el sustrato en el que se actúa, tales como el uso de vallados frontales y perimetrales o la colocación de puntos de agua y sal móviles.

Para demostrar cómo el ganado puede ser una herramienta clave en la gestión ecosistémica, en el año 2022 surge el proyecto Pastoreo En las Redes, desarrollado en la Reserva de la Biosfera del Alto Bernesga (León). Este proyecto está financiado por estas dos compañías; ENAGÁS S.A. y REE, y cuenta con el soporte técnico de VIDAR SOLUCIONES AGROAMBIENTALES S.L. (AGROVIDAR) que elabora el proyecto, realiza la coordinación y presta el servicio técnico. Las labores de manejo ganadero las han llevado a cabo las dos titulares de ambas explotaciones, Tamara Castañón en Folledo y Rosana Álvarez en Casares de Arbas.

Un aspecto clave del proyecto es la remuneración económica a las pastoras por los servicios que prestan, capaz de diversificar las fuentes de renta de las explotaciones ganaderas extensivas, mejorar la biodiversidad y vincular el trabajo del pastoreo a conceptos generadores de valor ambiental y social. El ahorro ocasionado por la reducción de la compra de forrajes gracias al aumento de la disponibilidad de pasto, el uso de tecnología digital y satelital para la medición del impacto del ganado y el uso de metodologías probadas para la medición de la biodiversidad diferencial entre las zonas pastoreadas y las no pastoreadas, son también logros alcanzados por dicho proyecto.

El aporte de las deyecciones animales sobre el suelo mejora su estructura incrementando su capacidad para retener agua, aportar nutrientes y aumentar su capacidad para fijar CO₂. La acción del ganado en este proyecto contribuye a reducir la huella de carbono por la sustitución de medios mecánicos accionados por combustibles fósiles por el ganado. Asimismo, se favorece la biodiversidad vegetal de comunidades de herbáceas en comparación con zonas con menor uso ganadero o abandonadas, que suelen presentar una composición menos variada (Lázaro Bello *et al.* 2006a).

El impacto del ganado sobre la vegetación puede apreciarse en la composición, estructura (Huntly, 1991) y diversidad de las especies que conforman los pastizales (Rambo & Faeth, 1999; Squires *et al.* 2021) y condiciona la biodiversidad de los artrópodos asociados a esta vegetación (Gibson *et al.* 1992), mostrando respuestas muy heterogéneas, lo que dificulta el estudio de sus dinámicas poblacionales (García *et al.* 2010a, 2010b). En el caso de los artrópodos polinizadores, los efectos sobre sus parámetros de biodiversidad pueden ser neutros, positivos o negativos y están determinados principalmente por cómo el ganado ha alterado la densidad y diversidad florística disponible (Carvell 2002; Mayer *et al.* 2006; Sjödin *et al.* 2008; Kimoto *et al.* 2013). Son numerosos los autores que han determinado que no existe un consenso claro acerca de los efectos de los herbívoros sobre los artrópodos (García *et al.* 2010a, 2010b), ya que intervienen múltiples factores en las respuestas, existiendo una brecha de conocimiento para comprender por qué surgen estos patrones y cómo afectan a otras funciones de los ecosistemas (Pellaton *et al.* 2023).

No son muy numerosos los trabajos que cuantifican el efecto real del ganado sobre la vegetación y su dinámica y sobre la fauna artrópoda, y más escasos aún, sobre el binomio ganadería extensiva-poda del matorral (Álvarez Martínez *et al.* 2015). Ante esta complejidad de variables, este estudio de Pastoreo en las Redes en el Alto Bernesga se enmarca como un avance más en la promoción de modelos de pastoreo extensivo que apoyen el desarrollo rural, contribuyan al recambio generacional, atraigan talento al sector, generen biodiversidad y sean una herramienta de gestión eficaz de la vegetación en las labores de mantenimiento de las infraestructuras energéticas y en la prevención de incendios forestales.

Material y Métodos

Área de estudio

Para el desarrollo del proyecto Pastoreo en RED se seleccionaron dos áreas de estudio en la Reserva de la Biosfera del Alto Bernesga, una en la localidad de Casares de Arbas y otra en la localidad de Folledo. En cada una de estas localidades, se seleccionaron dos tesis de ensayo: una con efecto del ganado y otra zona control sin pastoreo. En Folledo, la zona con paso del ganado se ubica sobre los gaseoductos de Enagás, y las labores de pastoreo son llevadas a cabo por 30 yeguas y un caballo de la raza Hispano-Bretón. En Casares de Arbas, la zona con efecto del ganado se ubica bajo la línea de Red Eléctrica (REE) y las labores de pastoreo son llevadas a cabo por 80 vacas de raza Asturiana de los Valles.

En relación al estado de la vegetación en el momento de la entrada del ganado en las dos zonas, estas fueron desbrozadas previamente mediante medios mecánicos en abril de 2023 con trituración de los restos vegetales, que quedaron en el campo. Antes del desbroce, las dos zonas contaban con una vegetación que, en ciertas zonas alcanzaban los 4 m (caso de *Cytisus scoparius* en el área de Casares) y el cubrimiento vegetal llegaba a ocupar más del 80% de la superficie predominando *Genista florida*, *Erica arbórea*, *Calluna vulgaris* y *Ulex Europaeus*, este, en los puntos más elevados.

En relación al manejo del ganado, las prácticas aplicadas ha sido trasterminancia en los dos rebaños. A fin de intensificar el impacto del ganado sobre las dos áreas, se colocaron puntos de agua, puntos de sal y vallados. En relación al uso de tratamientos antiparasitarios, las dos explotaciones utilizan ivermectina en dosis muy bajas y antes del inicio de la temporada de pasto. En los transectos realizados a pie no se han observado bostas lignificadas y sin descomponer, lo que indica un correcto funcionamiento de la fauna coprófaga.

Para la realización de los Estudios de Biodiversidad, en cada tratamiento (con y sin pastoreo) se definieron dos puntos de muestreo independientes, manteniendo entre ellos una distancia mínima de 100 metros, lo que da como resultado cuatro estaciones de muestreo por localidad y un total de ocho estaciones en todo el estudio. Se realizaron tres campañas de muestreo en 2023: abril, julio y octubre, coincidiendo con etapas fenológicas clave. Las fechas se eligieron según la entrada del ganado, el clima y factores biofísicos locales. Este muestreo corresponde al año 2023, con previsión de estudios futuros para evaluar el impacto del pastoreo a medio plazo de forma más representativa.

Estudio de los indicadores de impacto

Con el objetivo de monitorizar y diagnosticar el efecto de la acción del ganado sobre la biodiversidad florística y de artrópodos edáficos y voladores, se definieron dos bloques de indicadores agrupados en función del tipo de impacto: biótico y paisajístico.

Para cada uno de estos puntos de muestreo, se copiaron los datos de forma independiente y posteriormente

se agruparon según el tratamiento (presencia o ausencia de ganado) y la localidad (Folledo o Casares). Las unidades de comparación fueron las medias de los dos puntos de muestreo dentro de cada tratamiento por campaña estacional. A partir de ahí, se calcularon medias y desviaciones típicas de los parámetros principales definidos en los siguientes apartados; abundancia total, riqueza específica, diversidad (índices de Shannon-Wiener y Simpson), número de unidades florales y diversidad funcional. Este enfoque permitió construir las variables comparativas a partir de las medias de los indicadores por tratamiento y estación del año, buscando identificar patrones consistentes entre zonas con y sin pastoreo. Aunque el diseño es sencillo y exploratorio, se aplicaron análisis de varianza (ANOVA) para obtener una visión general del efecto del pastoreo como práctica extensiva sobre los ecosistemas estudiados. Las diferencias observadas se interpretaron como tendencias preliminares, útiles para orientar futuros diseños experimentales más robustos y con mayor replicación espacial y temporal.

Indicadores de impacto biótico

El análisis principal se centró en los artrópodos voladores correspondientes a los órdenes Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Coleoptera y Orthoptera. La captura de estos grupos de insectos voladores se realizó mediante las trampas de platos de colores llamadas trampas Moericke (PAN-traps). Los análisis de los indicadores de impacto biótico se realizaron para conocer los cambios en el número y diversidad de artrópodos, además del índice de diversidad funcional y los servicios ecosistémicos proporcionados por los insectos polinizadores, enemigos naturales (depredadores y parasitoides) y descomponedores de materia orgánica. Los parámetros de estudio fueron: abundancia total, entendida como el número de individuos de cada capturados por familia, abundancia relativa de cada orden de artrópodos y riqueza de especies determinada a nivel de morfoespecie y/o familia. Combinando parámetros de abundancia y riqueza se obtuvo la diversidad, utilizando el índice de Shannon-Wiener (H'). Por último, se determinó la diversidad funcional, entendida como una dimensión de la biodiversidad que permite analizar los roles o funciones de las especies, ya que incorpora características que influyen en los procesos y el funcionamiento del ecosistema (Violle *et al.* 2007). Se analizaron aquellos grupos de artrópodos que proveen innumerables servicios al ecosistema, al ser excelentes polinizadores, descomponedores, estructuradores y enriquecedores del suelo, y al ser el alimento de gran parte de los organismos vivos (Navas *et al.* 2011).

Indicadores de impacto paisajístico

Se seleccionó como unidad de registro un cuadrante permanente de 10 x 10 m alrededor de cada estación de las trampas PAN (Figura 1). Primero se identificaron por estratos las especies herbáceas, arbustivas y arbóreas para calcular así la riqueza específica de cada una de las zonas de estudio. Para la estimación de la abundancia, como la mayoría de las especies vegetales son organismos modulares se utilizó el parámetro de cobertura vegetal visual (CVV, %). A partir de los valores medios

de la CVV (%) se calcularon los índices de abundancia proporcional que determinan la diversidad de especies; el índice de Shannon-Wiener (H') y el índice de Simpson (1-D). También se registró el número de unidades florales presentes (incluyendo como unidad floral las inflorescencias simples y compuestas) dentro de un radio de 2 m centrado en cada estación de trampas PAN (Figura 1).

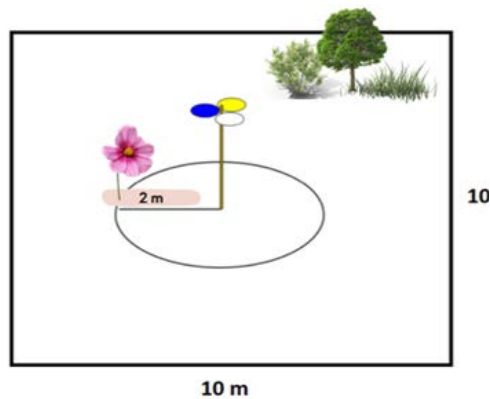


Figura 1. Unidad de muestreo para el análisis de los indicadores de impacto paisajístico.

Resultados y Discusión

Parámetros de biodiversidad vegetal

Cuando se analizan pastos de montaña, además de la influencia climático-altitudinal, se suma la complejidad de la estructura de la vegetación, la influencia de factores abióticos (Sebastià, 2004) y la gestión de las comunidades pastorales, como es la actuación y tipo de ganado, que condiciona su composición, dinámica y distribución (Cingolani *et al.* 2003; Gómez García, 2008a; Sebastià *et al.* 2008a).

En la zona con uso del ganado vacuno en Casares de Arbás y equino en Folledo, se observó a lo largo de los muestreos cómo el ganado fue capaz de controlar el

rebrote del matorral y orientar la dinámica de la vegetación hacia el predominio del sustrato herbáceo (Figura 2), siendo los efectos fueron más evidentes en la zona de Folledo. En la zona control, los % en ambos estratos fueron similares (Figura 2), ya que, al no producirse ninguna perturbación exterior sobre la vegetación, los únicos cambios inducidos son los provocados por propios factores ambientales de la zona que van modificando las proporciones de vegetación en el ecosistema.

Los valores más altos de riqueza vegetal (número de especies vegetales correspondientes a los tres estratos, herbáceo, arbustivo y arbóreo) se identificaron en las zonas pastoreadas. Estos valores alcanzaron su pico durante el muestreo realizado a principios de verano, coincidente con el periodo de máximo desarrollo vegetativo (Figura 3). Se registró un mayor número de especies y de familias botánicas de herbáceas en las zonas con paso del ganado en comparación con la zona control a lo largo de los muestreos.

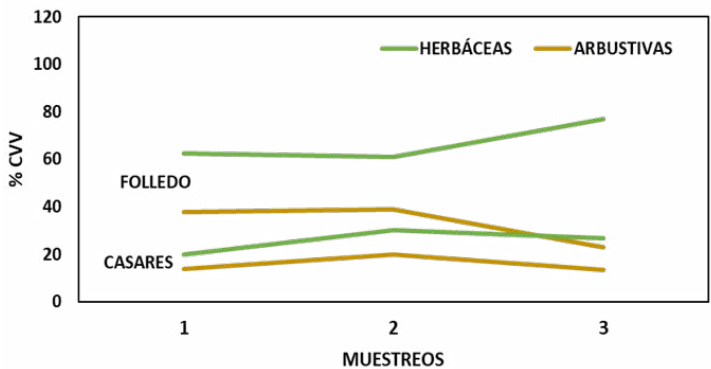


Figura 2. Indicadores de impacto paisajístico: evolución del estrato vegetal en las zonas de Folledo y Casares de Arbás a lo largo de los tres muestreos realizados. En verde, aparecen representados los % de cobertura vegetal visual (% CVV) del estrato herbáceo y en amarillo, los % de CVV del estrato arbustivo.

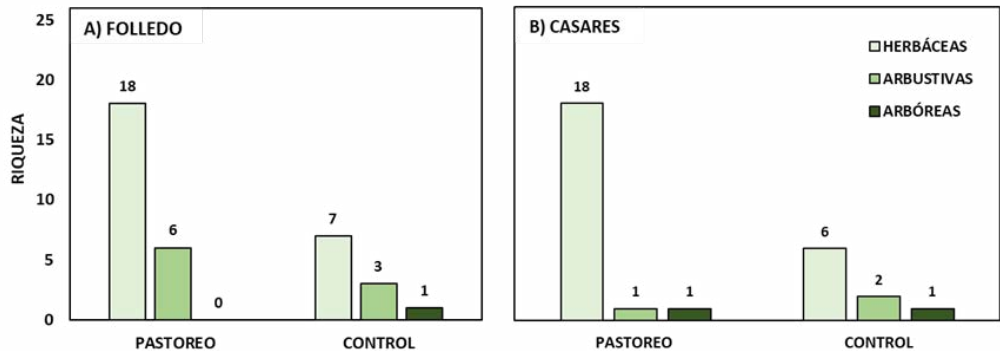


Figura 3. Indicadores de impacto paisajístico: riqueza de especies herbáceas, arbustivas y arbóreas identificadas durante el segundo muestreo (julio de 2023) en la zona con pastoreo frente a la zona control. A) Folledo. B) Casares de Arbás.

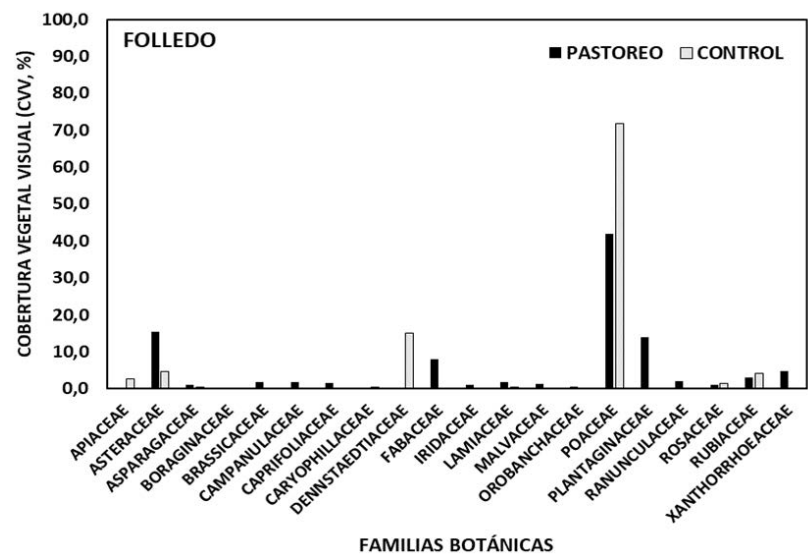


Figura 4. Indicadores de impacto paisajístico: promedio de la cobertura vegetal visual (CVV, %) de las distintas familias botánicas identificadas en los tres muestreos realizados, comparando la zona con pastoreo con la zona control. Dada la similitud de resultados obtenidos en Casares de Arbás y Follado, aparecen representados únicamente los resultados de Follado.

La familia con mayor % de cobertura vegetal visual (CVV) fue Poaceae (Figura 4). Según Fernández Rebollo *et al.* (2016) como respuesta a la intensidad de pastoreo aumentan las especies graminoides, en su mayoría con talla baja desplazando a las gramíneas perennes de gran estatura. El resto de las familias identificadas con mayor abundancia fueron Asteraceae, especies anuales de hojas estrecha y rápido crecimiento, seguido de la familia Fabaceae, aunque en todos los casos los % de CVV fueron menores del 20 % (Figura 4). Pérez-Badía *et al.* (2010) indicó que las especies compuestas y las gramíneas de amplia distribución son las que incrementan significativamente su diversidad con el pastoreo en alguna escala determinada. Algunas leguminosas de los géneros *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Vicia sp.*, *Medicago sp.* y algunas especies de compuestas como *Achillea millefolium* o *Galium verum* observadas en el estudio ya habían sido identificadas como especies muy abundantes y

características de los pastos de montaña (Gómez García, 2008a). Aunque el número de familias botánicas de herbáceas en los pastos de Casares de Arbás y de Follado, es como ya se ha señalado, alto, un gran número de ellas presentan una abundancia muy escasa (Figura 4) o están recluidas en ambientes muy singulares. Por el contrario, unas pocas especies de herbáceas presentan gran dominancia, y caracterizan los principales tipos de pasto en la zona de estudio del Alto Bernesga.

Los valores de los índices de Shannon (H') fueron muy altos durante el segundo muestreo en la zona con pastoreo, sin embargo, para el resto de los análisis en esta zona los valores fueron menores (Tabla 1). Podrían haber influido otros parámetros ambientales o, tal y como indica el índice de Simpson (Tabla 1), aunque se identificó un mayor nº de especies, la dominancia de algunas familias botánicas sobre otras pudo provocar esta respuesta. Según Lázaro Bello *et al.* (2006a) al mismo tiempo que

Tabla 1. Valores de los índices de Shannon-Wiener y de Simpson, para determinar la diversidad de la composición vegetal compuesta por especies herbáceas. Los índices fueron calculados para la zona pastoreada y zona control para cada uno de los tres muestreos realizados en Casares de Arbás y Follado.

ZONA CON PASTOREO						
CASARES DE ARBÁS	ÍNDICE DE SHANNON-WIENER			ÍNDICE DE SIMPSON		
	MUESTREO N°1	N°2	N°3	MUESTREO N°1	N°2	N°3
	1,96	2,84	2,31	0,72	0,76	0,66
FOLLEDO	1,77	2,76	1,99	0,65	0,77	0,52
ZONA CONTROL						
CASARES DE ARBÁS	ÍNDICE DE SHANNON-WIENER			ÍNDICE DE SIMPSON		
	MUESTREO N°1	N°2	N°3	MUESTREO N°1	N°2	N°3
	1,56	0,75	0,62	0,54	0,26	0,19
FOLLEDO	0,57	1,07	1,01	0,19	0,36	0,45

aumenta la diversidad florística con la presión ganadera se produce una reducción de la diversidad funcional, pues aumentan las especies redundantes con similar papel en el ecosistema.

Con estos resultados, se puede dar una primera aproximación de cómo el ganado influye sobre la dinámica de la vegetación, actuando como herramienta clave para frenar el desarrollo de los procesos de matorralización y orientando la evolución hacia el sustrato herbáceo. No obstante, debido al diseño experimental relativamente limitado en su alcance, esta aproximación inicial debe entenderse como un punto de partida. Resulta necesario plantear futuros enfoques metodológicos más amplios que permitan valorar con mayor profundidad la eficacia del pastoreo como medida de gestión ecológica.

Parámetros de biodiversidad de artrópodos

Los cambios detectados en los pastizales tras el paso del ganado tienen una influencia directa sobre la composición de la comunidad de artrópodos asociados a dicha vegetación (Gibson *et al.* 1992; Kleijn *et al.* 2001; Steffan-Dewenter *et al.* 2002, 2006; Rosa García *et al.* 2012; Rosa García & Fraser, 2019). En el análisis de la abundancia total de artrópodos, los valores obtenidos fueron variables tanto en la zona con pastoreo como en el control en ambas áreas de estudio del Alto Bernesga. Se observó un incremento exponencial durante el segundo muestreo (Figura 5) coincidente con el periodo de máxima floración, aunque a partir de aquí la tendencia fue disminuyendo (Figura 5). Es evidente que la estación del año en el que se realiza el muestreo y la intensidad del pastoreo son factores que afectan decisivamente a las respuestas observadas de los polinizadores (Carvell, 2002; Scohier & Dumont, 2012; Lázaro Bello *et al.*

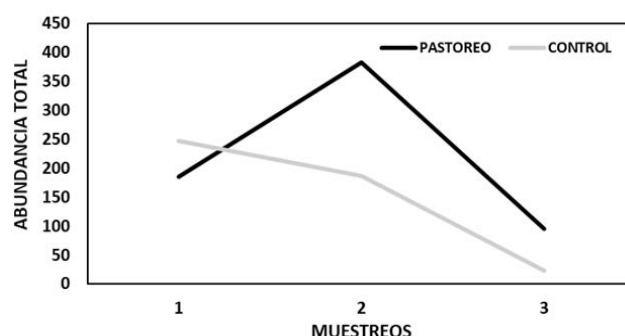


Figura 5. Valores de los índices de Shannon-Wiener y de Simpson, para determinar la diversidad de la composición vegetal compuesta por especies herbáceas. Los índices fueron calculados para la zona pastoreada y zona control para cada uno de los tres muestreos realizados en Casares de Arbás y Folledo.

2016a). Diversos estudios han mostrado que el consumo de hierba “a diente” y el corte de la vegetación para su henuficación causan disminuciones en la abundancia y diversidad de abejas (Kruess & Tschamtk, 2002; Hatfield & LeBuhn, 2007), mariposas (Wallis De Vries, F. *et al.* 2007) o sírfidos (Sjödín *et al.* 2008), aunque otros trabajos afirman que el forrajeo a intensidades intermedias puede maximizar la diversidad y abundancia de polinizadores (Kearns & Oliveras, 2009).

Al observarse porcentajes similares de abundancia relativa de las distintas órdenes de artrópodos en las zonas pastoreadas y en las zonas control durante los tres muestreos (Figura 6), se puede determinar que el efecto del ganado en las comunidades de artrópodos estudiadas

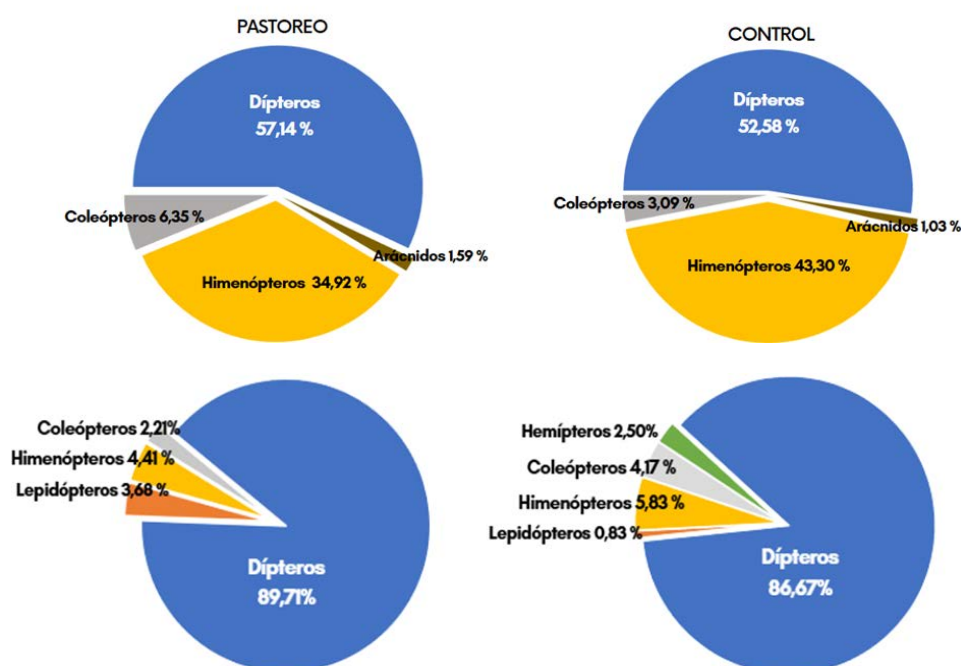


Figura 6. Abundancia relativa por órdenes de artrópodos. A) Folledo, resultados obtenidos durante el primer muestreo en la zona con pastoreo y en la zona control y B) Casares de Arbás, resultados obtenidos durante el segundo muestreo.

fue neutro. A pesar de la mayor riqueza de especies vegetales encontrada en la zona con pastoreo (Figura 3), los % de CVV de las especies gramíneas dominaron en ambas áreas de estudio (Figura 4), aspecto que pudo influir en la similitud de la composición de la comunidad de artrópodos.

A excepción del primer muestreo en el que predominaron los órdenes Díptera e Hymenoptera en porcentajes similares, en el resto de los muestreos tanto en Casares de Arbás como en Folledo, los dípteros presentaron porcentajes superiores al 70% (Figura 6), compuestos en su mayoría por moscas de las familias Muscidae, Anthomyiidae y Bibionidae. Según los análisis de biodiversidad funcional los roles ecológicos en estas zonas estaban destinados a funciones de polinización y descomposición de la materia orgánica. El pastoreo continuado en el tiempo unido a las condiciones climáticas fue modificando la composición de la comunidad de herbáceas, predominando leguminosas como *T. repens* y *T. pratense*. Estos cambios pudieron conllevar un recambio de especies y cambios en la composición de la comunidad de polinizadores, dominando unos pocos taxones. En estudios realizados en praderas intensivas, la existencia de plantas tolerantes al pisoteo como *T. repens*, favoreció la presencia de visitantes como moscas de lengua corta e himenópteros de la familia Apidae (Rakosy *et al.* 2022).

Se sabe que los artrópodos difieren en su sensibilidad ante los cambios en sus hábitats y tienen según su especie diferentes requerimientos para los mismos (Dauber *et al.* 2005). Además, existen especies de artrópodos que son más resilientes a estos factores. Estos resultados nos llevan a pensar que el orden Diptera pudo ser el más adaptado, dada su abundancia y podría constituir un buen indicador del pastoreo en la zona estudiada del Alto Bernesga. Sin embargo, la monitorización de este extenso grupo rara vez es exhaustiva. Resulta casi imposible detectar todas las especies de una zona y más aún identificarlas, por lo que los esfuerzos de muestreo deben enfocarse hacia especies o grupos de especies indicadoras que respondan rápidamente a los cambios ambientales, que puedan ser registradas fácilmente y que posean diferentes estrategias vitales y preferencias ecológicas (Kremen *et al.* 1993).

Conclusiones

El ganado se presenta como una herramienta eficaz para frenar los procesos de sucesión secundaria en espacios forestales, especialmente en áreas matorralizadas o en proceso de arborización. Las zonas pastoreadas mostraron una mayor riqueza vegetal específica y una mayor abundancia de invertebrados. No obstante, el efecto sobre la composición de las comunidades de artrópodos es neutro o dependiente de factores como la orografía, el clima o las especies vegetales presentes. El orden Diptera, por su abundancia y resiliencia, se perfila como un posible bioindicador del manejo ganadero.

Si bien la capacidad del ganado para controlar el rebrote del matorral y modificar la dinámica de la vegetación

ha quedado acreditada, es preciso señalar que, cuando la altura, densidad y vigor del matorral es elevada (coberturas superiores al 80% y alturas de más de 1,5/2 m), es necesario proceder a un desbroce mecánico previo y utilizar el ganado para mantener la cubierta con predominio del sustrato herbáceo.

La efectividad del pastoreo se incrementa mediante la elaboración de un Plan de Pastos adaptado a cada espacio, que defina la carga ganadera y las técnicas de manejo necesarias para garantizar su impacto. Entre las medidas clave están la instalación de puntos móviles de sal y agua, así como el uso de vallados que dirijan la presión del ganado sobre zonas concretas. Además, es imprescindible considerar el comportamiento y las preferencias alimenticias de cada especie ganadera, ya que influyen directamente en el tipo de vegetación afectada y en las respuestas ecosistémicas, a través del consumo "a dientes", el pisoteo y el redileo.

La continuidad del pastoreo en una zona determinada es esencial para generar hábitos en el ganado y respuestas ecológicas estables en la vegetación, lo cual resulta clave para el éxito a largo plazo de este tipo de proyectos. Asimismo, para obtener conclusiones más sólidas sobre el impacto del pastoreo en la biodiversidad, es necesario mantener el manejo ganadero en el tiempo y prolongar la investigación, permitiendo así analizar cómo varían los patrones de diversidad ante diferentes factores ambientales.

Bibliografía

- Álvarez Martínez J., Errea Abad M.P., Gómez-Villar A., Lasanta T. (2015). Restauración del paisaje de la montaña española con ganadería: Un ensayo en la Cordillera Cantábrica combinando pastoreo de caprino y poda de matorrales. Pirineos 170, e008.
- Carvell C. (2002). Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. Biol. Conserv. 103, 33–49.
- Cingolani, A.M., Cabido, M.R., Renison, D., Solís Neffa, V. (2003). Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. J. Veg. Sci. 14, 223–232.
- Dauber J. *et al.* (2005). Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. Glob. Ecol. Biogeogr. 14, 213–221.
- Escudero A. *et al.* (2012). Vulnerabilidad al cambio global en la alta montaña mediterránea. Ecosistemas 21, 63–72.
- Fernández Rebollo P., Carbonero Muñoz M., García Moreno, A. (2016). Contribución de la ganadería extensiva al mantenimiento de las funciones de los ecosistemas forestales. Cuadernos De La Sociedad Española De Ciencias Forestales, 39.
- García R., Ocharan F.J., García U., Osoro K., Celaya, R.

- (2010a). Arthropod fauna on grassland heathland associations under different grazing managements with domestic ruminants. *C. R. Biol.* 333, 226-234.
- García R., Ocharan F.J., García U., Osoro K., Celaya, R. (2010b). Ground-dwelling arthropod communities present in three types of Cantabrian (NW Spain) heath land grazed by sheep or goats. *Eur. J. Entomol.* 107, 219-227.
- Gibson C.W.D., Brown V.K., Losito L., McGavin G.C. (1992). The response of invertebrate assemblages to grazing. *Ecography* 15, 166-176.
- Gómez García D. (2008a). Métodos para el estudio de los pastos, su caracterización ecológica y valoración. In: *Pastos del Pirineo*, pp. 75-110.
- Hatfield R.G., LeBuhn G. (2007). Patch and landscape factors shape community assemblage of bumble bees (*Bombus* spp). In: *Montane Meadows*. *Biol. Conserv.* 139, 150-158.
- Huntly N. (1991). Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22, 477-503.
- Kearns C.A., Oliveras D.M. (2009). Environmental factors affecting bee diversity in urban and remote grassland plots in Boulder, Colorado. *J. Insect Cons.* 13, 655-666.
- Kimoto C., DeBano S.J., Thorp R.W. (2013). Short-term responses of native bees to livestock and implications for managing ecosystem services in grasslands. *Ecosphere* 3, 1-15.
- Kleijn D. *et al.* (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9, 243-254.
- Kremen C. *et al.* (1993). Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7, 796-808.
- Kruess A., Tscharntke T. (2002). Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106, 293-300.
- Lázaro Bello J.A. (2006a). Contribución al conocimiento de la flora vascular de los pinares de la provincia de Valladolid (España): flora vascular de interés. *Botanica Complutensis* 30, 101-104.
- Mayer C., Soka G., Picker M. (2006). The importance of monkey beetle (*Scarabaeidae: Hopliini*) pollination for Aizoaceae and Asteraceae in grazed and ungrazed areas at Paulshoek, Succulent Karoo, South Africa. *Journal of Insect Conservation* 10, 23-33.
- Navas A., Herrera M., Quiroga L., Sanabria E. (2011). Datos preliminares sobre la diversidad de artrópodos caminadores en la Quebrada de las Flores, San Juan. In: *Reunión conjunta de sociedades de biología de la República Argentina*, San Juan, pp. 119-122.
- Pellaton R. *et al.* (2023). Grazing and boundaries favour weedy plants with functional traits beneficial for pollinators. *Global Ecology and Conservation*, 48.
- Pérez-Badía R. *et al.* (2010). Pollen spectrum and risk of pollen allergy in central Spain. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine* 17, 139-151.
- Rambo J.L., Faeth S.H. (1999). Effect of vertebrate grazing on plant and insect community structure. *Conservation Biology* 13, 1047-1054.
- Rakosy D. *et al.* (2022). Intensive grazing alters the diversity, composition and structure of plant-pollinator interaction networks in Central European grasslands. *PLoS ONE* 17(3), e0263576.
- Rosa García, R., Celaya R., García U., Osoro K. (2012). Goat grazing, its interactions with other herbivores and biodiversity conservation issues. *Small Ruminant Research*, 107, Issues 2-3, 49-64.
- Rosa García R., Fraser M.D. (2019). Impact of management on foliage-dwelling arthropods and dynamics within permanent pastures. *Scientific Reports* 9, 11090.
- Schohier A., Dumont B. (2012). How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands. *Animal* 6, 1129-1138.
- Sebastià M.T. (2004). Role of topography and soils in grassland structuring at the landscapes and community scales. *Basic and Applied Ecology* 5, 331-346.
- Sebastià M.T., De Bello F., Puig L., Taull M. (2008a). Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Applied Vegetation Science* 11, 215-223.
- Sjödin N.E., Bengtsson J., Ekbom B. (2008). The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *J. App. Eco.* 45, 763-772.
- Squires V.R., Dengler J., Feng H., Hua L. (2021). *Grasslands of the World. Diversity, Management and Conservation*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Steffan-Dewenter I., Tscharntke T. (2002). Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. *Biological Conservation* 104, 275-284.
- Violle, C. *et al.* (2007). Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116, 882-892.
- Wallis De Vries F., Parkinson Arkinson A.E., Dulphy, J.P., Sayer M., Diana E. (2007). Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. *Grassland Forage Sci.* 62, 185-197.