



Trabajo Fin de Grado

Expansión del matorral y cambios en la
composición florística en pastos del Moncayo

Autora

Celia Manrique Magallón

Director

Daniel Gómez García

Escuela Politécnica Superior de Huesca

2014

ÍNDICE

Resumen.....	Pág. 3
1. Introducción.....	Pág. 4
1.1 El Parque Natural del Moncayo	Pág. 4
1.1.1. Geología y geomorfología	Pág. 5
1.1.2. Clima.....	Pág. 6
1.1.3. Vegetación.....	Pág. 6
1.2 El proceso de matorralización.....	Pág. 7
1.3 La capacidad de rebrote	Pág. 9
1.4 Justificación del estudio	Pág. 10
2. Objetivos	Pág. 11
3. Materia y métodos	Pág. 12
3.1. Área de estudio y muestreo.....	Pág. 12
3.1.1. Especies de estudio	Pág. 12
3.1.2. Seguimiento de la matorralización.....	Pág. 14
3.1.3. Seguimiento de la capacidad de rebrote.....	Pág. 20
3.2. Análisis de datos y tratamientos estadísticos	Pág. 22
4. Resultados	Pág. 23
4.1. Principales tipos de matorral	Pág. 23
4.2. Variación de la cobertura de matorral.....	Pág. 24
4.3. Evolución de la riqueza florística.....	Pág. 28
4.4. Evolución de la diversidad medida con el índice de Shannon	Pág. 34
4.5. Capacidad de rebrote.....	Pág. 37
5. Discusión	Pág. 39
6. Conclusiones.....	Pág. 43
7. Agradecimientos	Pág. 44
8. Bibliografía	Pág. 45
9. Anexos	Pág. 49
9.1 Anexo I. Medidas de las especies desbrozadas y capacidad de rebrote	Pág. 50
9.2 Anexo II: Porcentajes de matorral en cada zona, parcela y clase y estimación del porcentaje aumentado	Pág. 52
9.3 Anexo III: Fotografías matorralización.....	Pág. 54
9.4 Anexo IV: Fotografías rebrotes de las especies	Pág. 57

Resumen

En las últimas décadas la matorralización ha afectado los pastos del Parque Natural del Moncayo de forma paralela a una disminución de la actividad ganadera. La matorralización ocasiona pérdida de recursos pastorales, de biodiversidad y aumento del riesgo de incendios debido a un aumento de biomasa combustible. Estos problemas cobran una especial relevancia en los Espacios Naturales Protegidos. La velocidad y tipo de matorralización muestra diferentes pautas relacionadas con la topografía, características del suelo, gestión histórica y actual del pastoreo y características fenomorfológicas respuesta a la perturbación de las especies arbustivas más abundantes.

El objetivo de este trabajo ha sido estudiar en el P.N. del Moncayo la capacidad de rebrote de los distintos arbustos invasores, la velocidad de expansión del matorral y la posible afección a la estructura de los pastos. La metodología ha consistido en la realización de desbroces selectivos para determinar la capacidad rebrotadora de los arbustos y en el muestreo de 48 parcelas de vegetación ya establecidas y muestreadas en 2008, con el objetivo de evaluar la expansión del matorral y los cambios en la diversidad y composición florística.

Los resultados muestran una marcada capacidad de rebrote tras el desbroce de *Juniperus communis alpina*, *Juniperus sabina*, *Erinacea anthyllis*, *Cytisus oromediterraneus*, *Genista rigidissima*, *Cistus populifolius*, *Erica vagans*, *Erica arborea*, *Genista florida* y *Cytisus scoparius*. Además, se ha podido observar que tras el incendio, *Erinacea anthyllis* coloniza fácilmente por germinación de semilla, mientras que los enebros son en su mayoría incapaces de rebrotar tras el fuego.

En los cinco últimos años se ha observado una tendencia al aumento generalizado del matorral, que se ha podido estimar de hasta un 15,9% de promedio en una de las zonas, y una disminución de la diversidad tanto en número de especies (hasta una media de 5,6 especies) como en el índice de Shannon (hasta una media de 0,2) aunque sólo se han observado diferencias significativas entre algunas clases o categorías de cobertura (entre clases A y C y clases A y D).

Los resultados sugieren que la matorralización en el entorno del Moncayo debería ser combatida con actuaciones combinadas de fuego y desbroce, acompañadas de una fuerte presión de pastoreo que dificulte la recuperación de los arbustos y frene su expansión.

Palabras clave:

Matorralización, rebrotes, pastos, diversidad, riqueza florística.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 El Parque Natural del Moncayo

El macizo del Moncayo se sitúa en el extremo noreste de las sierras y depresiones que forman el sector central del Sistema Ibérico y constituye su mayor resalte con una altitud máxima de 2.315 m en el Pico de San Miguel. La vertiente occidental y el sector más norteño del macizo pertenecen a la provincia de Soria (LIC sierra del Moncayo), mientras que las vertientes meridionales y la gran fachada nororiental pertenecen a Zaragoza (Parque Natural del Moncayo) (Uribe-Echebarría & Zorrakin, 2004). El Parque Natural tiene una extensión de 9.875 ha y comprende nueve términos municipales: Añón de Moncayo, Litago, Lituenigo, San Martín de la Virgen del Moncayo, Tarazona, Trasmoz (en la Comarca de Tarazona y el Moncayo), Talamantes (Comarca del Campo de Borja), Calcena y Purujosa (Comarca del Aranda).

En 1978 fue aprobada la figura de Parque Natural de la Dehesa del Moncayo, y es en 1998 cuando son ampliados sus límites englobando toda la sierra de Moncayo y es declarado Parque del Moncayo al aprobarse el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Comarca del Moncayo. Posteriormente, ese mismo año, la **Ley 6/1998, de 19 de mayo, de Espacios Naturales Protegidos de Aragón**, lo recataloga a Parque Natural del Moncayo. (Anónimo, s.f, Plan de Uso Público del Parque Natural del Moncayo, Gobierno de Aragón).

Chacon (1989) afirma que a lo largo del tiempo, la vegetación de Moncayo ha sufrido grandes modificaciones debido a una intensa y prolongada actuación humana, sobre todo por la deforestación y el pastoreo intenso de una gran parte del territorio.

También sostiene que aunque una marcada actividad humana se remonta a la época romana (Turiaso, la actual Tarazona, como capital comarcal importante con fuerte extracción de recursos mineros y forestales en el Moncayo), las transformaciones recientes más notorias se produjeron en el siglo XIX debido a la extracción de leña para producción de carbón, lo que afectó tanto a la cubierta vegetal de los montes como a los procesos erosivos del suelo. Para frenar esto, a partir del siglo XX se realizaron las primeras reforestaciones de coníferas, lo que redujo las actividades agropecuarias y permitió una recuperación de la cubierta vegetal.

Los antecedentes de estudios de vegetación en la parte meridional de este macizo son relativamente escasos y parciales, puesto que todos se encuentran en la vertiente Norte del mismo (Rivas Goday & Madueño, 1946; Burgaz Y Col., 1983; Mendiola & Col., 1984; Burgaz & Col., 1985).



Imagen 1. Localización en Aragón del Parque Natural del Moncayo. Fuente: GEA

1.1.1 Geología y Geomorfología

El Moncayo es un macizo antiforme formado por un zócalo paleozoico (pizarras y cuarcitas) y una cobertura formada por terrenos triásicos (areniscas, cuarcitas y limolitas), jurásicos y cretácicos (en estos dos últimos predominan las rocas carbonatadas). Los materiales del paleozoico y el Trias tienen un carácter básico. Esto supone un gran contraste de vegetación y en el relieve dando lugar a un típico paisaje kárstico donde predomina la meteorización química sobre las calizas, mientras que en los materiales del paleozoico y del Trias (Buntsandstein) predominan las formas de acumulación (meteorización física). (Blazquez et al, 1989)

La geomorfología del macizo muestra la impronta glaciar, en forma de tres circos, San Miguel, San Gaudioso y Morca, excavados por los hielos cuaternarios, y sus correspondientes morrenas, y la erosión periglaciar, alomando los relieves y conformando canchales y gleras. Asimismo, existen afloramientos de edad antigua (Paleozoico) de elevada importancia (Anónimo, s.f, Plan de Uso Público del Parque Natural del Moncayo, Gobierno de Aragón).

En la vertiente sur del macizo cobran gran importancia las formaciones calizas modeladas por la erosión durante la Era Terciaria, que al ser recortadas por la red hidrográfica dan lugar a muelas, separadas por potentes cañones (Anónimo, s.f, Parque Natural del Moncayo, Red natural de Aragón), -Peñas de Herrera, Cerro Morrón, Muela de Horcajuelo y de Beratón, La Tonda y Plana de Valdeascones-, escarpes, valles profundos y cañones, y derrubios calizos. (Anónimo, s.f, Plan Uso Público del Parque Natural del Moncayo, Gobierno de Aragón).

1.1.2 Clima

El Moncayo se localiza desde el punto de vista biogeográfico en plena región mediterránea, por lo que correspondería un clima mediterráneo continentalizado; sin embargo, consigue interceptar parcialmente los frentes nubosos de origen atlántico. (Pelayo, 1998).

No obstante, el clima del Moncayo no es de carácter atlántico sino, una modalidad de clima mediterráneo originada por el fortísimo gradiente altitudinal del macizo, que permite la formación de nieblas e incluso nubes al enfriarse el aire en su ascenso por las laderas, especialmente por las de la fachada noroccidental. Ello permite el desarrollo de tipos de vegetación de carácter eurosiberiano, integrados por una flora de idéntica procedencia, en la que son minoría las plantas típicamente atlánticas, todo ello en un contexto general claramente mediterráneo, de escasas precipitaciones y prolongadas sequías, con enormes contrastes térmicos entre las frías cumbres, con menos de 5 °C de media y las cálidas llanuras de la Depresión del Ebro con más de 13 °C de media anual (Uribe-Echebarría & Zorrakin, 2004).

En cuanto a precipitaciones, en las zonas llanas del valle del Ebro, en torno a Borja o Tarazona, las medias anuales se sitúan alrededor de los 400 mm, mientras que en la base del Moncayo, en Agramonte, se alcanzan los 728 mm, llegando a superarse los 1000 mm en las cotas más elevadas por encima de los 2000 m (Pelayo, 1998).

El viento predominante es el cierzo. Se trata de un viento seco, frío y persistente que, procedente del noroeste, se canaliza a lo largo del valle del Ebro. Debido a la dirección que sigue el cierzo, en las zonas del valle del Ebro situadas al este del Moncayo, en Zaragoza capital por ejemplo, se le atribuye a esta montaña la procedencia de este viento tan característico; sin embargo, lo cierto es que el cierzo se genera por el flujo de aire que se establece por el diferencial entre presiones atmosféricas que se produce cuando existe una situación de altas presiones (anticiclón) en el Cantábrico y bajas presiones (borrasca) en el Mediterráneo (Pelayo, 1998).

1.1.3 Vegetación

Como ya se ha comentado, la especial ubicación topo-geográfica del Parque Natural del Moncayo lo convierte en uno de los más claros exponentes de los ecosistemas de montaña de transición entre el mundo mediterráneo y atlántico, condicionando la acusada variación altitudinal unos notables contrastes en las condiciones climáticas que quedan reflejadas en la transición existente de la vegetación (Martínez et al., 2012), pudiéndose apreciar especies muy diversas.

En la vertiente norte es donde existe un mayor desnivel y es por ello que los grados de vegetación se aprecian mucho mejor. Navarro (1989) explica que se pueden diferenciar seis unidades de vegetación principales agrupados en diferentes pisos de vegetación. Los carrascales (*Quercus rotundifolia*), van desde el piedemonte hasta los 800 m, encontrándose en el denominado piso mesomediterráneo. Los rebollares (*Quercus pyrenaica*) entre 900 y 1200 m, robledal (de *Quercus petraea*) entre 1000 y 1400 m y hayedos (*Fagus sylvatica*) entre 1200 y 1600 m, todos ellos en el piso supramediterráneo. Los pinares de repoblación (*Pinus*

sylvestris predominantemente) aparecen hasta los 1700 m (sustituyéndose en las zonas más altas por *Pinus unciata*) poblando el piso oromediterraneo. Por último los piornales-enebrales se extienden por encima del límite del bosque hasta 2000 m en el piso crioromediterráneo, altitud a partir de la cual ya aparecen pastizales alpinos.

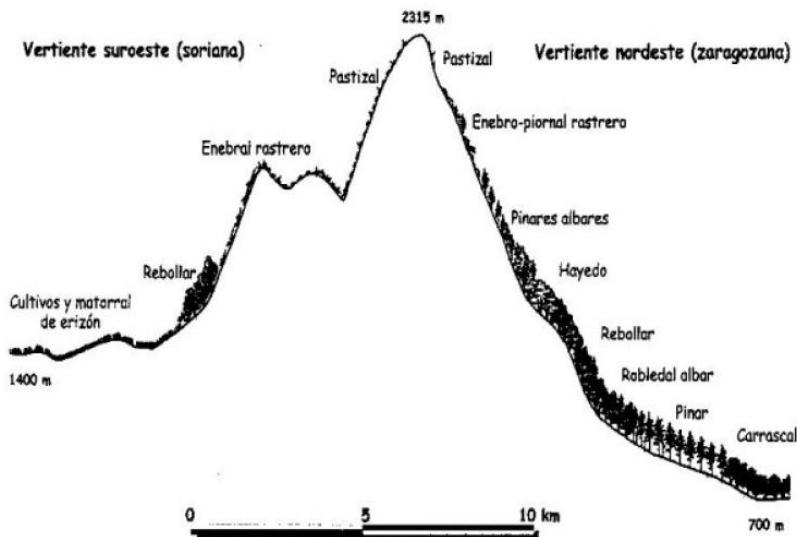


Imagen 2. Perfil de vegetación del Moncayo. Fuente: Peña et al., 2004

En cuanto a arbustos y matorrales, cuando desaparece el bosque, estos van repoblando espacios no cultivados e incluso invaden cultivos. Así ocurre en toda la parte deforestada del somontano, donde en lugares húmedos (vaguadas, acequias), en laderas y taludes, en bordes de campos y caminos, en ribazos, en cultivos abandonados, etc, se desarrolla toda una flora arbustiva, a veces con bastante densidad, sobre todo si hay un estrato arbóreo protector.(García-Amorena, 1989)

1.2 El proceso de matorralización

Se entiende por matorralización el proceso por el cual la vegetación, con predominio de plantas herbáceas resulta colonizada por arbustos y árboles de carácter autóctono debido a cambios en los factores bióticos o abióticos (Van Auken, 2000), todavía no bien conocidos y quizás diferentes en distintas latitudes e historias de uso del territorio (Archer et al., 1995). En muchos ambientes se trata de un proceso que forma parte de la denominada “sucesión vegetal” y conduce, a lo largo del tiempo, a la formación de bosques o bien de comunidades permanentes dominadas por arbustos (Braun-Blanquet, 1979). En el P.N. del Moncayo, con tradición ganadera secular, este fenómeno se ha generalizado en las últimas décadas y afecta a una gran parte de la superficie pastoral (Gómez et al., 2006).

Las causas de la matorralización de los pastizales en el mundo han sido objeto de múltiples debates. Aunque algunos autores han atribuido a menudo la matorralización en pastizales semiáridos al cambio climático, estudios más recientes han sugerido que el aumento del matorral no puede ser atribuido a un solo factor y que, en todo caso, es la confluencia e interacción de diversos factores los que intervienen en este proceso (Bahre & Shelton, 1993). En las regiones semiáridas han sido citadas como razones de este cambio, un intenso y recurrente sobrepastoreo, el cambio en la frecuencia del fuego, los cambios en la capacidad competitiva de las especies pascícolas, la propagación de las semillas por el ganado, variación en la composición iónica del sustrato, un aumento en los niveles de CO₂, y la combinación de alguno de estos factores (Van Auken, 2000).

Las características del suelo, la altitud y, por consiguiente, las condiciones climáticas, van a condicionar la entrada de matorrales de una u otra especie, que formarán el tipo de comunidad que se implanta (Álvarez, 1999).

En principio las hierbas inhiben la germinación, establecimiento y crecimiento inicial de las especies leñosas (Van Auken & Buhs, 1997). Sin embargo, la interacción parece revertir, una vez que las raíces de las plantas leñosas se sitúan por debajo de la zona de las raíces de las gramíneas, momento a partir del cual el matorral domina sobre las gramíneas (Berendse, 1981).

La matorralización de los pastos montanos y subalpinos es una de las transformaciones ecológicas más importantes que están experimentando las zonas de alta montaña como consecuencia de los cambios de uso y climáticos. Es probablemente uno de los procesos de sucesión vegetal más importantes que afectan a la estructura y funcionamiento del ecosistema (Dullinger *Et Al.* 2003; Briggs *Et Al.* 2005) reduciendo la productividad de los ecosistemas pastorales (Mcpherson & Wright 1990; Aguiar *Et Al.* 1996; Lett & Knapp 2003) así como su diversidad (Hobbs 1996; Alados *Et Al.* 2007; Price & Morgan 2008).

A escala de comunidad vegetal, el incremento del matorral influye en distintas variables morfológicas y estructurales de las plantas provocando cambios en la composición florística (Dolman y Sutherland, 1992; Ramírez et al., 2000; Peco et al., 2004). A escala de paisaje o de territorio pastoral, el aumento del matorral lleva a una disminución de la heterogeneidad y pérdida de valores estéticos y a un aumento del riesgo de incendio por acumulación de biomasa (Van Auken, 2000).

La estabilidad del pastizal se encuentra condicionada por el pastoreo adecuado. Si la carga es insuficiente o nula, el ecosistema tiende a evolucionar a fases posteriores, lo que se corresponde con la entrada de especies arbustivas (Álvarez, 1999). Respecto a la conservación del entorno natural, esto constituye un problema de primera índole para plantas, invertebrados, aves y otros grupos biológicos (Dolman and Sutherland, 1992; Fisher and Stöcklin, 1997; Niemelä and Baur, 1998), y conlleva que disminuyan también los recursos pastables para la fauna salvaje. Además, la gravedad de los efectos del fuego amenaza el ecosistema (Domenech, 2013), pues la fase de matorral es particularmente frágil por su larga duración y alta combustibilidad (Mora et al., 2014).

En cuanto a los valores ecológicos del matorral en el P.N del Moncayo, que se vuelve especialmente conspicuo en los meses de Junio y Julio coincidiendo con la floración de sus arbustos dominantes, hay que señalar el bajo interés florístico y la predisposición al incendio pero, por otra parte, no hay que olvidar su vigor en la colonización de pendientes pronunciadas con suelo pedregoso y, por tanto, su capacidad de retención y fijación de suelo. (Gómez et al., 2006)

1.3 La capacidad de rebrote en las plantas

La vegetación nativa de las regiones con clima mediterráneo es capaz de sobrevivir a diferentes perturbaciones gracias a la regeneración de los órganos perdidos en el caso de especies rebrotadoras y al importante banco de semillas depositado en el suelo que asegura la presencia de las especies en la siguiente generación (especies germinadoras) (Keeley, 1986).

Los rebrotes en la vegetación se originan como respuesta a una perturbación, desarrollándose nuevos troncos y hojas a partir de yemas, proceso que en general ocurre en primavera. Lloret (2004) comenta que este potencial regenerativo depende de las características anatómicas y fisiológicas de la propia especie, del estado de los individuos antes de la perturbación, y de las condiciones del medio. Los factores que determinan la facilidad rebrotar no están claramente definidos, observándose contradicciones entre distintos estudios realizados.

El desarrollo de las plantas es regulado mediante la dominancia apical, el cual describe la inhibición o control del crecimiento que ejerce una yema apical sobre las yemas axilares o ramificaciones laterales. Aunque unas pocas especies de árboles, naturalmente, producen troncos secundarios (Sakai et al., 1995), normalmente el crecimiento de yemas axilares se produce si el brote apical es eliminado por algún factor extrínseco (Del Tredeci, 2001).

Los estudios sobre la capacidad rebrotadora que hemos podido consultar no dejan muy claras las condiciones en que esta mejora. Algunos autores afirman que mientras las plantas son pequeñas, las de bajo crecimiento y que toleran bien la sombra tendrían mejor capacidad de rebrote que las de crecimiento rápido y demandantes de luz, porque probablemente sean dañadas con más frecuencias debido a la caída de escombros, así como a herbívoros y patógenos del sotobosque. (Gartner 1989; Clark & Clark 1991; Poorter et al. 2010). Sin embargo, los resultados obtenidos por Rei Shibata et al, (2013) fueron inconsistentes con los anteriores, ya que sugerían que las especies con hojas menos resistentes y demandantes de luz tienen mejor capacidad de rebrote y pueden retenerla hasta una mayor talla que las especies que toleran la sombra.

En el caso concreto del crecimiento de rebrotes debido a un incendio, se ha afirmado que el tamaño suele estar relacionado positivamente con la supervivencia de los individuos (Lloret & López-Soria 1993), y con el número y la biomasa de rebrotes, como se ha demostrado en *Quercus ilex*, *Arbutus unedo* y *Erica arborea* (Canadell et al. 1991; Retana et al. 1992). Sin embargo, plantas de gran tamaño pueden acumular más combustible, incrementando la intensidad del fuego y disminuyendo la capacidad rebrotadora. Plantas grandes pueden

también corresponder a individuos longevos en los que la capacidad de rebotar haya disminuido, posiblemente por agotamiento de las yemas capaces de producir nuevos brotes (Lloret, 2004).

La disponibilidad de agua es un factor determinante del rebrote, que puede llegar a ajustarse a los ritmos de precipitación (López-Soria y Castell 1992; Riba 1997) y que frecuentemente se traduce en un mayor recubrimiento en las laderas expuestas al norte que en las expuestas al sur (Pausas et. Al 1999). La disponibilidad de nutrientes juega también un importante papel (Cruz *et al.* 2002).

1.4 Justificación del estudio

El Parque Natural del Moncayo alberga gran diversidad de especies vegetales que conforman sus bosques, matorrales y pastos. Sin embargo, la importancia de los valores ecológicos de los bosques suelen estar más extendidos en la sociedad, sin tener en cuenta incremento de la diversidad general que los pastos suponen, además del interés medioambiental en relación con su capacidad colonizadora y antierosiva, su relevancia paisajística y su ventajosa posición a la hora de evaluar la diversidad genética y originalidad biológica de los ambientes montañosos (Anónimo, 1992, Diario Oficial de las Comunidades Europeas)

Conocer como se distribuyen los cambios en la vegetación (con avance de matorral y bosque) tiene un gran interés socioeconómico (potencialidad y calidad de recursos pastorales), ambiental (localización y grado de accesibilidad a los cauces de las fuentes de sedimentos, producción y calidad de las aguas de escorrentía, riesgo de incendio), y paisajístico (diversidad y grado de fragmentación del paisaje vegetal, calidad visual y atractivo turístico) (Lasenta *et al.*, 2000).

En los últimos años los pastos han experimentado una expansión del matorral coincidente con profundas modificaciones en su gestión tradicional (Giménez *et al.*, 2011). Esto es un tema a tener en cuenta en la gestión del P.N del Moncayo debido a que su expansión puede suponer la desaparición de los valores de estos pastos, por lo que es importante conocer cómo se distribuyen en el territorio las especies de matorral (o que pueden llegar a matorralizar) más influyentes por su abundancia en el parque.

Uno de los mecanismos que podría permitir la propagación del matorral en algunas especies es la capacidad de rebrote como estrategia a perturbaciones en el medio en que se encuentran, ya que la capacidad de regeneración en las especies es clave en su evolución, lo que puede influir a la hora de decidir acciones de gestión.

2. Objetivos

Este estudio cuenta con tres objetivos principales:

1. Reconocer y describir los principales tipos de formaciones matorrales.
2. Estudiar la velocidad de expansión de algunas de las formaciones matorrales y cómo afecta a la diversidad de las comunidades vegetales en los pastos del P.N del Moncayo.
3. Conocer la posible evolución de arbustos importantes en el P.N del Moncayo por su abundancia y/o su capacidad de matorralización a partir su capacidad de regeneración tras corte.

De estos objetivos principales derivan algunos objetivos específicos:

- Localizar la distribución en el P.N del Moncayo de especies consideradas importantes por su capacidad de matorralización.
- Cuantificar la expansión del matorral en las zonas de estudio.
- Cuantificar la variación de la diversidad en esas mismas zonas.
- Cuantificar la capacidad de rebrotar tras corte de las especies objeto de estudio.

3. Material y métodos

3.1- Área de estudio y muestreo

Hemos diferenciado nuestro estudio en dos partes:

1^a) La expansión de la matorralización observando la evolución de arbustos a lo largo de 5 años y medio tomando como referencia inicial los muestreos realizados a finales de 2008 para las mismas parcelas.

2^a) Observación de la capacidad de rebrote de algunas especies tras su corte.

3.1.1 Especies de estudio

Para el estudio de la matorralización de pastos en el actual territorio ganadero (términos de Añón de Moncayo, Calcena y Purujosa) hemos seleccionado los arbustos más abundantes en dicho sector y que conforman las mayores superficies matorralizadas: *Juniperus communis alpina*, *Juniperus sabina*, *Erinacea Anthillys* y *Cytisus oromediterraneus*.

Juniperus Sabina es un nanofanerófito perennifolio rastbrero de gran crecimiento a lo ancho (más que a lo alto). Se adapta bien a pendientes rocosas y soleadas sin importancia de si el suelo es silíceo o calizo. Su rango altitudinal de entre 1400 y 2500 m (en ocasiones se encuentra ya desde los 900). Tiene su floración de abril a junio y su fructificación en noviembre y diciembre.

Juniperus communis alpina es una especie común en montañas y regiones árticas del hemisferio Norte. Vive gran variedad de terrenos así como tanto en solana como umbría. En el Moncayo la extensión de esta es bastante mayor que la de *Juniperus sabina*. También se trata de un nanofanerófito rastbrero, no suele superar los 3 m de altura, y tiene un espectro altitudinal de entre 1000 y 3000 m, siendo común encontrarse otras subespecies por debajo de este. Aunque es indiferente al sustrato suele ser más habitual en los suelos silíceos.

Erinacea anthyllis es caméfita pulviniforme de ramas pinchudas cuya disposición recuerda a la de los erizos. Aunque puede llegar a tener hasta 1 m de altura es muy poco habitual verla superar los 0,4m. Normalmente aparece en laderas y crestas expuestas de montañas, y prefiere el sustrato calizo. Su rango altitudinal es de 800-2300m. De abril a junio nacen sus flores de color azulado.

Cytisus oromediterraneus se trata de un nanofanerófito perennifolio que aparece en orlas forestales, pastos y matorrales de alta montaña principalmente en suelos silíceos, colonizando suelos rocosos. Se encuentra principalmente en un rango de altitudes de entre 1300 y 2300 m aunque se han podido observar especies ya a partir de los 600. Se adapta a un clima atlántico o mediterráneo con condiciones de alta montaña. Su floración se produce en mayo y junio.

Para conocer la capacidad de rebrote, se han seleccionado, además de las mencionadas, algunas especies que no están representadas en el territorio pastoral actual pero que se extienden y matorralizan otros sectores del Parque natural, sobre todo en la parte más noroccidental. Estos arbustos son:

Genista pumila rigidissima es un caméfito pulviniforme que suele formar parte de los matorrales secos orófilos. Es endémica de la Península Ibérica, donde solo se encuentra en 6 provincias, y en Aragón es endémica de la cordillera Ibérica. Se encuentra en un rango altitudinal de entre los 900 y 1500 m y su floración se produce en mayo y junio, originando unas flores vistosas amarillas.

Cistus laurifolius es un nanofanerófito perennifolio que aparece sobre algunos suelos silíceos o calizos bien descalcificados en un rango de altitud de entre 620 y 1600 m aproximadamente. Su floración se produce normalmente en junio y julio y su fructificación de junio a septiembre

Cistus populifolius se distingue de la anterior especie por la forma acorazonada de sus hojas glabras. La floración se produce de abril a junio y su fructificación de mayo a julio. Se encuentra a una altura de entre 600 y 700 m.

Genista florida es un macrofanerófito perennifolio endémica de la mitad norte de la península, siendo escasa en el Sistema Ibérico. Por lo general se encuentra a una altura aproximada de entre los 900 y 1700 m, en ambiente de hayedo, carrascal o robledal y su floración se produce de mayo a julio.

Erica vagans se encuentra en la naturaleza como un nanofanerófito perennifolio o caméfito sufruticoso, que habita por lo general en matorrales de quejigal, pinar y hayedo en un rango altitudinal aproximado de entre 500 y 1500 m. Tiene preferencia acidófila aunque puede aparecer en suelos calizos acidificados en superficie, pues es calcícola. Su floración se produce de junio a septiembre y la fructificación de Julio a Septiembre.

Erica arborea es un arbusto muy ramoso que suele medir entre 1 y 4 m, aunque se han contemplado ejemplares de hasta 20 m. Se cría en bosques y matorrales algo frescos y húmedos, prefiriendo terrenos silíceos, desde escasos m.s.n.m. hasta 1600 m. Florece desde febrero o marzo hasta julio o agosto y fructifica desde Abril hasta Agosto.

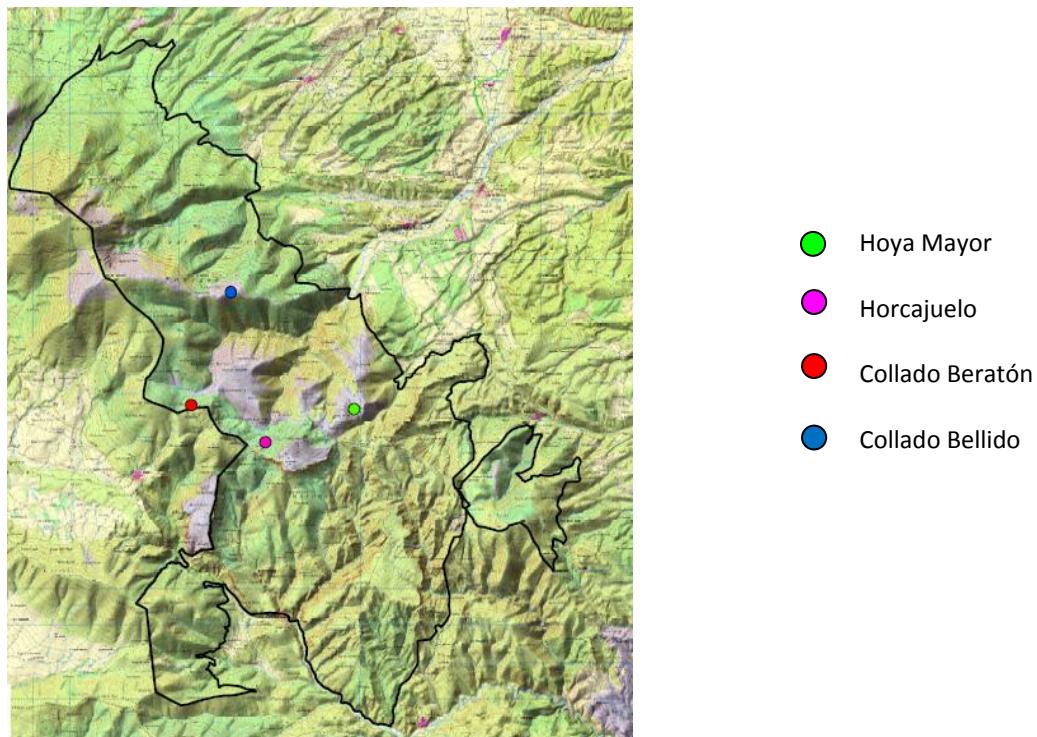
Cytisus scoparius es un arbusto muy ramificado con ramas muy flexibles. Crece en terrenos silíceos o calizos muy lavados bastante profundos acompañando normalmente a robledales pinares y hayedos desde 850 hasta 2000 m de altitud. Son también comunes en matorrales y en bordes de camino y suele formar poblaciones muy extensas.

3.1.2 - Seguimiento de la matorralización

Para comenzar se realizaron pequeñas entrevistas informales a los pastores de la zona, con larga experiencia en este sector (más de 40 años) que permiten obtener las primeras hipótesis acerca de la matorralización.

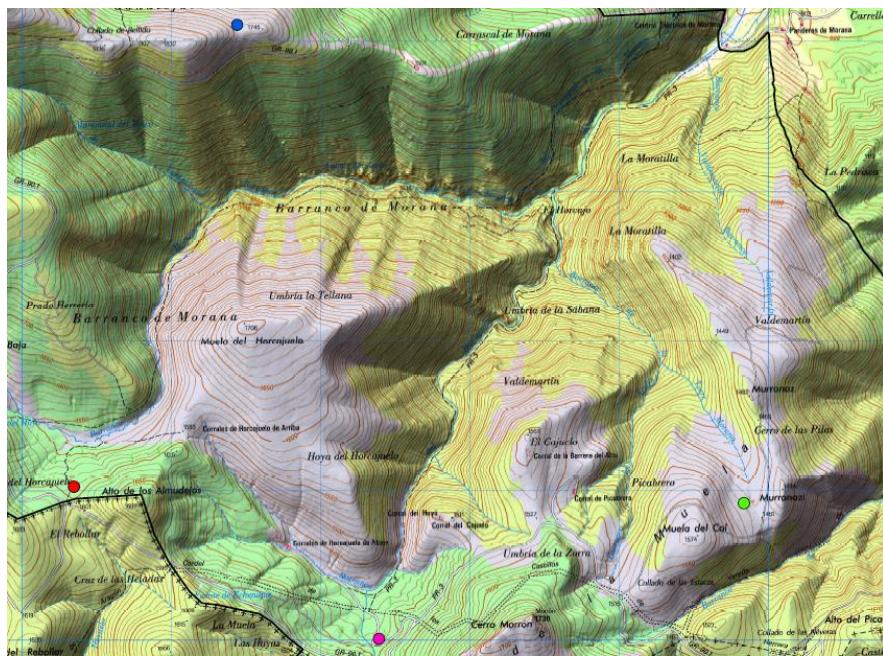
Se eligieron cuatro zonas de estudio, que comparten una similar pendiente y orientación en un rango altitudinal entre 1.450 y 1.750 m.s.n.m. distantes entre sí de 2 a 5 Km, las cuales aunque tienen apariencia similar, tienen especies dominantes de matorral diferentes. Estas zonas (Mapa 1 y 2) son:

- Hoya Mayor, a 1450 m donde predomina *Juniperus communis alpina* acompañado de *Erinacea anthyllis*.
- Horcajuelo, a 1450 m dominada por *Erinacea anthyllis*.
- Collado Bellido a 1750 m donde predomina *Cytisus oromediterraneus* acompañado (en considerable menor medida) de *Juniperus communis alpina*.
- Collado Beratón a 1600 m donde predomina *Juniperus sabina* acompañada de *Erinacea anthyllis*.



Mapa 1. Localización muestras matorralización.

Elaborado a partir de mapas MTN25 raster (IGN)



Mapa 2. Localización muestreos matorralización . Elaborado a partir de mapas MTN25 raster (IGN)

Estos muestreos se llevan a cabo en los meses de mayo y junio de 2014, llevándose a cabo el método “Point Quadrat”, misma metodología que la realizada en el año 2008, la cual consiste en realizar contactos sobre la vegetación en intervalos de 10 cm en transectos lineales de la parcela de estudio. Los contactos se realizan mediante la proyección de una aguja perpendicular al suelo o bien con otra inclinación determinada previamente (Gómez, 2008), registrando la primera especie que la aguja toca en cada contacto.

Las coordenadas de las parcelas donde se lleva a cabo el muestreo se encuentran marcadas y registradas en un GPS desde 2008 para identificar la localización exacta de estas, volviéndose a remarcar mediante estacas de madera para la realización del nuevo muestreo. El método utilizado se aplica en un total de 48 parcelas, 12 en cada una de las zonas.

Se han distinguido 4 categorías según la cobertura de matorral, estableciéndose cuatro categorías o clases: A) CM < 12,5%; B) 12,5% < CM < 33%; C) 33% < CM < 66%; y D) CM > 66%. Por tanto, de las 12 parcelas de cada zona se habilitan 3 repeticiones de cada rango de cobertura de matorral.

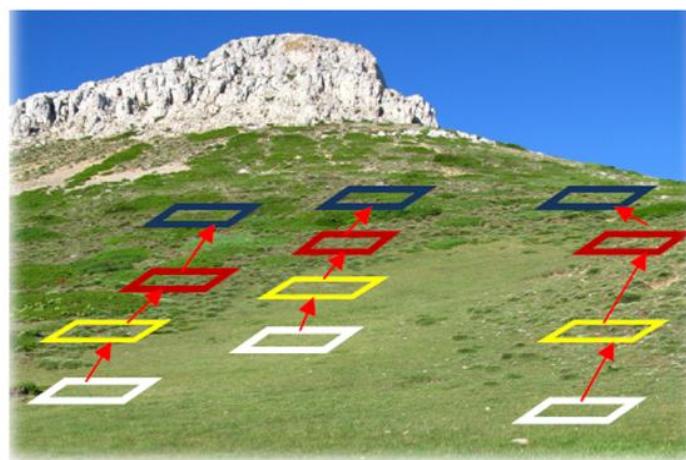


Imagen 3. Ejemplo de distribución de parcelas según la cobertura de matorral. Elaboración: Rafael Jiménez (2008)



Imagen 4. Parcela clase A.



Imagen 5. Parcela clase B.

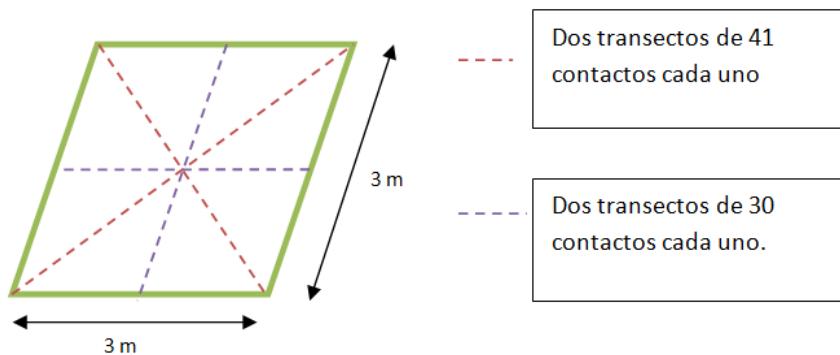


Imagen 6. Parcela clase C.



Imagen 7. Parcela clase D.

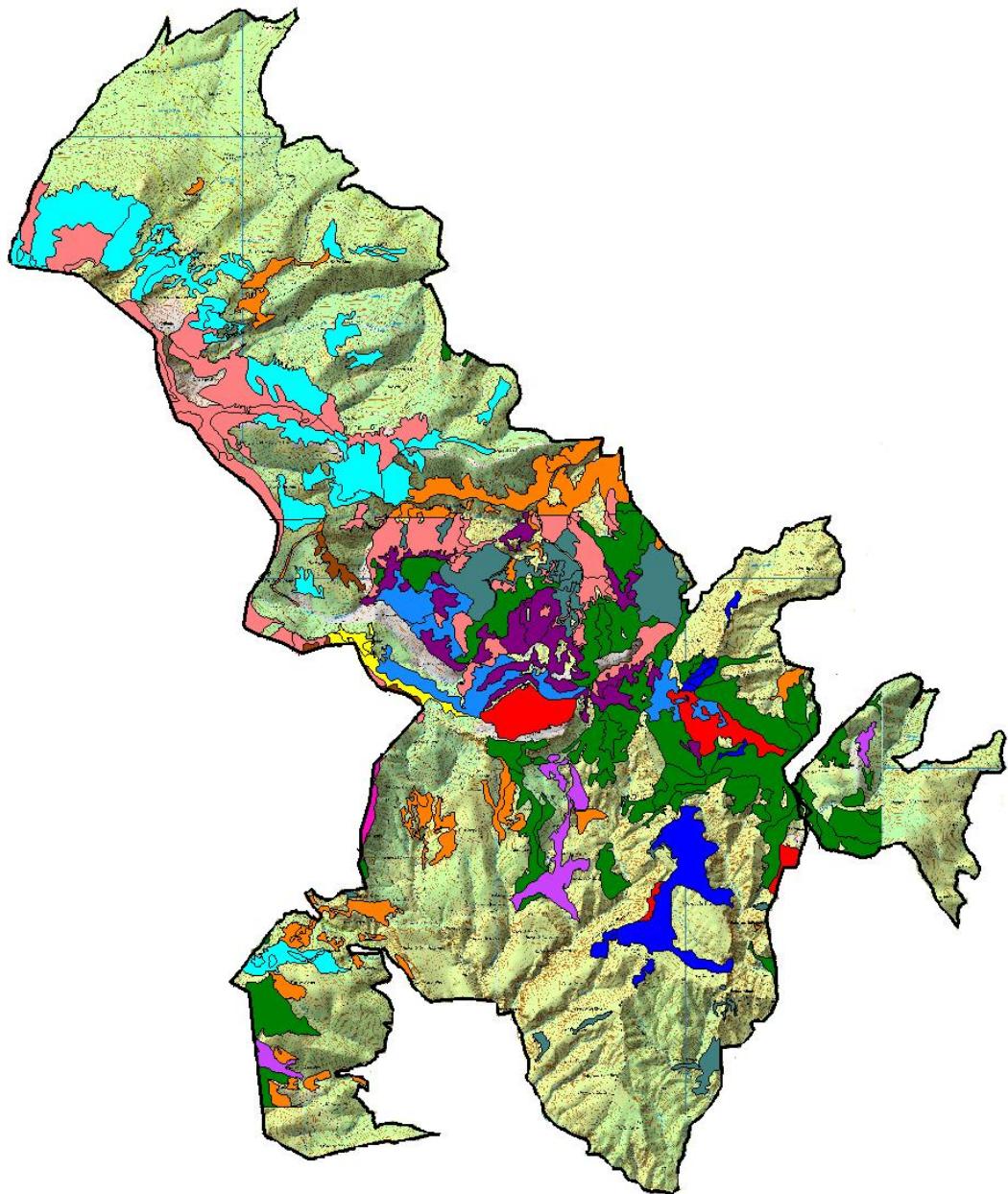
Cada una de las parcelas mide $9m^2$ ($3x3m$), y el muestreo de Point Quadrat se aplica en 4 transectos, dos sobre las diagonales y dos sobre las medianas, muestreando los contactos cada 10 cm, lo que totaliza 144 contactos en cada parcela. Además, se anotan las especies presentes en cada parcela, hayan sido o no contactadas con el fin de conocer el número de especies distintas que aparecen y los cambios en la composición florística respecto al primer muestreo.



Para la identificación de las especies no conocidas previamente se utilizan las Claves Ilustradas de la Flora del Moncayo (Uribe-Echebarría, 2004), así como la lista de especies identificadas en el muestreo que se realizó en el año 2008 con el objeto de facilitar la identificación de especies que no hayan variado en el tiempo hasta mediados de 2014.

Tras la recopilación de los resultados obtenidos en los muestreos de 2008 y 2014 se procede al análisis estadístico de los datos, comparando entre años, zonas y categorías.

Se ha realizado además un mapa de algunos de los matorrales considerados importantes por su abundancia en el Parque Natural del Moncayo, que se ha elaborado en programas SIG a partir de mapas MTN25 raster obtenidos del Instituto Geográfico Nacional y mapas y bases de datos de la vegetación de las hojas 352_1 y 352_3 pertenecientes a V. Sanz y J. Peralta (2005-2006).



**Elaborado a partir de mapas MTN25 raster (IGN) y mapas de vegetación para hojas 352_1 y 352_3
V.Sanz & J.Peralta (2005-2006)**

Leyenda:

[Green square]	<i>Erinacea anthyllis</i>	[Blue square]	<i>Erinacea anthyllis +</i> <i>Juniperus communis alpina +</i> <i>Genista pumila rigidissima</i>
[Pink square]	<i>Juniperus communis alpina</i>	[Magenta square]	<i>Erinacea anthyllis +</i> <i>Juniperus sabina</i>
[Dark Blue square]	<i>Genista pumila rigidissima</i>	[Yellow square]	<i>Erinacea anthyllis +</i> <i>Juniperus communis alpina +</i> <i>Juniperus sabina</i>
[Orange square]	<i>Cytisus scoparius</i>	[Teal square]	<i>Juniperus communis alpina +</i> <i>Cytisus scoparius</i>
[Cyan square]	<i>Cytisus oromediterraneus</i>	[Brown square]	<i>Juniperus communis alpina +</i> <i>Cytisus oromediterraneus</i>
[Purple square]	<i>Erinacea anthyllis +</i> <i>Juniperus communis alpina</i>		
[Red square]	<i>Erinacea anthyllis +</i> <i>Genista pumila rigidissima</i>		
[Magenta square]	<i>Erinacea anthyllis +</i> <i>Cytisus scoparius</i>		

3.1.3- Seguimiento de la capacidad de rebrote

Para estimar la capacidad de rebrote se han delimitado diferentes parcelas de variados tamaños (entre 3m² y 15 m²) del Parque Natural del Moncayo en dos zonas de diferenciadas características, una de ellas con predominio de vegetación mediterránea y la otra, en el sector noroccidental, con mayor presencia de vegetación atlántica y eurosiberiana.

Previamente a la actuación sobre el matorral era preceptiva la solicitud de las autorizaciones correspondientes a la dirección del Espacio protegido y una reunión previa con el director y otros responsables del Parque Natural para concretar las zonas y especies de interés. Tras obtener el consentimiento y apoyo y mediante la supervisión y ayuda de los APN, en el mes de marzo se realizaron en estas zonas el marcaje con lana de colores de 11 especies de arbustos, seleccionados por su abundancia en el parque y su capacidad para matorralizar. Estas especies han sido medidas previamente en altura, diámetro máximo y diámetro perpendicular máximo (Anexo I) con la intención de conocer si el tamaño del individuo condiciona la capacidad de rebrote. Asimismo registran sus coordenadas UTM mediante un GPS para conocer su situación exacta y como apoyo para poder localizarlas para su posterior desbroce.

La zona influenciada por el clima mediterráneo se sitúa en el extremo Sureste del Moncayo. En este ambiente se ha estudiado la capacidad de rebrote tras corte de las especies *Juniperus communis alpina*, *Juniperus sabina*, *Erinacea anthyllis*, *Genista pumila rigidissima* y *Cytisus oromediterraneus*.

Las parcelas de estudio de esta zona se caracterizan por tener un porcentaje alto de arbustos y herbáceas, mientras que el porcentaje arbóreo es muy bajo e incluso a veces nulo.

La segunda zona se localiza en el extremo Noroeste del parque entre 970 y 1020 m.s.n.m, en una zona más antropizada y visitada por turistas (ya no se encuentran zonas de pasto, sino de bosque), sin embargo la abundancia en esta zona de las especies estudiadas puede ser importante para la gestión del parque, siendo estas *Cistus laurifolius*, *Cistus populifolius*, *Erica vagans*, *Erica arborea*, *Genista florida*, y *Cytisus scoparius*.

En estas zonas, aunque sigue predominando el alto porcentaje de arbustos y herbáceas, el porcentaje arbóreo también suele ser importante en la mayoría de las parcelas.

En la primera quincena del mes de abril se realizaron los desbroces (mediante la ayuda de los APN) mediante una desbrozadora mecánica y tijeras, utilizándolas dependiendo de la dureza y el tamaño de los arbustos escogidos. Tras ello se han utilizado estacas de madera y metal numeradas para localizar visualmente de forma rápida el lugar donde se ha realizado el desbroce de cada una.



Imagen 8. Desbroce de *Erinacea anthyllis*



Imagen 9. Desbroce de *Juniperus sabina*

Transcurridos tres meses desde la fecha de los desbroces comenzaron las observaciones periódicas de los matorrales tratados para averiguar si estas especies tienen la capacidad de rebotar después de su desbroce (Anexo I).

3.2- Análisis de datos y tratamientos estadísticos

Para analizar los resultados de la evolución de la matorralización y composición florística nos centramos en el estudio y comparación con resultados anteriores de los parámetros, calculados mediante tablas Excel:

- % de cobertura de matorral (datos en Anexo II).
- Riqueza (número de especies = S).
- Diversidad (Índice de Shannon-Weaver)

$$H = - \sum (p_i) * \ln (p_i)$$

Tras obtener estos resultados, se analizan en relación con los años de muestreo, las zonas muestreadas y las categorías de matorral establecidas mediante el programa estadístico *R commander*, que nos permite conocer si existen diferencias significativas entre estas variables.

En el caso del estudio de los rebrotes se estudia si existe capacidad de rebrote tras el desbroce mecánico de las 11 especies estudiadas, y en ese caso se establece de forma cuantitativa si la capacidad es alta o no (% de capacidad de rebrote).

4.Resultados

4.1.- Principales tipos de matorral

Los matorrales predominantes en el P.N del Moncayo son de *Erinacea Anthyllis*, *Juniperus communis alpina*, y *Cytisus oromediterraneus* (fotografías en Anexo III).

- *Erinacea anthyllis* (800-2300 m): domina en el centro y suroeste del P.N. Además de aparecer en gran parte de este territorio como matorral predominante en solitario, es una de las especies que más aparece combinándose con otras especies de matorral, sobre todo con *Juniperus communis alpina* y con *Genista pumila rigidissima*.
- *Juniperus communis alpina* (1000-3000 m): se encuentra en la zona noreste en cuyas localizaciones aparece dominando en solitario, y en la zona centro donde aparece también dominando junto con otras especies (tras *Erinacea anthyllis*, es la que más aparece junto a otras).
- *Cytisus oromediterraneus* (1300-2300 m): es la especie que junto con *Juniperus communis alpina* domina en la parte noreste, aunque no lo hacen de forma conjunta sino en zonas diferenciadas. Al igual que las otras especies mencionadas también se encuentra en la parte central apareciendo a tanto sola como acompañada (aunque no aparece combinada con tantas especies matorrales como las anteriores).

Otras especies de matorral abundantes que siguen a las tres anteriores son *Genista pumila rigidissima* y *Cytisus scoparius*.

- *Genista pumila rigidissima* (800-1700 m): aparece en el centro sur donde suele estar acompañada de *Erinacea anthyllis* (sur de Cerro Morrón y alrededores de las peñas de Herrera), y en ocasiones de *Erinacea anthyllis* y *Juniperus communis alpina* (proximidades de la muela de Horcajuelo y Cerro Morrón). También aparece al suroeste dominando en solitario.
- *Cytisus scoparius* (850-2000 m): se encuentra distribuida por todo el parque, normalmente predominando en solitario, pero también combinada con *Juniperus communis alpina* en el centro (Valdemartín y alrededores), y con *Erinacea anthyllis* en el sur (en torno a la Peña del Tolmo de la Cina)

Aparece además la especie *Juniperus sabina* al este de la mitad sur, pero siempre dominando junto a otras especies (*Erinacea anthyllis* y *Juniperus communis alpina*).

4.2.- Variación de la cobertura de matorral: (datos en anexo II)

Como se puede apreciar en los gráficos siguientes, la tendencia general del matorral ha sido a su expansión salvo en determinadas parcelas: 2C y 3C de Hoya Mayor, 3B, 1C y 2D de Horcajuelo, y 3A y 3 B de Beratón.

La mayor expansión se ha producido en Bellido mientras que en Hoya Mayor y Horcajuelo el aumento es menor, expandiéndose escasamente en las parcelas de las clases A, B y C.

HOYA MAYOR	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	4,00	1,00	8,45	1,86	<0,05
B	31,00	6,08	34,5	6,14	0,521
C	45,33	8,50	42,25	0,18	0,799
D	79,33	3,21	93,42	6,15	<0,05
Total	39,92	28,76	44,66	33,27	0,712

Tabla 1. Valores medios de cobertura de matorral en Hoya Mayor y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

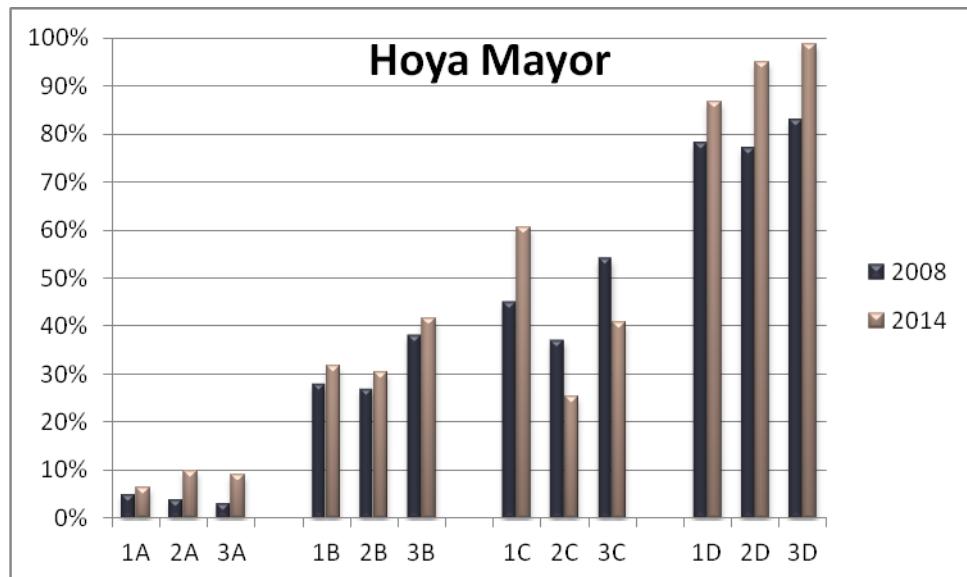


Gráfico 1. Cobertura Matorral en parcelas de Hoya Mayor

Los resultados por zonas, muestran en La Hoya Mayor (predominancia de *Juniperus communis alpina* junto con *Erinacea anthyllis*) un aumento de cobertura matorral no significativo (refiriéndonos en todos los casos a un nivel de significación superior al 95%). Sin embargo, el análisis individual de las categorías sí que muestra un aumento significativo en las categorías A y D.

La categoría C (aunque sin diferencias significativas) es la única en que aparecen parcelas que tienden a disminuir el matorral.

HORCAJUELO	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	4,22	1,41	8,69	4,69	0,19
B	21,13	1,86	25,12	9,19	0,502
C	38,50	2,93	38,26	4,00	0,939
D	59,62	12,53	73,24	20,57	0,383
Total	33,16	21,72	36,33	26,73	0,76

Tabla 2. Valores medios de cobertura de matorral en Horcajuelo y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

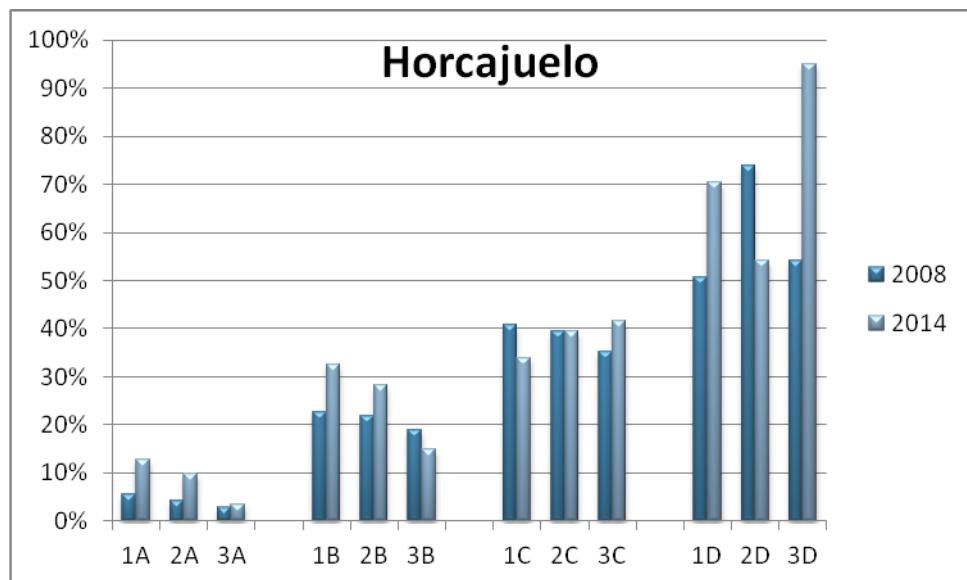


Gráfico 2. Cobertura Matorral en parcelas de Horcajuelo

En el barranco de Horcajuelo (predominancia de *Erinacea anthyllis*), aunque no aparecen diferencias significativas de ningún tipo, en la mayor parte de las parcelas los resultados sugieren un aumento de matorral. La tendencia es menos clara siendo la zona en la que más excepciones aparecen: se aprecian disminuciones de matorral para distintas categorías (3B, 1C, 2C y 3D), que en la mayoría de las ocasiones no corresponden a un porcentaje muy elevado (inferiores a un 10%) excepto la parcela 2D, donde la disminución del matorral corresponde a un 20%.

BELLIDO	2008		2014		$Pr(>F)$
	Media	Dt	Media	Dt	
A	4,93	1,86	9,86	2,82	0,0648
B	16,20	3,52	32,63	16,90	0,175
C	44,84	3,48	79,11	8,49	<0,01
D	80,98	5,50	89,20	7,85	0,212
Total	39,56	30,71	52,70	35,24	0,353

Tabla 3. Valores medios de cobertura de matorral en el collado Bellido y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

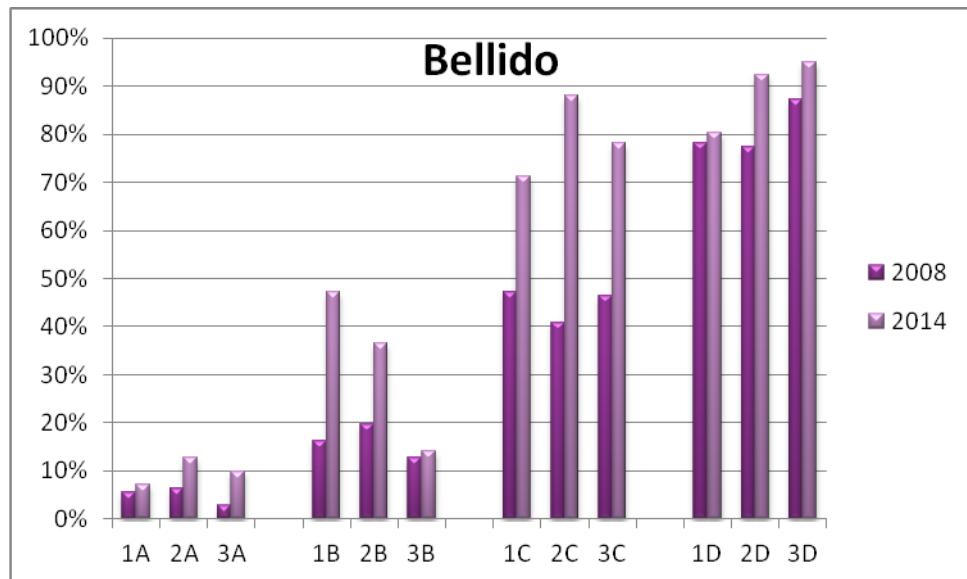


Gráfico 3. Cobertura Matorral en parcelas de Bellido

En el collado Bellido (*Cytisus oromediterraneus* acompañado de *Juniperus communis alpina*) la tendencia al crecimiento aparece en todas las categorías parcelas, aunque el aumento solo es significativo en la categoría C.

BERATÓN	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	4,93	1,86	9,62	4,79	0,189
B	23,71	6,84	25,82	13,22	0,818
C	56,10	8,69	71,13	5,50	0,0647
D	79,11	22,30	90,38	7,40	0,453
Total	44,43	30,82	49,24	39,94	0,731

Tabla 4. Valores medios de cobertura de matorral en collado Beratón y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

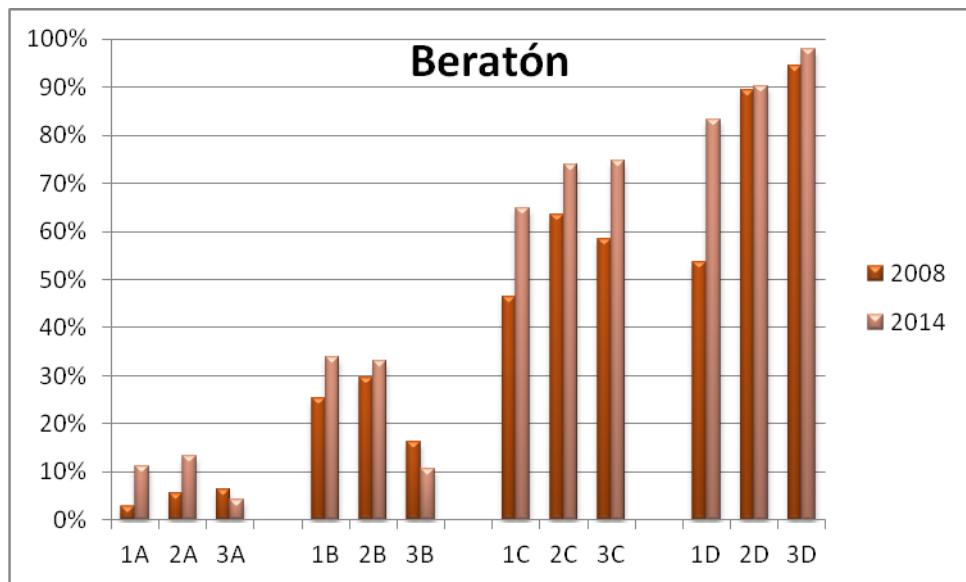


Gráfico 4. Cobertura Matorral en parcelas de Beratón.

Por último, en Beratón (*Predominio de Juniperus sabina con Erinacea anthyllis*), a excepción de dos parcelas (3A y 3B) en que existe disminución de matorral, la tendencia es al aumento aunque en ninguno de los casos es significativo.

4.3- Evolución de la riqueza florística:

Los resultados muestran una tendencia a la disminución de la riqueza en casi la totalidad de las zonas y categorías con respecto a 2008:

HOYA MAYOR	2008		2014		$Pr(>F)$
	Media	Dt	Media	Dt	
A	35,33	2,31	26,00	5,00	<0,05
B	31,67	4,16	27,66	2,31	0,213
C	29,00	1,00	26,33	2,31	0,14
D	20,67	2,31	14,00	8,00	0,238
Total	29,16	6,09	23,50	7,17	<0,05

Tabla 5. Valores medios de riqueza en Hoya Mayor y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

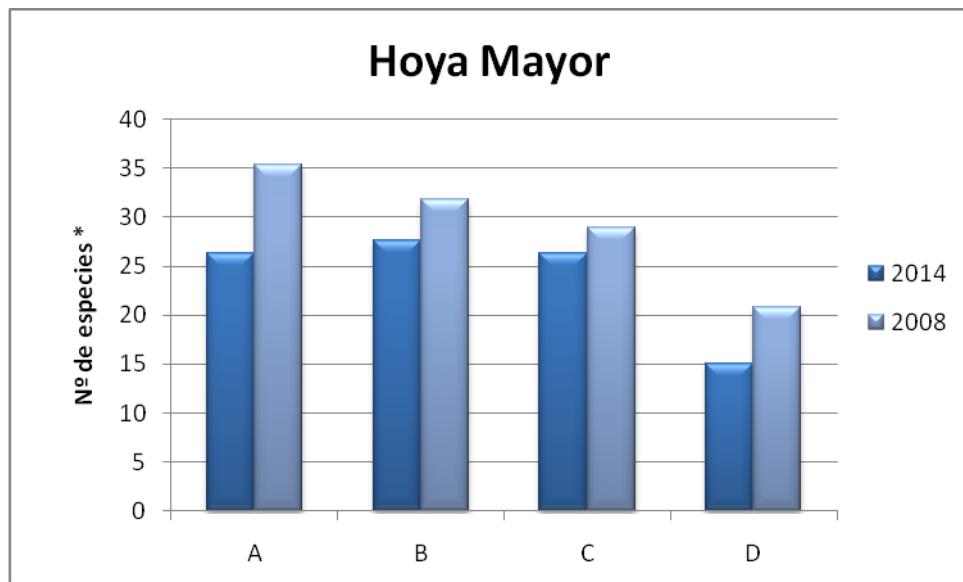


Gráfico 6. Riqueza de Hoya Mayor en 2008 y 2014.

La Hoya Mayor es la única zona donde podemos afirmar que existe una disminución de riqueza ya que es la única donde se muestran diferencias significativas, aunque el análisis por categorías indica que estas solo aparecen en la categoría A.

HORCAJUELO	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	27,33	2,89	27,33	3,79	1
B	23,33	1,15	24,33	3,51	0,664
C	25,33	2,52	23,66	1,53	0,382
D	22,33	4,93	21,33	1,15	0,75
Total	24,58	3,37	24,16	3,24	0,761

Tabla 6. Valores medios de riqueza en Horcajuelo y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

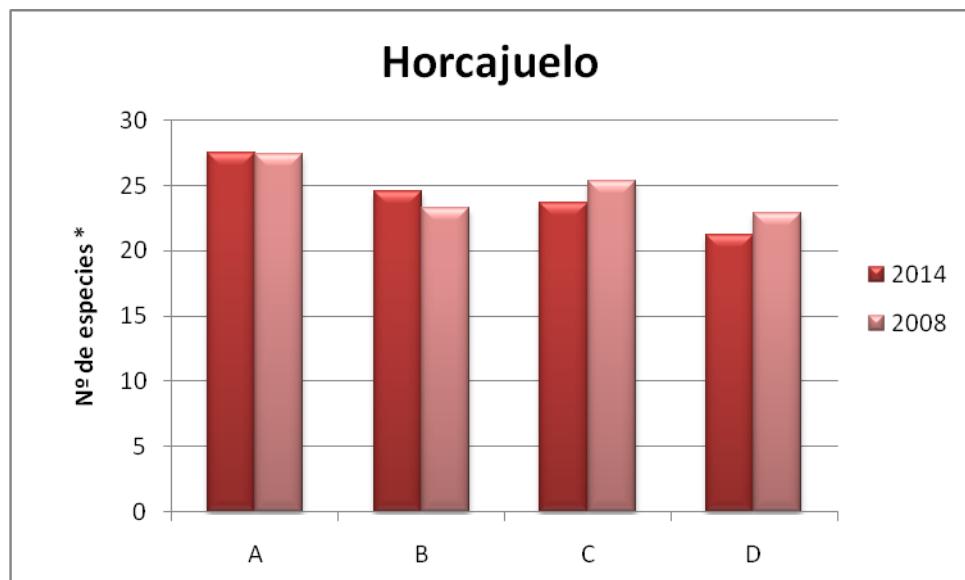


Gráfico 7. Riqueza de Horcajuelo en 2008 y 2014.

En el barranco de Horcajuelo no existen diferencias significativas de ningún tipo, pero los resultados sugieren que la disminución de la riqueza es inferior que en el resto de zonas (llegando a haber hasta un pequeño aumento en las parcelas con categoría B).

BELLIDO	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	24,00	2,65	21,00	1,73	0,176
B	18,00	6,56	17,00	6,00	0,855
C	23,00	6,56	12,67	3,21	0,0704
D	13,00	7,55	5,33	2,08	0,165
Total	19,50	6,95	14,00	6,82	0,0632

Tabla 7. Valores medios de riqueza en collado Bellido y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

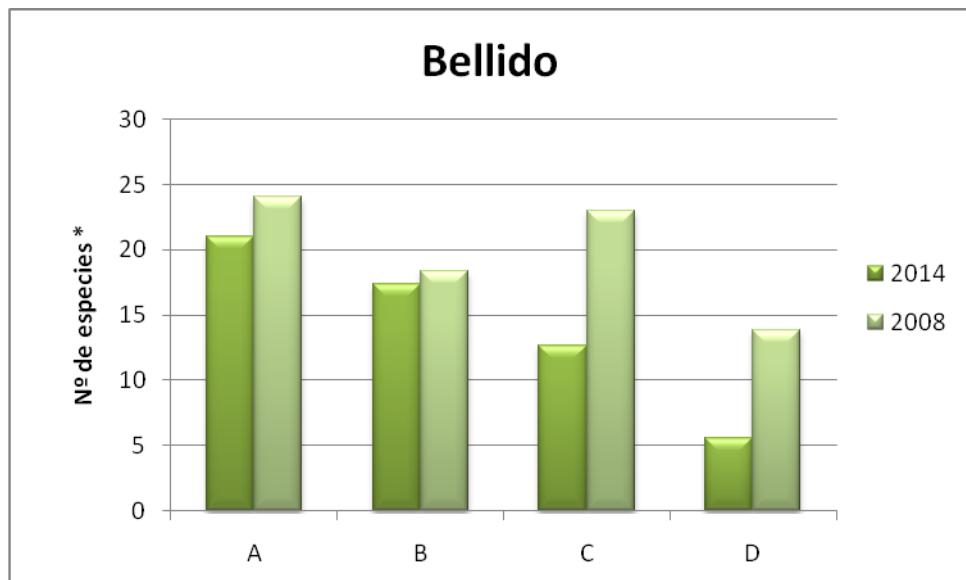


Gráfico 8. Riqueza de Bellido en 2008 y 2014.

Todas las categorías del collado Bellido muestran un aumento, aunque ninguno es significativo.

BERATÓN	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	35,00	2,00	29,67	2,31	<0,05
B	28,67	1,53	25,67	4,73	0,355
C	32,00	5,29	27,66	3,06	0,287
D	21,33	3,06	13,67	2,08	<0,05
Total	29,25	6,02	24,17	7,06	0,0708

Tabla 8. Valores medios de riqueza en collado Beratón y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

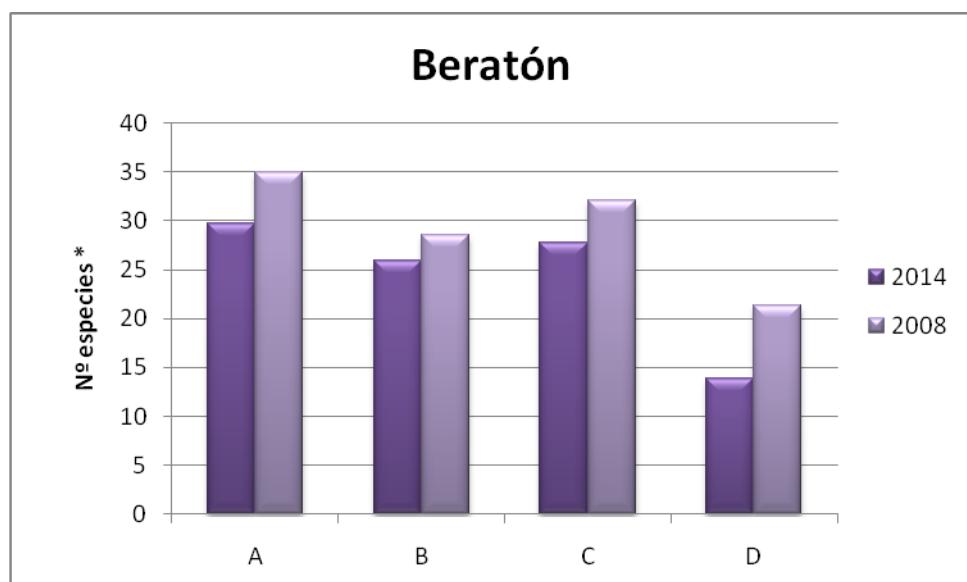


Gráfico 9. Riqueza de Beratón en 2008 y 2014.

*(Medias marginales estimadas)

La zona de Beratón muestra diferencias significativas respecto a 2008 en las categorías A y D.

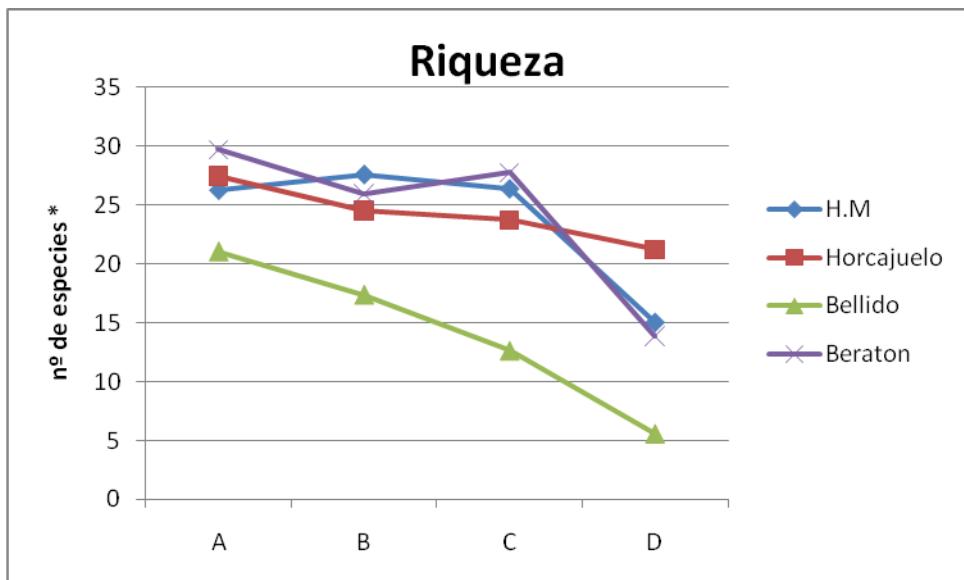


Gráfico 5. Riqueza florística en zonas y parcelas en 2014. * Medias marginales estimadas

El gráfico anterior plasma las medias marginales estimadas de riqueza en cada una de las zonas para cada clase o categoría de cobertura arbustiva, siendo distinta la tendencia de cada zona, la que se explica a continuación:

En la Hoya Mayor, la riqueza en las tres primeras clases apenas difiere (A=26,26; B=27,59; C=26,37) observándose una disminución ya más importante en el último rango (D=15,03).

La tendencia de la zona del Collado Beratón es similar a la anterior, que aunque con diferencias algo mayores, distan poco en los primeros rangos (A=29,69; B=25,90; C=27,74) disminuyendo más en el último (D=13,86)

El barranco de Horcajuelo muestra una tendencia suave de disminución desde 27,46 hasta 21,20 conforme la cobertura arbustiva aumenta.

En el collado de Bellido la tendencia es más pronunciada disminuyendo desde 21,02 en el primer rango hasta 5,36 en el último.

A continuación se muestran los resultados para el análisis estadístico entre zonas y clases en un mismo año.

	H. Mayor		Horcajuelo		Bellido		Beratón		Pr(>F)
	Media	Dt	Media	Dt	Media	Dt	Media	Dt	
Riqueza 2014	23,81	5,89	24,23	2,59	14,15	6,66	24,30	7,13	0,0778
Riqueza 2008	29,17b	0,17	24,58ab	3,37	19,50a	6,95	29,25b	6,02	<0,001
	Clase A		Clase B		Clase C		Clase D		
Riqueza 2014	26,11b	3,68	23,85ab	4,50	22,61ab	6,86	13,92a	6,42	<0,05
Riqueza 2008	30,42b	5,53	25,42ab	6,43	27,33b	5,21	19,33a	5,69	<0,001

Tabla 9. Valores medios de riqueza en cada una de las zonas y clases de matorral objeto de estudio. ANOVA univariante. Letras distintas revelan diferencias significativas para el Tukey post hoc test. CM < 12,5%; B) 12,5% <CM< 33%; C) 33% <CM < 66%; y D) CM > 66%.

No existen diferencias significativas entre zonas en el año 2014, en contraste con lo ocurrido en 2008 cuando existían entre las zonas H. Mayor y Bellido y las zonas Beratón y Bellido.

Entre categorías, existen diferencias significativas entre las categorías A y D, pero con un nivel de significación inferior al que muestran los resultados de 2008, cuando también existían entre A y C.

4.4.- Evolución de la diversidad medida con el índice de Shannon:

Los resultados no muestran una tendencia clara para todas las zonas y categorías:

HOYA MAYOR	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	2,16	0,17	2,52	0,10	<0,05
B	2,20	0,05	2,32	0,03	<0,05
C	1,74	0,24	1,82	0,21	0,693
D	1,07	0,23	0,55	0,46	0,157
Total	1,79	0,50	1,80	0,83	0,971

Tabla 10. Valores medios de índice de Shannon en Hoya Mayor y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

HORCAJUELO	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	2,33	0,15	2,16	0,19	0,27
B	2,07	0,26	2,05	0,12	0,882
C	1,69	0,15	1,82	0,15	0,355
D	1,58	0,44	1,67	0,31	0,777
Total	1,92	0,39	1,92	0,26	0,97

Tabla 11. Valores medios de índice de Shannon en Horcajuelo y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

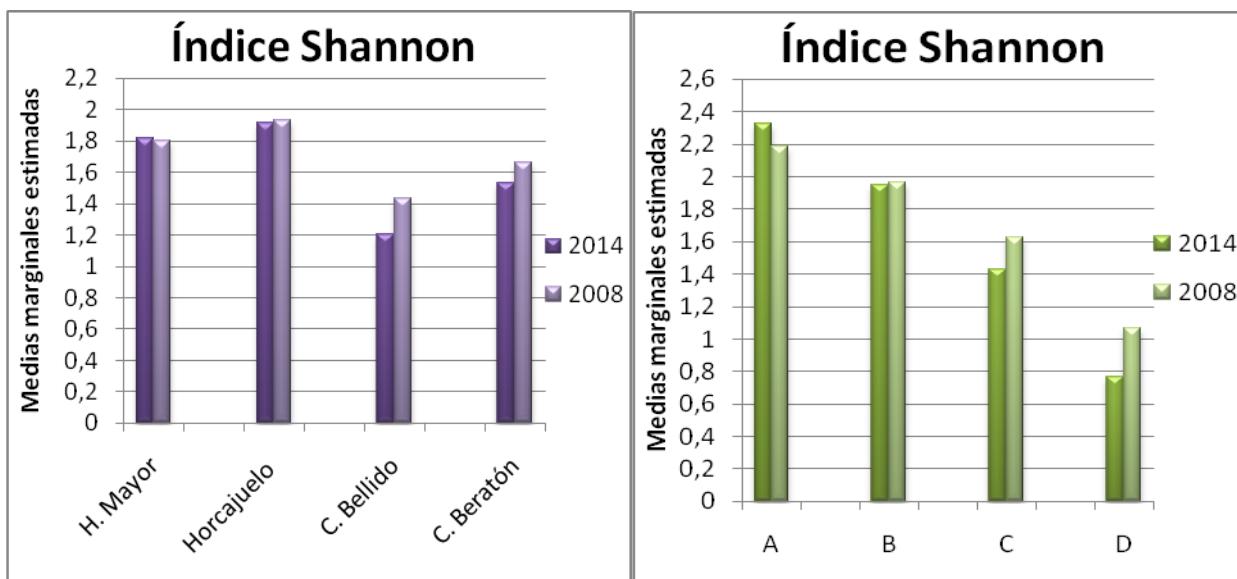
BELLIDO	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	2,01	0,33	2,02	0,29	0,966
B	1,71	0,28	1,52	0,24	0,441
C	1,28	0,06	0,81	0,19	<0,05
D	0,64	0,48	0,41	0,13	0,478
Total	1,41	0,61	1,19	0,68	0,414

Tabla 12. Valores medios de índice de Shannon en collado Bellido y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

BERATÓN	2008		2014		
	Media	Dt	Media	Dt	Pr(>F)
A	2,23	0,21	2,59	0,10	0,0561
B	1,86	0,22	1,88	0,27	0,925
C	1,78	0,12	1,25	0,29	0,0419
D	0,77	0,20	0,34	0,26	0,0882
Total	1,66	0,59	1,52	0,89	0,648

Tabla 13. Valores medios de índice de Shannon en collado Beratón y en cada una de sus categorías objeto de estudio en 2008 y 2014. ANOVA univariante.

No existen diferencias significativas a nivel general en ninguna de las zonas, pero sí individualmente en las categorías A y B de la Hoya mayor, donde el índice de diversidad aumentado, y en la categoría C de Bellido, donde por el contrario la diversidad ha disminuido.



Los resultados del análisis estadístico entre zonas y clases en el mismo año se muestran en la Tabla 14.

	H. Mayor		Horcajuelo		Bellido		Beratón		Pr(>F)
	Media	Dt	Media	Dt	Media	Dt	Media	Dt	
Shannon 2014	1,82	0,86	1,92	0,23	1,20	0,72	1,53	0,94	0,541
Shannon 2008	1,79	0,50	1,92	0,39	1,41	0,61	1,66	0,59	0,127
	Clase A		Clase B		Clase C		Clase D		
Shannon 2014	2,32b	0,27	1,95b	0,33	1,43ab	0,49	0,76a	0,59	<0,01
Shannon 2008	2,18c	0,23	1,96bc	0,27	1,62b	0,25	1,01a	0,49	<0,001

Tabla 14. Valores medios de índice de Shannon en cada una de las zonas y clases de matorral objeto de estudio. ANOVA univariante. Letras distintas revelan diferencias significativas para el Tukey post hoc test. CM < 12,5%; B) 12,5% < CM < 33%; C) 33% < CM < 66%; y D) CM > 66%.

Los promedios de los índices de Shannon según las diferentes zonas no muestran diferencias significativas entre ellos, al igual que ocurría en 2008, pues los valores no han variado apenas a lo largo de este tiempo.

En cuanto a los promedios según las clases, se observa una clara tendencia a la pérdida de diversidad conforme avanzamos de clase (aumenta la cobertura de matorral) en los dos años muestreados. En 2014 se establecen diferencias significativas entre las clases D-A y las clases D-B, es decir, que existen menores diferencias que en el año 2008 como se puede observar en la tabla 14.

4.5.- Capacidad de rebrote:

En la siguiente tabla se muestra el porcentaje de individuos estudiados en los que se ha observado rebrote tras el desbroce (Anexo I):

Especies	Porcentaje de individuos que rebrotan
<i>Juniperus communis alpina</i>	80%
<i>Juniperus sabina</i>	31,25%
<i>Erinacea anthyllis</i>	35%
<i>Genista pumila rigidissima</i>	100%
<i>Cytisus oromediterraneus</i>	100%
<i>Cistus laurifolius</i>	0%
<i>Cistus populifolius</i>	30,7%
<i>Erica vagans</i>	70%
<i>Erica arborea</i>	100%
<i>Genista florida</i>	55%
<i>Cytisus scoparius</i>	95%

Tabla 15. % de rebrotes

Las especies que mayor capacidad para rebrotar tras corte son *Genista pumila rigidissima*, *Cytisus oromediterraneus*, *Erica arborea* y *Cytisus scoparius* seguidos de *Juniperus communis alpina* y *Erica vagans*.

A excepción de *Cistus laurifolius*, todas las especies estudiadas muestran capacidad de rebrote tras corte, aunque como se observa en la tabla, en algunas la capacidad es baja. En este caso, los resultados no muestran ninguna relación aparente de la capacidad de rebrote con el tamaño del individuo (Anexo II).

En cuanto a la capacidad de rebrote tras el fuego, se ha podido comprobar cómo algunas especies en el Moncayo tienen la capacidad de rebrote tras esta perturbación al apreciarse en zonas anteriormente incendiadas. Algunas de estas especies son *Prunus spinosa*, *Amelanchier ovalis*, *Ilex aquifolium*, *Erinacea anthyllis*, *Juniperus sabina*, *Cytisus oromediterraneus* y *Quercus ilex*.

5. Discusión

Los resultados obtenidos en relación a la cobertura de matorral muestran, tal y como se esperaba, una tendencia a su aumento. En tres de los cuatro ambientes estudiados la expansión se ha estimado entre el 4,50% y 8,50%, siendo superior en la zona del collado de Bellido (15,96%), llegando a doblar y a triplicar el % aumentado de las otras durante los años de estudio. Sin embargo, los resultados significativos solo se asocian a su categoría C.

En esta zona de mayor aumento la especie que predomina es *Cytisus oromediterraneus*, por lo que podríamos asociar esta especie con una mayor capacidad de matorralización que quizás tiene que ver con una mejor situación topográfica, con suelos, en general, más profundos y situada en un sector con mayor humedad ambiental y precipitaciones que las otras especies. Los ambientes cuyos resultados sugieren menos aumento de matorral son los de Hoya Mayor (4,74%) y Horcajuelo (5,46%) donde las especies de matorral que predominan son *Erinacea anthyllis* junto con *Juniperus communis alpina* y *Erinacea anthyllis* en solitario respectivamente, lo que hace suponer que estas especies tienen una menor capacidad de colonización en las zonas estudiadas.

La flora actual del P.N del Moncayo es, en buena medida, el resultado de una larga historia de pastoreo con intensidad mucho mayor de la actual y, en ese sentido, es presumible que el abandono suponga un riesgo notablemente mayor que el pastoreo para la supervivencia de algunas plantas y, sobre todo, de muchas comunidades y hábitats (Gómez et al., 2006)

En relación con la disminución de la actividad ganadera, debemos mencionar que la especie *Cytisus oromediterraneus* es una de las normalmente ramoneadas por el ganado, por lo que es lógico que a lo largo del tiempo haya ido desarrollando mejoras en sus adaptaciones para sobrevivir a la herbivoría y colonizar espacios, ya que el herbivorismo obliga a las plantas al desarrollo de estrategias ecológicas particulares que eviten o minimicen los daños producidos por el herbívoro (García-Gonzalez et al., s.f.). Tras ello, al reducirse de forma drástica la carga ganadera podría haberse expandido más fácilmente, haciendo que la matorralización sea mayor que en el caso de otras especies.

Si tratamos de relacionar el estudio de la capacidad de rebrote con estas especies, podemos observar cómo la única especie con una capacidad del 100% de rebrote tras corte corresponde a *Cytisus oromediterraneus*, el matorral que más se ha expandido. No es el caso de la especie *Juniperus communis alpina*, la cual también tiene una capacidad de rebrote alta (80%) pero sin embargo la zona de estudio donde aparece de forma más predominante es aquella cuyos resultados sugieren una menor expansión (Hoya Mayor) (aunque debemos recordar que el estudio de la matorralización no fue exclusivo para esta especie ya que comparte territorio con *Erinacea anthyllis*). La capacidad de rebrote de *Erinacea anthyllis* y *Juniperus sabina* ha sido menor, (entre 30 y 35%) lo que coincide con una menor expansión del matorral en nuestras parcelas.

Estos resultados pueden ser importantes a la hora de realizar la gestión de estos pastos, ya que su conservación está vinculada al mantenimiento del pastoreo (Montserrat 1964, Mcnaughton 1983, Margalef 1988) y de las actividades que lo complementan (quemas, desbroces, pisoteo, fertilización) (García-González et al., s.f.), siendo el desbroce mecánico uno de los métodos más comunes para revertir los procesos de matorralización, ya que permite la rápida eliminación de grandes cantidades de biomasa arbustiva. Sin embargo, sin un control posterior del rebrote con pastoreo intenso, este tipo de tratamientos en los que intervienen cuantiosos recursos económicos y humanos, pueden no ser efectivos incluso a corto plazo (Baeza et al., 2003).

Tras este estudio sugiere que la estrategia de rebrote tras corte es reveladora para la expansión de estas especies, pues en general, los ecosistemas en los que predominan las especies rebrotadoras regeneran con más rapidez la cobertura vegetal que aquellos en los que predominan las especies germinadoras (Vallejo & Valdecantos, s.f.). Sin embargo hay que tener en cuenta que la capacidad de rebrote no tiene por qué ser similar ante distintas perturbaciones, en concreto, esta capacidad puede ser distinta, por ejemplo, después de un incendio.

La capacidad de rebrote tras incendio en nuestro estudio se limita a la visualización de las especies que han podido rebrotar tras incendios ocurridos en el Moncayo (y no a cuantificar su capacidad), entre las cuales se encuentran *Cytisus oromediterraneus*, *Juniperus sabina* y *Erinacea anthyllis*, por lo que podíamos seguir hablando de la importancia del rebrote en los aspectos de colonización de arbustos leñosos en el territorio. A penas se han encontrado otros estudios sobre este tema que cuantifiquen estos resultados y con que podamos contrastar acerca de estas especies, aunque sí que existen algunos que indican la capacidad de rebrote tras quema en *Cytisus oromediterraneus*, revelando muy variados resultados habiendo podido ser tanto nula como llegando a valores del 100%.

Al centrarse en las categorías establecidas, ninguna de ellas se puede asociar con un mayor aumento de cobertura de matorral, pues han aparecido diferencias significativas en una categoría A, una C y una D. El mayor aumento se produce en la categoría C de Bellido, sin embargo es también en esta categoría donde el porcentaje (aunque sin ser significativo) no ha aumentado (caso de Horcajuelo) o incluso ha disminuido (-3,08% en Hoya Mayor).

Como ya hemos dicho, la tendencia al aumento del matorral no es de extrañar, sino más bien lo contrario. Son los resultados que sugieren disminución los que aunque son más puntuales llaman la atención. Esto se puede atribuir al tipo de muestreo realizado, ya que en este se anotan los primeros contactos realizados en la vegetación, y la experiencia en el muestreo y la observación nos ha relevado la altura y gran cantidad de gramíneas que colonizan algunas de las zonas muestreadas, y que facilita que el primer contacto de vegetación sea con una de estas, haciendo disminuir de esta forma el resultado del porcentaje del matorral.

Se puede observar cómo la riqueza está relacionada con las categorías. Si nos fijamos en la tabla 1 podemos ver cómo, al igual que ocurría en 2008, los promedios de riqueza disminuyen a medida que aumenta la clase categoría, aunque los resultados solo muestran niveles de significación entre la clase más baja (clase A) y la más alta (clase D). Si profundizamos más en

cada uno de los ambientes por separado, podemos destacar la zona de Hoya Mayor por diferir con respecto a las otras zonas en que los resultados sugieren ser los únicos donde la riqueza de la clase A es algo menor que la B y la C. Esto no es inconsistente con la idea de la riqueza es menor en las zonas con más matorral, ya que en estas parcelas el matorral parece tener poco aumento o incluso disminuir.

Por otro lado llama la atención que, a pesar de no ser significativos, los resultados de riqueza en la zona de Horcajuelo son los que menos han cambiado con el paso del tiempo, siendo los únicos que muestran un ligero aumento (en las clases A y B) o un descenso muy bajo (B y C).

Al igual que ocurre con la riqueza, los valores del índice de diversidad disminuyen conforme se avanza en clase, mostrándose como ya se ha visto en la tabla 14 diferencias significativas entre las clases A y D y las clases B y D.

Por otra parte, los resultados de los estudios de capacidad de rebrote tras corte nos han mostrado que las especies con unas capacidad más alta son *Genista pumilla rigidissima*, *Cytisus oromediterraneus*, *Erica arborea*, y *Cytisus scoparius*, seguidas de *Juniperus communis alpina* y *Erica vagans*. Sin embargo hay que recordar que la capacidad de rebrote no depende únicamente de las características de la especie, sino que hay numerosos factores que pueden influenciar (climatológicos, edafológicos, momento del desbroce...)

Estos datos pueden resultar valiosos a la hora de realizar acciones de desbroce en el P.N del Moncayo (al menos en las mismas zonas de estudio) al considerar cuales tienen facilidad para establecerse de nuevo.

Todas las especies estudiadas tienen esta capacidad rebrotadora con la única excepción de *Cistus laurifolius*, aunque este género no es tan representativo como en el resto de especies, ya que surgieron problemas en el periodo de observación del crecimiento debido a que se realizaron otras actividades de desbroce en la zona posteriormente, lo que imposibilitó la localización de algunas de las yemas, haciendo que el porcentaje se estimara sobre menos número de especies.

Rei Shibata et al, (2013) concluyen en sus estudios que la capacidad de rebrote incrementa en pequeños tallos al incrementar el tamaño del tocón. Tocones mas grandes debería tener mayores sistemas de raíces con una gran cantidad de nitratos y nutrientes que deberían soportar el crecimiento inicial de rebrotos hasta que la fotosíntesis se produzca en sus nuevas hojas. Afirman que la mayoría de especies de arbustos no muestran un decrecimiento de la capacidad de rebrote hasta que llegan a su máximo tamaño.

En nuestro caso la medición del tamaño del tocón no se ha tenido en cuenta, pero si relacionásemos este con un mayor tamaño de la especie, los resultados prácticamente no parecen mostrar relación directa con la capacidad de rebrote, ya que las medidas son muy variadas en aquellas especies en que se observan individuos tanto con capacidad como sin ella. Hay que comentar sin embargo que las diferencias entre las medidas de individuos de la misma especie normalmente no son de diferencias exageradas. Es en el caso de los géneros *Juniperus* donde se aprecian más diferencias entre tamaños, aunque solo en el caso de

Juniperus communis alpina podría asociarse la teoría anterior, ya que 3 de los 4 individuos que no rebrotan corresponden a los individuos que menor volumen ocupan.

A modo de resumen, podemos concluir que la matorralización es un problema en los pastos del P.N del Moncayo asociado a la disminución del pastoreo, que conlleva la disminución de riqueza y diversidad vegetal tanto del parque en su totalidad como de sus pastos en particular y cuya facilidad para la expansión podría asociarse con la capacidad rebrotadora de estas.

6. Conclusiones

- El aumento de la cobertura del matorral en Moncayo, asociada a un descenso de la actividad ganadera, parece evidente en las últimas décadas tal y como constatan los ganaderos del territorio y los técnicos del espacio protegido y como se ha podido cuantificar entre los años 2008 y 2014.
- La riqueza y el índice de diversidad de Shannon de las zonas de estudio es inferior en las categorías donde la cobertura de matorral es mayor. La riqueza ha disminuido además en el intervalo de tiempo transcurrido entre los dos estudios realizados, por lo que si las condiciones siguen siendo similares se prevé que siga disminuyendo.
- El aumento del matorral conlleva, además de problemas de pérdida de biodiversidad, el aumento de riesgo de incendios debido a una acumulación de la biomasa combustible.
- *Cytisus oromediterraneus* ha sido la especie estudiada que más se ha expandido desde 2008 en relación con las otras especies de estudio del matorral, lo que puede asociarse con una mayor capacidad para el rebrote y quizás con una mejor ubicación topográfica en suelos mejores y clima más húmedo (por niebla y precipitación).
- A excepción de *Cistus laurifolius*, todas las especies de estudio tienen la capacidad de rebrotar en mayor o menor medida tras su desbroce mecánico, aunque no se aprecia una relación clara con el tamaño previo a este.
- Los resultados en cuanto a capacidad de desbroce de los distintos tipos de matorral deberían tenerse en cuenta para la gestión del P.N, valorando si el desbroce mecánico como complemento de gestión es una opción adecuada tras conocer la respuesta de las especies a ello, o si resultaría más efectivo otros tipos de gestión, pues a pesar de que los estudios relevan que un pastoreo equilibrado es la mejor forma de conservación de pastos y evitar la matorralización, esta actividad peligra con su desaparición por falta de interés de nuevos ganaderos.
- En relación con lo comentado en el párrafo anterior, una de las acciones que se podría llevar a cabo para intentar solucionar esta problemática es tratar de promover la actividad de nuevos ganaderos en los pastos mediante incentivos económicos, tratando de mejorar la calidad de vida y promoviendo la importancia que ello supone para la conservación de estos.

7. Agradecimientos

- A Daniel Gómez (IPE-CSIC) por dirigir y coordinar este proyecto, por aconsejarme y por transmitirme valiosos conocimientos sobre el Moncayo.
- A Rafael Jiménez (APN del P.N) cuyos estudios anteriores han posibilitado este trabajo, quien me ha permitido aprender sobre el P.N del Moncayo (tanto en aspectos referentes y no referentes al proyecto) y quien con su ayuda y consejos ha facilitado la realización de este trabajo.
- A Sara Palacio y Gabriel Montserrat (IPE-CSIC), por acompañarnos durante la realización del trabajo y cuyos asesoramientos, ayuda y aportes de ideas han sido cruciales para su realización.
- A Jorge Crespo, ingeniero forestal del P.N quien permitió y apoyó la realización de este proyecto.
- A los Agentes de Protección de la Naturaleza del P.N, así como a Ismael González (Agente forestal del Ayto. de Tarazona) que siempre han estado dispuestos a acompañarnos y prestar su ayuda.
- A Javier Peralta (U.P. Navarra), por su facilitación de datos cartográficos y su resolución de dudas al respecto.
- A Ángel Javier Aguirre (EPSH & IPE-CSIC) por estar dispuesto a resolver dudas estadísticas si era necesario.

8. Bibliografía

- Alados, C. L., El Aich, A., Komac, B., Pueyo, Y. & Garcia-Gonzalez, R. 2007. Self-organized spatial patterns of vegetation in alpine grasslands. *Ecological Modelling* **201**, 233-242.
- Alados, C.L.; Komac, B.; Guillermo, C.; Gartzia, M.; Escós, J.; Gómez,D.; García-Gonzalez, R.; Fillar, F.; Julio, J.; Herrero J.; Pueyo Y. (2011). Modelización de la matorralización de los pastos del parque nacional de Ordesa y Monte Perdido y su relación con el cambio global. *Proyectos de investigación en Parques Nacionales 2007-2010*. 101-123 [En línea:]
<http://proyectos.ipe.csic.es/conservacion/documentos/inma/Alados%20et%20al%20PN2011.pdf>
- Álvarez Martínez, J. (1999). Dinámica sucesional tras el abandono y recuperación del matorral mediante pastoreo controlado. Experiencia en un sector de la montaña de León. Universidad de Lleida.
- Archer, S.; Schimel, D.S.; Holland, E.A., 1995, Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Clim. Change*, 29:91-9
- Baeza M. J., Raventós J., Escarré A. Y Vallejo V. R. (2003) The effect of shrub clearing on the control of the fire-prone species (*Ulex parviflorus*). *Forest Ecology and Management*, 186(1), 47-59.
- Bahre CJ, Shelton ML. 1993. Historic vegetation change, mesquite increases, and climate in southeastern Arizona. *J. Biogeogr.* 20:489-504
- Berendse FA. (1981). Competition between plant populations with different rooting depths. II. Pot experiments. *Oecologia* 48:334-41.
- Blázquez, S.; Carceller, F.; Lascurain, J. (1989). Ecología forestal en el Parque Natural del Moncayo una nueva propuesta metodológica. *Revista Tviriaso IX*, 683-721
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitossociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. Blume. Madrid. 820 pp.
- Briggs, J. M., Knapp, A. K., Blair, J. M., Heisler, J. L., Hoch, G. A., Lett, M. S. & McCarron, K. 2005. An ecosystem in transition: woody plant expansion into mesic grassland. *BioScience*, **55**, 243-254.
- Burgaz, A.R., y Col., (1985). Esquema de la gradación altitudinal de la vegetación del macizo del Moncayo (Zaragoza – España). *Studia Botanica IV*: 35-44
- Canadell, J., F. Lloret, y L. López-Soria. 1991. Resprouting vigour of two mediterranean shrub species after experimental fire treatments. *Vegetatio* **95**, 119-126.
- Chacon, C. (1989). La dehesa del Moncayo: Parque Natural y espacio turístico. *Revista Tviriaso IX* 829-835
- Clark, D.B. & Clark, D.A. (1991) The impact of physical damage on canopy tree regeneration in tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 79, 447-457
- Cruz, A., B. Pérez, J.R. Quintana, y J.M. Moreno. 2002. Resprouting in the Mediterranean-type shrub *Erica australis* affected by soil resource availability. *Journal of Vegetation Science* 13: 641-650.
- Del Tredeci, P. (2001), Sprouting in temperate Trees: A morphological and ecological review. *The botanical review*. 67, 121-140.

- Dolman, P.M.; Sutherland, W.J., 1992, The ecological changes of breckland grass healths and the consequences of management. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 402-413
- Domenech, J. (2013), Ganadería ligada a la tierra. *Cuaderno de campo*, **52**, 12-18 [En línea:]
http://www.larioja.org/npRioja/cache/documents/778709_12_ganaderia.pdf;jsessionid=483073B1893EB7E5612517F8A89AAB05.jvm1
- Dullinger, S.; Dirnböck, T.; Greimler, J. & Grabherr, G. (2003). A resampling approach for evaluating effects of pasture abandonment on subalpine plant species diversity. *Journal of vegetatio Science* 14: 243-252
- Ferreras Chasco, C. (1989). Ensayo de caracterización bioclimática de los pisos de vegetación del Moncayo. *Revista Tviriaso IX* (403-414) [en línea:]
http://www.dpz.es/turismo/multimedia/no_editados_patronato/varios/turiasoIXT1-11.pdf
- García-Amorena Sanchez, L. (1989). Vegetación leñosa del somontano del Moncayo. *Revista Tviriaso IX* (435-442)
- García-González, R. et al. (s.f.) Valoración ecológica y productiva de los pastos supraforestales en el parque nacional de Ordesa y Monte Perdido. Proyectos de investigación en parques nacionales: 2003-2006. (106-108) [En línea:]
http://digital.csic.es/bitstream/10261/36595/1/106_VEP_PNOMP.pdf
- Gartner, B.L. (1989) Breakage and regrowth of *Piper* species in rain-forest understory. *Biotropica*, **21**, 303-307.
- Gastón, R.; Gómez, D.; Montserrat, G.; Montserrat, P.; Villar, L. *Flora enciclopedia temática de Aragón*
- Giménez, R.; Aguirre, A.J; Gómez, D. (2011), *Efecto de la matorralización en la estructura florística de los pastos del P.N. del Moncayo (Zaragoza)*
- Gobierno de Aragón. Servicio provincial de medio ambiente de Zaragoza. *Plan de Uso Público del Parque Natural del Moncayo*. [En línea:]
http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/MedioAmbiente/Dокументos/docs2/%C3%81reas/RedNaturaArag%C3%B3n/EspacIntegrRedNaturArag/EspaciosNaturalesProtegidos/PUP_PARQUE_NATURAL_MONCAYO.PDF
- Gómez, D. (2008) Aspectos ecológicos de los pastos. En: Fillat, F.; García-Gonzalez, R.; Gómez, D.; Reiné, R. *Pastos del Pirineo*. 61-74
- Gómez, D. (2008) Métodos para el estudio de los pastos, su caracterización ecológica y su valoración. En: Fillat, F.; García-Gonzalez, R.; Gómez, D.; Reiné, R. *Pastos del Pirineo*. 75-104
- Gómez, D.; Fillat, F.; Gil, T. (2006), *Informe sobre los pastos del parque natural del Moncayo y su uso ganadero*. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC)- Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Hobbs, N. T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60: 695-713.
- Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). [Web en línea:]
<http://proyectos.ipe.csic.es/floragon/listadoplantasaragon.php>
- Lasanta, T.; Vicente, S. M.; Cuadrat, J.M. (2000), *Marginación productiva y recuperación de la cubierta vegetal en el pirineo: un caso de estudio en el valle de Borau (6-7)* [En línea:] <http://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/1318645.pdf>

- Lett, M.S & Knapp, A.K (2003). Consequences of shrub expansion in mesic grassland:resource alterations and graminoid responses. *Journal of vegetation Science* 14: 487-496
- Lloret, F. Régimen de incendios y regeneración. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante.* 101-126 [En línea:]
<http://www.globimed.net/ficheros/libros/Ecologia/Cap04%20%20Regimen%20de%20incendios%20y%20regeneracion.pdf>
- Lloret, F., y L. López-Soria. 1993. Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *J. Vegetation Science* 4: 367-374.
- López-Soria, L. y C. Castell. 1992. Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species. *Oecologia* 91: 493-499.
- Manrique-Revuelta, P.; Méndez, S.; Mora. M.J.; Busqué, J. (s.f) Recuperación de la vegetación tras desbroce mecánico en pastos comunales de la zona costera de Cantabria. [En línea:]
<http://www.pastoscantabria2014.es/textos/comunicaciones/be5.pdf>
- MARGALEF, R. 1988. Evolución de los macrófitos y su coevolución con los herbívoros. *Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología*, 4: 637-642
- Martinez, E.; Serrano-Notivoli, R.; Novak, K.; Longares, L.A; De Luis, M.; Saz, M.A (2012), *Cuantificación de los gradientes climáticos altitudinales en la vertiente norte del macizo del Moncayo a partir de una nueva red de estaciones automáticas en altura*. Universidad de Zaragoza, Estación experimental de Aula Dei CSIC, Gobierno de Aragón.
- MCNAUGHTON, S.J. 1983. Physiological and Ecological Implications of Herbivory. En: O.L. Lange et al. (eds.). *Encyclopedia of Plant Physiology*, New Series. pp. 657-677. Springer-Verlag. Berlin
- Mcpherson, G. R. & Wright, H. A. 1990. Effects of cattle grazing and *Juniperus pinchottii* canopy cover on herb cover and production in western Texas. *American Midland Naturalist* 123: 144-151
- MONTSERRAT, P., 1964. Ecología del Pasto. (Ecología de los agrobiosistemas pastorales). P. Cent. pir. Biol. exp., 1: 1-68.
- Mora, M.J.; Maestro, G.; Busqué J. (2014). El pastoreo: una herramienta de gestión del territorio. *Locustella* 8 (62-68)
- Navarro Sanchez, G. (1989). Datos sobre la vegetación del Moncayo. *Revista Tviriaso IX* (423-431).
- Pausas, J.G., E. Carbó, R.N. Caturla, J.M. Gil y R. Vallejo. 1999. Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica* 20: 499-508.
- PEZO, B.; DE PABLOS, I.; TRABA, J.; LEVASSOR, C., 2004, The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits: the case of dehesa grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 6, 175-183
- Pelayo Zueco, E. (1998) Parque Natural de la dehesa del Moncayo. En: *Espacios Naturales de Zaragoza*. 9-16
- Peña, J.L, Longares, L.A. y Sánchez, M. (Eds.) (2004). *Geografía Física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. 343 p., Zaragoza.
- Poorter, L., Kitajima, K., Mercado, P., Chubina, J., Melgar, I. & Prins, H.H.T. (2010) Resprouting as a persistence strategy of tropical forest trees: relations with carbohydrate storage and shade tolerance. *Ecology*, 91, 2613-2627.

- PRICE, J. & MORGAN, J. 2008. Woody plant encroachment reduces species richness of herb-rich woodlands in southern Australia. *Austral Ecology* 33: 278-289.
- RAMIREZ SANZ, L.; CASADO, M.A.; DE MIGUEL, J.M.; CASTRO, I.; COSTA, M.; PINEDA, F.D., 2000, Floristic relationship between scrubland and grassland patches in the Mediterranean landscape of the Iberian Peninsula. *Plant Ecology*, **149**, 63-70.
- Retana, J., M. Riba, C. Castell y J.M. Espelta. 1992. Regeneration by sprouting of holm oak (*Quercus ilex*) stands exploited by selection thinning. *Vegetatio* 99-100: 355-364.
- Riba, M. 1997. Effects of cutting recurrence and rainfall pattern on resprouting vigour and growth of *Erica arborea* L. *J. Vegetation Science* 8: 401-404.
- Sakai, A. & S. Sakai. 1998. A test for the resource remobilization hypothesis: Tree sprouting using carbohydrates from above-ground parts. *Ann. Bot. (London)* 82: 213-216.
- Shibata, R.; Shibata, M.; Tanaka, H.; Iida, S.; Masaki, T.; Hatta, F.; Kurokawa, H.; Nakashizuka, T. (2013) *Interspecific variation in the size-dependent resprouting ability of temperate woody species and its adaptive significance*.
- Union Europea. (1992). Métodos de producción agraria compatibles con la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural. Reglamento (C.E.E.) 2078/92. Brussels (Belgium)
- Uribe-Echebarría, P.; Zorrakin, I. (2004), Claves Ilustradas de la flora del Moncayo. Gobierno de Aragón.
- Vallejo, R.; Valdecantos, A. (s.f.). Incendios forestales [En línea:] http://geografia.fcsh.unl.pt/lucinda/Leaflets/B2_Leaflet_ES.pdf
- Van Auken O.W. 2000. Shrub -Invasions of North American Semi-arid Grasslands. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2000. 31:197-215
- Van Auken OW, Buh JK. 1997. Growth of *Prosopis glandulosa* in response to changes in aboveground and belowground interference. *Ecology* 78:1222-9

Anexos

Anexo I: Medidas de las especies desbrozadas y capacidad de rebrote

	<i>Juniperus communis</i>				<i>Erinacea anthyllis</i>				<i>Juniperus sabina</i>				<i>Genista p. rigidissima</i>				<i>Citisus oromediterraneus</i>			
	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb
1	15	145	100	Si	18	38	32	No	52	317	301	Si	18	40	33	Si	9	25	17	Si
2	24	110	90	Si	12	36	26	No	13	65	45	No	15	39	44	Si	14	40	34	Si
3	22	105	54	Si	19	51	42	Si	19	111	73	No	10	39	34	Si	16	29	26	Si
4	29	75	86	Si	23	69	52	No	35	210	140	Si	19	45	42	Si	11	36	28	Si
5	35	50	48	No	20	38	36	No	18	140	140	No	19	68	69	Si	14	35	30	Si
6	31	144	104	Si	22	51	44	Si	30	85	57	No	12	67	53	Si	20	57	52	Si
7	36	57	44	No	13	41	25	No	12	128	93	No	14	41	42	Si	17	33	29	Si
8	41	142	140	Si	15	48	44	No	18	287	156	No	20	57	49	Si	18	36	39	Si
9	30	140	118	Si	20	47	25	Si	32	119	90	No	14	60	39	Si	17	52	45	Si
10	20	115	101	Si	23	82	66	No	17	168	73	No	15	49	45	Si	20	57	40	Si
11	18	138	130	Si	33	70	63	No	21	87	58	Si	17	73	49	Si	14	62	49	Si
12	14	89	72	Si	38	74	57	Si	21	144	74	Si	11	30	28	Si	17	63	52	Si
13	27	202	185	Si	25	49	47	Si	11	50	36	No	16	56	44	Si	23	73	72	Si
14	8	38	21	No	21	65	47	No	27	222	197	No	20	67	54	Si	20	54	52	Si
15	15	63	44	Si	13	40	30	Si	18	133	91	No	22	81	57	Si	25	63	67	Si
16	26	97	82	Si	13	30	29	No	33	361	189	Si	18	78	64	Si	9	35	36	Si
17	15	125	122	Si	14	39	37	Si					24	78	85	Si	14	35	34	Si
18	22	151	115	Si	18	44	41	Si					20	47	51	Si	17	44	33	Si
19	21	80	67	Si	18	47	37	-					12	44	41	Si	11	25	21	Si
20	24	124	112	No	18	46	46	No					15	53	41	Si	17	37	31	Si

<i>Genista florida</i>				<i>Erica vagans</i>				<i>Cistus populifolius</i>				<i>Cistus laurifolius</i>				<i>Cytisus scoparius</i>				<i>Erica arborea</i>				
	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb	h	D.m	D.p	Reb
1	60	103	90	si	10	25	19	si	62	61	39	No	98	104	85	No	9	25	17	Si	110	145	120	Si
2	56	101	103	si	11	22	19	si	98	76	64	No	89	137	104	No	14	40	34	Si	56	140	150	Si
3	71	65	51	no	12	39	36	si	107	104	81	No	173	102	61	No	16	29	26	Si	185	180	160	Si
4	110	80	70	si	11	32	39	si	87	62	49	No	160	71	67	No	11	36	28	Si	38	49	40	Si
5	50	57	45	si	12	23	31	si	43	26	22	No	130	120	59	No	14	35	30	Si	61	119	67	Si
6	56	23	18	no	7	30	27	no	74	29	22	Si	148	130	87	No	20	57	52	Si	30	105	98	Si
7	36	33	24	no	13	25	26	si	69	28	31	Si	142	82	75	No	17	33	29	Si	40	84	98	Si
8	75	57	47	no	9	34	30	si	37	26	17	Si	131	58	51	No	18	36	39	Si	33	98	90	Si
9	56	39	21	si	10	35	32	no	64	39	32	No	151	132	69	No	17	52	45	Si	54	121	97	Si
10	82	44	59	si	10	27	20	si	28	15	14	No	142	78	74	No	20	57	40	Si	45	108	129	Si
11	71	44	33	si	12	33	28	si	37	34	29	Si	124	58	36	No	14	62	49	Si	58	177	122	Si
12	64	38	22	no	10	25	18	si	31	18	18	No	70	61	46	No	17	63	52	Si	27	127	85	Si
13	76	38	74	si	10	28	34	si	40	23	14	No	56	45	45	No	23	73	72	Si	37	142	107	Si
14	60	36	33	no	13	38	34	no	36	70	54		48	82	63	No	20	54	52	Si	48	115	99	Si
15	28	75	58	si	9	35	29	no	33	54	47		116	111	96	No	25	63	67	Si	127	223	255	Si
16	57	50	60	si	15	37	30	no	36	44	39		91	102	108	No	9	35	36	No	39	91	84	Si
17	18	19	22	si	21	23	21	no	57	38	32		85	80	54	No	14	35	34	Si	41	98	68	Si
18	21	17	11	no	14	70	58	si	52	48	51		63	72	53	No	17	44	33	Si	56	53	40	Si
19	11	46	20	no	28	53	54	si	66	39	36		86	83	72	No	11	25	21	Si	240	208	215	Si
20	12	10	6	no	12	27	18	si	90	57	48		71	90	95	No	17	37	31	Si	147	190	120	Si

h: altura (cm)

D.m: diámetro máximo (cm)

D.p: diámetro perpendicular al máximo

Reb: capacidad para rebrotar tras corte

Anexo II: Porcentajes de matorral en cada zona, parcela y clase y porcentaje aumentado.

Hoya Mayor	1A	2A	3A	1B	2B	3B	1C	2C	3C	1D	2D	3D	Promedio aumentado zonas
2008	5,00%	4,00%	3,00%	28,00%	27,00%	38,00%	45,00%	37,00%	54,00%	78,00%	77,00%	83,00%	
2014	6,34%	9,86%	9,15%	31,69%	30,28%	41,55%	60,56%	25,35%	40,85%	86,62%	95,07%	98,59%	
Aumento matorral	1,34%	5,86%	6,15%	3,69%	3,28%	3,55%	15,56%	-11,65%	-13,15%	8,62%	18,07%	15,59%	4,74%
Promedio aumentado categorías		4,45%			3,51%			-3,08%			14,09%		
Horcajuelo	1A	2A	3A	1B	2B	3B	1C	2C	3C	1D	2D	3D	
2008	5,63%	4,23%	2,82%	22,54%	21,83%	19,01%	40,85%	39,44%	35,21%	50,70%	73,94%	54%	
2014	12,68%	9,86%	3,52%	32,39%	28,17%	14,79%	33,80%	39,44%	41,55%	70,42%	54,23%	95%	
Aumento matorral	7,04%	5,63%	0,70%	9,86%	6,34%	-4,23%	-7,04%	0,00%	6,34%	19,72%	-19,72%	41%	5,46%
Promedio aumentado categorías		4,46%			3,99%			-0,23%			13,62%		

Bellido	1A	2A	3A	1B	2B	3B	1C	2C	3C	1D	2D	3D
2008	5,63%	6,34%	2,82%	16,20%	19,72%	12,68%	47,18%	40,85%	46,48%	78,17%	77,46%	87%
2014	7,04%	12,68%	9,86%	47,18%	36,62%	14,08%	71,13%	88,03%	78,17%	80,28%	92,25%	95%
Aumento matorral	1,41%	6,34%	7,04%	30,99%	16,90%	1,41%	23,94%	47,18%	31,69%	2,11%	14,79%	8%
Promedio aumentado categorías		4,93%			16,43%			34,27%			8,22%	
Beratón	1A	2A	3A	1B	2B	3B	1C	2C	3C	1D	2D	3D
2008	2,82%	5,63%	6,34%	25,35%	29,58%	16,20%	46,48%	63,38%	58,45%	53,52%	89,44%	94%
2014	11,27%	13,38%	4,23%	33,80%	33,10%	10,56%	64,79%	73,94%	74,65%	83,10%	90,14%	98%
Aumento matorral	8,45%	7,75%	-2,11%	8,45%	3,52%	-5,63%	18,31%	10,56%	16,20%	29,58%	0,70%	4%
Promedio aumentado categorías		4,69%			2,11%			15,02%			11,27%	

Anexo III: Fotografías matorralización



Erinacea anthyllis y Juniperus sabina



Erinacea anthyllis



Genista pumila rigidissima y Erinacea anthyllis



Cytisus oromediterraneus



Erinacea anthyllis y Juniperus communis alpina

Anexo IV: Fotografías de especies con capacidad de rebrote:



Erinacea anthyllis



Juniperus communis alpina



Genista pumila rigidissima



Juniperus sabina



Cytisus oromediterraneus



Cytisus scoparius



Cistus populifolius.



Genista florida



Erica vagans