



Millora de l'estat de conservació de les molleres del Parc Natural de l'Alt Pirineu

Aaron Pérez Haase

Eulàlia Pladevall Izard

Nil Escolà Lamora

Eva Ventura Orteu

Josep M. Ninot Sugrañes

Grup de Recerca de Geobotànica i Cartografia de la Vegetació (GEOVEG)
Universitat de Barcelona

Barcelona, desembre de 2020

ÍNDEX

Introducció	1
<i>Objectius</i>	4
Materials i mètodes	5
<i>Àrea d'actuació i instal·lació de tancats</i>	5
<i>Mostreig de camp</i>	8
<i>Dinàmica i estructura de la vegetació</i>	9
<i>Paràmetres ecològics</i>	11
<i>Biomassa</i>	13
<i>Floració</i>	14
Resultats i discussió	16
<i>Dinàmica de la vegetació</i>	16
<i>Estructura de la vegetació</i>	19
<i>Alçada de la vegetació</i>	22
<i>Paràmetres ecològics</i>	25
<i>Recobriments vegetals segons grups funcionals</i>	28
<i>Biomassa</i>	33
<i>Floració</i>	39
Implicacions de l'estudi en la gestió ramadera	40
Síntesi de resultats i conclusions	43
Material suplementari	44
Agraïments	45
Bibliografia	47
Annexos	51
<i>Annex 1. espècies i recanvi de recobriment entre anys de mostreig</i>	53
<i>Annex 2. àrea específica foliar</i>	59

INTRODUCCIÓ

Les molleres són hàbitats dominats per comunitats herbàcies que es constitueixen sobre sòls permanentment entollats, que poden o no assecar-se a l'estiu (Rydin & Jeglum, 2006). Són comuns a l'alta muntanya, alhora que constitueixen una de les seves singularitats ecològiques i botàniques. Des del punt de vista biogeogràfic i funcional són afins a les torberes de les regions Boreal i Atlàntica europees (Casanovas, 1992; Bragazza & Gerdol, 1999). Als Pirineus, aquests ecosistemes cobreixen extensions reduïdes, en general vorejant aigües superficials com ara llacs, rierols o surgències. Tanmateix, l'abrupte relleu pirinenc, promou la formació de mosaics intricats de diverses comunitats vegetals, responent a forts gradients ambientals, principalment el règim hídric dels sòls i les propietats de l'aigua freàtica (Bragazza & Gerdol, 1999; Pérez-Haase & Ninot, 2017). El seu òptim ecològic es troba a l'estatge subalpí, on s troben la majoria de sistemes de molleres i els més extensos, encara que també són comuns a l'estatge alpí i a la part superior del montà; i abunden molt més sobre roques silícies que sobre materials calcaris (Ninot et al., 2017).

Una de les principals amenaces sobre les molleres és la freqüentació del bestiar, una activitat present als Pirineus des de fa segles. Al llarg dels segles XIX i XX, l'augment de la demanda de productes carnis va impulsar l'increment de la producció ramadera, i de la intensitat del seu ús (Pujol Andreu, 2001; Fillat, 2003; Collantes, 2009; Gassiot et al., 2017). Durant les últimes dècades s'ha observat un increment de sobre-pasturatge en alguns d'aquests ecosistemes hidroturbosos. A finals d'estiu el bestiar es concentra a les parts més humides de les valls, on es roba l'herba més tendra. L'estacionalitat de la pressió ramadera es converteix així, en un factor que influeix a uns ecosistemes molt vulnerables com són els aiguamolls d'alta muntanya (Ratliff, 1985; Hauptfeld et al., 2014). D'altra banda, l'activitat ramadera als Pirineus és de tipus boví, oví, caprí i equí, però ha disminuït fortament el nombre de caps ovins i caprins, i ha augmentat el de bovins. Amb tot, s'ha de tenir en compte que les dades dels quals disposem (Taula 1), no informen de la proporció de bestiar que pastura en l'alta muntanya, respecte al que roman en granges a baixa altitud.

Taula 1. Variacions (dif.) de bestiar boví, oví i equí als Pirineus centrals catalans entre els anys 1999 i 2009, avaluades en nombre de caps, a les comarques de l'Alta Ribagorça, Pallars Jussà, Pallars Sobirà, Vall d'Aran. Font: IDESCAT.

Comarques	Boví			Oví			Equí		
	1999	2009	dif.	1999	2009	dif.	1999	2009	dif.
Alta Ribagorça	4193	3811	-382	15.365	12483	-2882	247	223	-24
Pallars Jussà	8860	13.121	4261	60.554	45750	-14804	1253	981	-272
Pallars Sobirà	10.936	16.231	5295	34.360	25142	-9218	33	2118	2085
Vall d'Aran	1794	16.770	14.976	3174	4489	1315	501	356	-145

Els efectes de la pressió de pasturatge sobre les molleres es donen a diferents nivells des del trepig fins l'herbivorisme, passant per la deposició d'excrements i orina. Cal tenir en compte, que cada tipus de bestiar exerceix una pertorbació diferent sobre el terreny (Taula 2).

Taula 2. Comparació dels hàbits de pasturatge entre diferents tipus de bestiar, exceptuant l'equí (adaptació de Morris & Reich, 2013; incloent dades de Burritt, Forst & Launchbaugh, 2006; Lu, 1988).

Aspectes inherents al pasturatge	Comparació
Pressió de pasturatge	1 vaca = 8 ovelles = 11 cabres
Pasturatge selectiu	Cabra > ovella > vaca
Entrada en zones inundades	Vaca > cabra > ovella
Preferències	Vaques: pastura mèsica o humida Ovelles: pastura mèsica o seca Cabres: versàtil
Facilitat de contenció	Vaques > ovelles = cabres

Quan el bestiar trepitja les molleres malmet físicament les plantes, provoca alteracions al sòl, augmenta la terbolesa de l'aigua, compacta el sòl i crea espais amb sòl nu. Aquests canvis poden afectar a la qualitat de l'aigua, la infiltració d'aigua i aire al sòl, l'estructura del sòl i a la capacitat d'embornal de carboni del sistema. En conseqüència, afecta negativament al creixement de les plantes, produeix canvis en la composició de la vegetació i pot afectar als organismes del sòl i al processament de nutrients. La profunditat del sòl que s'altera amb el trepig augmenta com més gran és el pes de l'animal que hi camina. El bestiar boví i equí, que té major massa i àrea de peül·la que les ovelles, causa una major alteració i, en conseqüència, en disminueix la porositat. A les molleres, a més, els sòls saturats d'aigua són proclius a la desestructuració. Paral·lelament, el trepig afebleix o destrueix el tapís vegetal, reduint-ne la biomassa vegetal i convertint-se en un fanguer erosionant i sense vegetació. El sòl nu, a més, accelera l'escolament superficial, redueixen la captura de sediments i augmenten la quantitat de partícules del sòl, nutrients o contaminants que entren a la columna d'aigua (Morris & Reich, 2013).

La reducció de la biomassa vegetal i l'augment de sòl nu propicien l'establiment d'espècies (autòctones o invasores). Aquest canvi pot alterar el microclima atès que, generalment, la temperatura i la llum augmenten i poden estimular la germinació (Van der Valk, 1986) i contribuir a canvis de composició en la vegetació. La reducció de la coberta vegetal, per altra banda, representa reduccions en els dipòsits de carboni de la superfície i del sòl que, al seu torn, influeixen en els processos de nutrients i els organismes del sòl i els impactes posteriors sobre el creixement de les plantes. En aquests casos, es generen danys a l'ecosistema que poden ser difícils de revertir (Morris & Reich, 2013).

La deposició d'excrements i orina és un altre efecte a tenir en compte donat que alteren la composició de les aigües superficials i el cicle de nutrients mitjançant la introducció de nutrients i patògens, i augmentant el risc que a la columna d'aigua s'esgoti en oxigen (Morris & Reich, 2013). El bestiar que pastura assimila només una petita part dels nutrients que consumeixen i, en conseqüència quantitats substancials de nitrogen (N) i fòsfor (P) són excretades al sistema (Kirkham, 2006). Es calcula que el 80-90% de N i el 50-75% de P consumit pel bestiar s'excreta (Brundage, 2010). Aquestes aportacions poden promoure un increment de les plantes oportunistes o competitives, canviant així la composició de les comunitats vegetals (Belsky et al. 1999; Bedford & Godwin, 2003).

Les comunitats vegetals que apareixen a les molles, s'han anat adaptant al pasturatge. Les plantes que formen aquests ecosistemes oberts són majoritàriament hemicriptòfits graminoides, que responen a l'herbivorisme amb la formació de nous brots a partir de les seves estructures subterrànies o basals, com ara rizomes o tubercles (Illa et al. 2006; Azorín & Gómez, 2008). D'aquesta manera, la seva supervivència no depèn de la reproducció sexual de cada període vegetatiu, sinó que moltes plantes no es reproduïen sexualment cada any, o si ho fan, la pluja de llavors no juga un paper clau en la seva dinàmica poblacional. Així i tot, la pluja de llavors de les plantes de mollera pot resultar important en la colonització d'espais lliures – com poden ser sòls pertorbats pel bestiar – o en la dispersió de llavors entre molles – sobretot en el cas de molles petites però prou properes entre elles.

Un herbivorisme moderat pot afavorir unes certes gramínies o ciperàcies, donada la seva capacitat de rebrot (Grime, 2006). En el cas de les molles, algunes espècies de *Carex* (com a *C. nigra* o *C. rostrata*) semblen respondre a aquesta estratègia (Allen & Marlow, 1994), la qual cosa ajudaria a explicar el seu paper preponderant en diferents comunitats. També es veuen incentivades algunes espècies amb estructures de defensa contra els herbívors, siguin espines o metabòlits secundaris tòxics o repel·lents (Van der Meijden et al., 1988; Azorín & Gómez, 2008). El consum de biomassa per part del bestiar en zones humides afecta el creixement d'aquestes espècies i altera superficialment el sòl, incentivant processos de recolonització diferents (Kohler et al., 2006; Jones et al., 2011). Una intensitat d'herbivorisme moderada o intensa, comporta una disminució notable de la biomassa aèria que pot ser d'entre el 43% i el 87%. Tanmateix, la biomassa d'arrels pot disminuir al voltant d'un 32,5% amb una intensitat alta d'herbivorisme (Clary & Kinney, 2002; Matheson et al., 2002). Un altre efecte de l'herbivorisme és la limitació de formació de fruits i llavors (Olf & Ritchie, 1998; Huhta et al., 2003), la qual cosa afecta la renovació de poblacions vegetals. Tots aquests canvis en l'estructura de les comunitats vegetals, la producció vegetativa i reproductiva tenen el potencial d'alterar la dinàmica poblacional de les espècies i modificar la comunitat vegetal i la seva capacitat de control sobre els processos ecològics associats.

La importància biogeogràfica de les torberes a les muntanyes del sud d'Europa les fa susceptibles de protecció. A més, moltes de les espècies especialistes d'ambients humits de muntanya compten amb pocs efectius, i moltes vegades es troben en el seu límit de distribució geogràfica cap a la regió mediterrània. Gran part de les molles dels Pirineus pertanyen a Hàbitats d'Interès Comunitari (HICs), alguns dels quals prioritaris (CCE, 1992). A més a més, les molles també destaquen com a reguladores del cicle de l'aigua a les muntanyes i com a magatzem de carboni orgànic. Aquestes funcions són interdependents, i susceptibles de canvis en els balanços biogeoquímics a conseqüència de canvis ambientals o d'ús (Pant et al., 2003; Rydin & Jeglum, 2006). Més enllà de la seva protecció general en el marc d'àrees naturals protegides, avaluar els efectes del pasturatge i la capacitat de revertir-lo s'està convertint en una prioritat.

Encara que podem trobar molta informació sobre l'efecte del bestiar en les comunitats de plantes d'aiguamoll, se sap ben poc sobre la resposta de la vegetació a l'exclusió ramadera. Per exemple, sabem que aquesta gestió desafavoreix a les espècies de mida petita i cicle curt a causa de la

densificació de la cobertura vegetal (Merriam et al., 2018). A curt termini, augmenten les espècies amb alta capacitat d'expansió lateral i de creixement ràpid. Amb el pas del temps, però, van prenent més importància altres espècies més especialistes, que freqüentment són de recuperació més lenta (Arnesen, 1999; Stammel et al., 2003). Per altra banda, sabem que l'exclusió ramadera pot disminuir la pèrdua de sòl i la seva desestructuració mitjançant la restauració de la coberta vegetal i disminuint el sòl nu (Owens et al., 1983; Miller et al., 2010). És per això que l'exclusió de la pastura pot suposar un mètode de conservació eficient en algunes molleres amb elevat interès naturalístic. Per altra banda, no es coneix amb exactitud la capacitat de recuperació d'aquests sistemes pertorbats en el cas d'eliminar la pastura per complet, els processos ecològics que hi actuen, ni la velocitat de resposta de les comunitats de mollera i les plantes que les formen.

Objectius

Tenint en compte l'interès biogeogràfic i conservacionista de les mollerres pirinenques, així com la seva vulnerabilitat al pasturatge en alguns d'aquests indrets, iniciatives des de centres de recerca o entitat de conservació en promouen el manteniment, la millora i la recerca. Els experiments establerts per aquest estudi, s'emmarquen en tres objectius:

1. Protegir tres sistemes de mollerres (dues per a l'HIC 7110* i una per a l'HIC 7230) afectats per l'activitat ramadera i millorar el seu estat de conservació a través de la seva exclusió.
2. Descriure els processos de successió vegetal en mollerres d'alta muntanya pertorbades per l'ús ramader, durant els primers tres anys després de l'eliminació de la pressió ramadera.
3. Monitorar detalladament parcel·les permanents distribuïdes en àrees amb pressió ramadera i sense, per analitzar la resposta en paràmetres ambientals i ecològics relacionats amb la vegetació.

MATERIALS I MÈTODES

Àrea d'actuació i instal·lació de tancats

Aquest estudi s'ha dut a terme al Parc Natural de l'Alt Pirineu (PNAP), situat al Pirineu axial català, entre la Vall d'Aran i el Principat d'Andorra i amb una extensió de gairebé 70.000 ha. El PNAP combina una gran diversitat de paisatges propis de l'alta i de la mitja muntanya pirinenques, inclosos sistemes humits (molleres) d'alta muntanya.

El mostreig i la col·locació de tanques d'exclusió de pastura s'ha realitzat en tres sistemes humits, que inclouen diversos hàbitats, i que estan sotmesos a una forta pressió ramadera. Les àrees seleccionades han estat: Comes de Rubió, Guerossos i Coma de Burg (Fig. 1). En conjunt, són una bona representació dels sistemes de molleres del Parc Natural, cadascun amb les seves particularitats fisiogràfiques, ecològiques i de pressió ramadera (Taula 3).

A inicis de juny de 2018 i prèviament a l'arribada dels ramats de bestiar es va instal·lar a les localitats d'estudi una zona d'exclusió de pastura mitjançant un tancat format per estaves de fusta connectades amb cinta electrificada (Fig. 2 a, c i e). En tots els casos, la zona d'exclusió total de la ramaderia extensiva representa una part del sistema hidroturbós, la resta del qual queda per a lliure accés del bestiar i, per tant, com a zona control.



Figura 1. Àrea d'estudi. Superfície del PNAP en color verd. Els asteriscs grocs indiquen les localitats de seguiment.

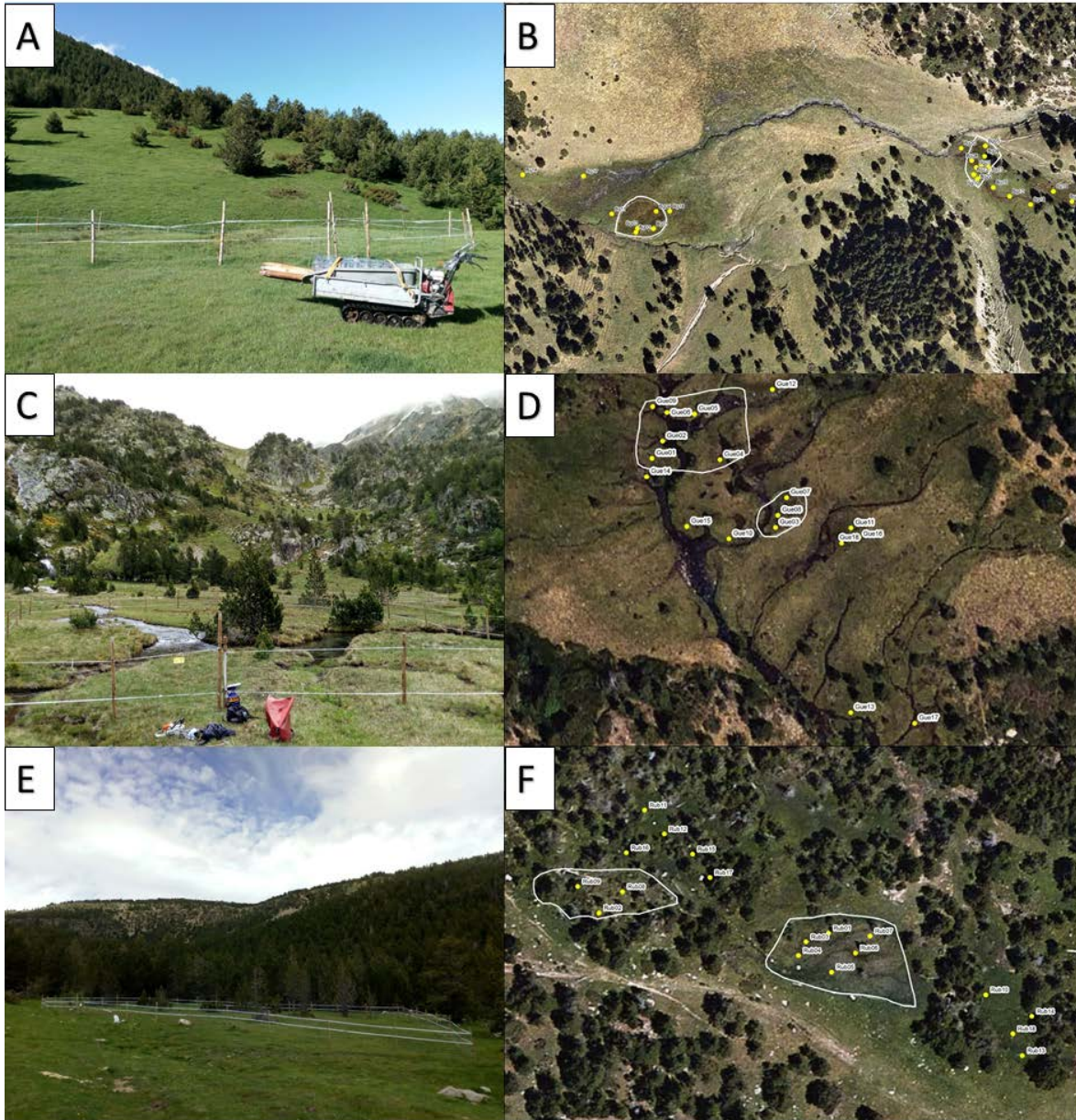


Figura 2. Fotografies dels tancats de Burg (A), Guerosos (C) i Rubió (E). Ortoimatges dels tancats de les localitats de Burg (B) Guerosos (D) i Rubió (F), en les quals s'han situat els punts de mostreig, marcats en groc.

S'ha procurat que en totes les localitats, la zona d'exclusió ramadera i la zona control fossin comparables en termes d'hàbitats presents i de pressió ramadera. A finals d'agost de 2018, es van prendre mesures a camp per tal d'establir un índex de pressió ramadera per cada localitat, poques setmanes abans que el bestiar es retirés de les àrees d'actuació, al final de l'estiu. Per cada localitat, es van seleccionar diversos punts aleatoris separats entre ells per aproximadament tres metres: cinquanta-dos a Coma de Burg i cinquanta a Guerosos i Comes de Rubió (Fig. 2b, d i f). A cada punt es van anotar valors de tres mesures en requadres de 50×50 cm: (1) Grau de trepig, avalua en una escala de tres categories segons la quantitat de sòl nu visible arran del pas de bestiar (0, gens; 1, una àrea al voltant de 10×20 cm; i 2, l'àrea majoritària del quadrat mostrejat); (2) Fertilització, com al

logaritme en base 10 del nombre d'excrements de bestiar domèstic (o dels seus fragments); i (3) Grau d'herbivorisme, avaluat en una escala de quatre categories (0, imperceptible; 1, lleu; 2, mitjà; i 3, alt).

En aquest sentit, considerem tres nivells d'alteració generals: (1) amb herbivorisme evident (i amb deposicions i compactació del sòl) però sense discontinuïtats en el tapís vegetal; (2) amb petjades més o menys profundes que han trencat el tapís vegetal i deixen petits claps de sòl al descobert; i (3) amb punts ben evidents de desestructuració i erosió del sòl, coincidint amb llocs sovint entollats (Fig. 3).



Figura 3. Nivells de perturbació creixents reconeguts en els establiments de les molles en seguiment.

Taula 3. Descripció geogràfica i estructural de les tres localitats d'estudi. Per les variables numèriques es dona la mitjana \pm la desviació estàndard.

	<i>Coma de Burg</i>	<i>Guerossos</i>	<i>Comes de Rubió</i>
Altitud (msnm)	2.005	2.025	1.978
HICs	HIC 7230 i 7220*	HIC 7110*	HIC 7110* i 91D0
Coordenades (UTM)	31TCH615067	31TCH574288	31TCG551968
Herbivorisme	0,71 \pm 0,16	0,12 \pm 0,16	0,76 \pm 0,21
Pressió ramadera	Trepig	0,36 \pm 0,36	0,37 \pm 0,33
	Dejecció	0,25 \pm 0,27	0,02 \pm 0,08
Pastura	Equí / Boví	Equí	Equí / Boví
Substrat	Lutites i calcàries del Paleozoic	Lutites àcides del Paleozoic	Lutites àcides del Paleozoic

Mostreig de camp

Durant el mes de juny de 2018, es van caracteritzar les localitats sobre la base de paràmetres genèrics, relatius a tipus de substrat, posició topogràfica, tipologia hidrològica, comunitats vegetals i hàbitats presents, i ús ramader. En cada localitat es van establir divuit punts de mostreig permanents,

dels quals nou es troben dins del tancat i nou fora. El conjunt de punts de mostreig sense pasturatge representen submostres de cada localitat sota tractament d'exclusió, mentre que els punts amb pasturatge són submostres control.

Tots els punts es van situar on les evidències de l'alteració per trepig eren ben visibles, sigui en forma de sòl compactat i amb petjades profundes disperses (nivells 1 i 2 de pertorbació), sigui en forma de petites àrees amb vegetació oberta i irregular (nivell 3 de pertorbació). Esperàvem així poder seguir els processos claus que porten a la recuperació de les comunitats vegetals, com ara germinació i establiment de noves plantes, o expansió lateral de plantes ja establertes. En l'aspecte ecològic, els punts de mostreig intenten reflectir els tipus d'hàbitats hidroturbosos més rellevants en cada localitat que permetin documentar canvis més generals en la vegetació i en les diferents situacions ecològiques possibles.

A cada punt de mostreig es va definir una superfície de parcel·la permanent d'1 × 1 m marcant-la amb piquetes metàl·liques. Tots els punts es van equipar amb un tub de PVC de 16 mm de diàmetre i 80 cm de longitud, perforat lateralment, i clavat verticalment en el sòl, a fi de fer un seguiment del nivell freàtic i de prendre mostres de l'aigua freàtica (Fig. 4).



Figura 4. Punt de mostreig permanent. Vista zenital d'una parcel·la d'1 × 1 m marcada amb un tub de PVC blanc clavat verticalment.

Dinàmica i estructura de la vegetació

En l'òptim de la vegetació de l'any 2018 es va fer un seguiment de la vegetació de totes les parcel·les permanents de seguiment en les tres localitats, i es va repetir els anys 2019 i 2020. A cadascun dels divuit punts seleccionats per cada localitat (nou dins la tanca i nou fora) es va fer un mostreig exhaustiu mitjançant un inventari de vegetació en l'àrea d'1 × 1 m indicada. S'anotaven les espècies de plantes vasculars amb valoració visual de la seva cobertura en projecció, seguint l'escala de Domin, que consta de 10 intervals (van der Maarel, 1979). A més, per cada superfície inventariada, es va fer

una fotografia zenital, es van registrar amb GPS, i es van prendre mostres vegetals en els casos de dubtes en la identificació.

Posteriorment, es va convertir la cobertura en projecció de cada espècie al percentatge de recobriment que representa en l'escala de Domin, i es van utilitzar les taules resultants per a analitzar els canvis en la comunitat vegetal al llarg dels tres anys de mostreig. A més de la riquesa de cada parcel·la i de la suma de recobriments total, s'ha fet especial èmfasi en els canvis de recobriments de les espècies segons la seva classificació en nou grups funcionals diferents, basats en la relació que poden tenir amb la ramaderia (Taula 4). Es va calcular el recobriment ponderat de cada grup funcional per cada localitat i tractament, i per cada any. L'augment en recobriment d'un grup funcional dins el tancat d'exclusió podria exemplificar que hagi sigut un grup especialment afectat per la ramaderia, i que es vegi afavorit gràcies a l'exclusió. Per contra, esperem que disminueixi el recobriment d'aquells grups de plantes especialment adaptats a les condicions d'herbivorisme (per exemple fòrbies amb roseta basal), que en exclusió ramadera serien menys competitius. Finalment, esperem que amb les noves condicions ambientals (exclusió ramadera) la interacció entre espècies canviï, provocant canvis en la comunitat vegetal a mitjà o llarg termini, uns canvis difícilment detectables amb tres anys de tractament.

A més a més, es va avaluar el recobriment de tots els briòfits en la parcel·la, diferenciant-los segons si corresponien a esfagnes (*Sphagnum* spp.) o a altres briòfits. Es va fer especial èmfasi a la presència d'esfagnes morts (degut a la sequera o a la pressió ramadera), i finalment es va anotar el recobriment en projecció de les herbes i el percentatge de recobriment de sòl completament nu (torba al descobert, aigua superficial o altres substrats).

Paral·lelament, es va mesurar l'alçada de l'estrat herbaci dins la parcel·la en l'òptim de vegetació, com a mesura aproximativa de la productivitat del lloc, però també del grau d'herbivorisme. Per fer-ho, al llarg de les últimes setmanes de juliol de cada any (2018, 2019 i 2020) es van prendre deu mesures a l'atzar dins de cada parcel·la disposades de forma aproximadament equidistant al llarg de dues línies. Per a cada mesura es va anotar l'altura màxima en la qual un òrgan vegetal no reproductiu (i no lignificat) contactava amb una vareta disposada verticalment. En els casos en què la vareta no tocava cap planta vascular, el valor s'assignava a zero (briòfits, sòl nu, camèfits...). D'aquesta manera es van poder calcular dos indicadors de desenvolupament vegetal: (1) la mitjana de tots els deu valors de la parcel·la (incloent els valors zero) indica la coberta i abundància de l'estrat herbaci en el conjunt de la parcel·la; i (2) la mitjana de tots els valors sense incloure els valors zero, que indica l'alçada mitjana de l'estrat herbaci en els punts en què hi apareix, i es relaciona directament amb la productivitat del lloc o amb el nitrogen disponible per a les plantes (segons dades pròpies no publicades).

Taula 4. Descripció dels grups funcionals segons la seva relació amb l'herbivorisme en què separem les plantes vasculares.

Grup funcional	Estratègia ecològica davant l'herbivorisme
Ciperàcies de fulla	Plantes amb el punt de creixement basal, protegit de l'herbivorisme. Acumuladores de silici a les fulles, la qual cosa els proporciona baixa palatabilitat. Majoritàriament especialistes de mollera. Limbe allargassat i pla que creix des de la superfície del sòl. Plantes perennes (rizomatoses o cespitoses).
Gramínies	Plantes amb el punt de creixement basal, protegit de l'herbivorisme. Acumuladores de silici a les fulles, la qual cosa els proporciona baixa palatabilitat. Limbe allargassat i pla; fulles que poden créixer des de l'alçada del sòl, o caulinars. Plantes perennes (rizomatoses o cespitoses).
Ciperàcies junciformes i joncs articulats	Plantes perennes de tiges verticals, amb fulles cilíndriques o absents. L'alçada, rarament superior a 15 cm, les pot protegir de l'herbivorime. Baixa palatabilitat.
Joncs junciformes	Plantes perennes de tiges verticals, sense fulles. L'alçada, sovint major de 20 cm, fa que estiguin exposades a l'herbivorisme, però tenen baix grau de palatabilitat.
Lleguminoses	Plantes fixadores de nitrogen, de fulla blana i alta palatabilitat. Els animals herbívors poden tenir preferència per aquestes plantes, encara que poden ser de mida petita.
Fòrbies amb espines o tòxiques	Plantes adaptades a evitar l'herbivorisme mitjançant estructures morfològiques (espines, aculèols, parts endurides) o adaptacions químiques (molècules tòxiques a les fulles o estructures aèries).
Fòrbies amb roseta basal	Plantes adaptades a l'herbivorisme gràcies a un creixement prostrat que evita ser disponibles pels animals. Roseta basal de fulles, o molt poca alçada de la planta, també en estadis adults. Generalment amb alta palatabilitat i perennes.
Fòrbies altes	Plantes poc adaptades a l'herbivorisme. El creixement vertical de les parts aèries l'exposa als animals, sobretot en estadis de desenvolupament avançats. Generalment amb alta palatabilitat i perennes.
Camèfits i faneròfits	Plantes que presenten tiges lignificades a la part aèria i que rebroten passat el període desfavorable (hivern) a partir d'estructures elevades damunt del nivell del sòl. Disponibles per als animals herbívors, però en general amb poca palatabilitat, sobretot en les parts lignificades. Poden servir de refugi per altres plantes.

Paràmetres ecològics

Filtratge i anàlisi d'aigües

Al llarg dels tres anys d'experimentació, es van recollir mostres d'aigua de l'interior de piezòmetres (tubs foradats lateralment cada 5cm). A cada visita vam mesurar la profunditat del nivell freàtic respecte el nivell del terra.

Les mostres d'aigua es van recollir en pots de 50ml. Algunes mostres d'aigua de 2020 de la localitat de Guerossos, però, es van recollir esprement la part superior del sòl (majoritàriament torbós) perquè el baix nivell freàtic impedia treure suficient aigua dels tubs. Les mostres recollides es van guardar etiquetades a la nevera i, posteriorment, es van congelar.

Al laboratori, es va mesurar el pH i la conductivitat elèctrica de les mostres d'aigua descongelades mitjançant un pH-metre i un conductímetre, i es van filtrar totes les mostres. Amb una xeringa de 10 mL es van agafar 2 mL d'aigua miliQ i es va netejar el filtre (0.45µm). Tot seguit, es va succionar 10

mL de mostra d'aigua amb la xeringa neta i es va buidar tot el contingut filtrat a un vial net prèviament etiquetat.

Un cop realitzats tots els filtratges es van dur a analitzar. Per una banda, es van analitzar els nitrats i nitrats, l'amoni i els fosfats al Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB). Per altra banda, la resta de mostres d'aigua filtrada es van acidular amb àcid nítric (1% del volum de la mostra). Totes les mostres es van analitzar als serveis científicotècnics de la Universitat de Barcelona per obtenir les dades de composició química: fòsfor, potassi i ions metàl·lics (silici, sodi, ferro, manganés, calci, sofre, magnesi i alumini).

Grau de compactació del sòl

El pas del bestiar provoca la compactació del sòl a les pastures, incloent les molles i torberes, sobretot en àrees amb el nivell de l'aigua freàtica mitjà o baix. Davant l'exclusió ramadera preveiem que les capes superficials del sòl es facin més flonges, i la capa de briòfits superficial – en cas que n'hi hagi – guanyi alçada i sigui més fàcilment penetrable. La descompactació del sòl pot incidir en l'oxigenació de la capa edàfica superficial, la renovació d'elements químics dissolts en l'aigua freàtica, l'expansió d'arrels i rizomes, o la velocitat de descomposició de la matèria orgànica o torba, entre d'altres.

L'any 2020 s'ha mesurat el grau de compactació del sòl a les tres localitats d'estudi tant dins com fora dels tancats, amb l'objectiu de detectar diferències segons la pressió o exclusió ramadera dels darrers tres estius. En tots els casos, s'han mostregat àrees amb comunitats vegetals iguals dins i fora dels tancats, i s'ha realitzat el mostreig en un mateix dia, per evitar l'efecte d'altres variables que podrien modificar els resultats (precipitació dels darrers dies, coberta de molses segons l'hàbitat, freqüentació del bestiar...). S'han utilitzat dues metodologies diferents, que detallem a continuació.

A la localitat de Comes de Rubió es va utilitzar una mesura de la densitat del sòl com a *proxy* del grau de compactació (a major densitat, major compactació del sòl). Es van recollir mostres dels primers centímetres de sòl utilitzant una sonda de sòls de 15 mm de radi, i es va repetir el mostreig en diferents punts a l'atzar dins i fora dels tancats d'exclusió. Es va calcular el volum de les mostres i es van assecat a l'estufa durant 48 h a 80 °C. Els resultats s'expressen en mg/cm³.

A les localitats de Coma de Burg i Guerossos es va recórrer al mètode de la penetració d'un objecte punxegut al sòl, en aquest cas una navalla. Es deixa caure un objecte punxant, amb un pes conegut i des d'una altura constant, i s'anota la profunditat a la que ha quedat clavada la navalla. Es repeteix el procediment 25 vegades dins la tanca i 25 més fora de la tanca, en ambients el màxim de similars entre ells. La profunditat mitjana a la que s'enfonsi la navalla serà la *proxy* de la compactació del sòl (a major profunditat, menor compactació).

Biomassa

Al llarg de l'estiu, es van agafar deu mostres (cinc dins la tanca i cinc fora) de biomassa per localitat. Cada mostra va associada a una de les parcel·les permanents, encara que es troben desplaçats per no influir en l'inventari de l'any vinent. Cadascuna de les mostres està constituïda per la suma de cinc submostres de 10×20 cm de biomassa, agafades cada 50 cm des del final de l'inventari d' 1×1 m, seguint una recta des del tub freàtic i en una direcció concreta (Fig. 5).

Per cada submostra, es va ancorar a terra una grapa de metall de 10×20 cm, plana, clavada amb dues piquetes (Fig. 6). En cada submostra es va recollir el material retallant la biomassa aèria de les plantes vasculares amb unes tisores de podar. Es va procurar recollir tot aquell material que hagués brotat dins l'àrea de la grapa, tots els brots sencers i els possibles estolons. Les mostres recollides es van guardar en bosses de plàstic etiquetades i es van guardar a la nevera.

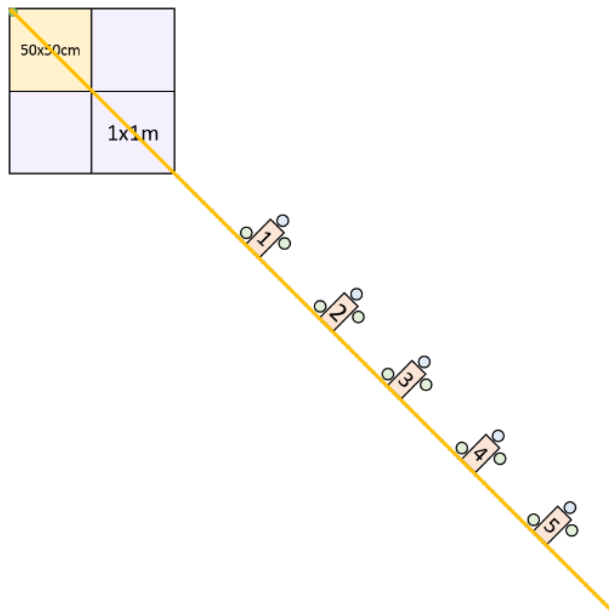


Figura 5. Esquema de l'estructura del mostreig de l'estructura de la biomassa. Distribució de les cinc submostres (rectangles en taronja) respecte a l'inventari (quadrat de dalt a l'esquerra). En groc, cinta mètrica.



Figura 6. Grapa metàl·lica de mostreig de biomassa a camp, que defineix una superfície de 10 × 20 cm.

Immediatament després, al laboratori, es van seleccionar submostres de les mostres recollides a camp. Les submostres descartades es van pesar amb una balança de precisió, es van guardar en sobres etiquetats i es van assecar a l'estufa. Per a cada submostra seleccionada, es va seleccionar el material per a realitzar l'estudi de la biomassa (fulles, brots, plantes vives, peduncles florals i estolons) i la resta de material es va agrupar com a brossa en sobres etiquetats i es va assecar a l'estufa. El material seleccionat es va classificar en nou grups funcionals d'espècies vegetals basades en la relació que poden tenir amb la ramaderia, com ara la palatabilitat, les adaptacions a rebrotar, les adaptacions morfològiques o químiques per esquivar l'herbivorisme, etc. (Taula 4). Les submostres agrupades en grups funcionals, es va guardar en sobres etiquetats amb el número de grup funcional i el codi de l'inventari, es van assecar a l'estufa i pesar.

Totes les submostres es van assecar a 60 °C durant 48 h i es van pesar amb una balança de precisió: submostra descartada (no catalogada en grups funcionals), brossa de la part seleccionada (no catalogada en cap tipus funcional), i grups funcionals de la submostra seleccionada. Amb aquests resultats es van poder calcular les proporcions de cada grup funcional sobre la biomassa total, i es van calcular els valors absoluts de biomassa en g/mm^2 per a cada grup funcional, mostra i localitat.

Floració

Les parts sexuals de les plantes herbàcies se situen gairebé sempre a les parts més altes de la biomassa aèria, i això les fa especialment exposades i vulnerables a l'herbivorisme. En les molleres més pasturades, com en les pastures, l'èxit reproductiu sexual de les plantes pot ser molt menor al seu èxit potencial. L'exposició continuada a la pressió ramadera podria debilitar molt el banc de llavors del sòl, generalment de poca durada, i dificultar la capacitat colonitzadora de plantes de mollera a espais oberts mitjançant germinació de llavors.

Per això, a més dels inventaris florístics hem volgut documentar el grau de floració de les plantes vasculars en la mollera de Burg tant dins com fora dels tancats d'exclusió. Es van situar deu punts de mostreig en línia recta, resseguint el tancat d'exclusió per fora, a uns dos metres de distància, i separant els punts uns altres dos metres entre ells per fer-los independents els uns dels altres. En cada punt de mostreig es van anotar el nombre d'espècies diferents florides en una àrea de 50 × 50 cm. Es va repetir el procediment dins el tancat, procurant que la comunitat vegetal mostrejada fos el màxim de similar a la de fora, i evitant així variacions en els resultats per aspectes fenològics de la naturalesa de les espècies presents.

RESULTATS I DISCUSSIÓ

Dinàmica de la vegetació

La caracterització de la composició específica de les diferents molleres es va realitzar a partir dels inventaris florístics que es van dur a terme cada estiu. La suma dels recobriments de les espècies per cada localitat ens indica quines són les espècies que tenen una presència més destacada a les diverses molleres i, en conjunt, representen la comunitat florística associada a aquestes. Les espècies més abundants associades a les tres localitats es recullen a la Taula 5.

En les tres localitats, les espècies dominants són espècies adaptades a les condicions ambientals de les molleres i són plantes comunes a les molleres dels Pirineus Centrals. A les localitat mostrejades s'hi apleguen espècies ciperàcies de fulla, del gènere *Carex*, i junciformes com *Eleocharis quinqueflora* i *Trichophorum cespitosum*; així com gramínies (*Agrostis stolonifera*, *Briza media*, *Festuca nigrescens*, *Festuca rubra* i *Nardus stricta*) i fòrbies baixes (*Parnassia palustris*, *Potentilla erecta* i *Viola palustris*). Aquestes espècies són plantes perennes que sobreviuen d'un any a l'altre gràcies a estructures de resistència que es disposen sota o arran del terra, i de les quals en treuen brots nous cada any.

Taula 5. Llista de les deu espècies més abundants associades a les tres localitats mostrejades. Dades: material suplementari.

Localitat	Espècie
Coma de Burg	<i>Carex nigra</i> , <i>Carex davalliana</i> , <i>Eleocharis quinqueflora</i> , <i>Carex panicea</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Carex lepidocarpa</i> , <i>Potentilla erecta</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Briza media</i> , <i>Agrostis stolonifera</i>
Guerossos	<i>Potentilla erecta</i> , <i>Carex nigra</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex echinata</i> , <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>Juncus alpinoarticulatus</i> , <i>Trichophorum cespitosum</i> , <i>Parnassia palustris</i> , <i>Festuca nigrescens</i>
Comes de Rubió	<i>Carex nigra</i> , <i>Carex echinata</i> , <i>Viola palustris</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex canescens</i> , <i>Potentilla erecta</i> , <i>Pinus uncinata</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Festuca nigrescens</i> , <i>Selinum pyrenaicum</i>

L'estructura de les comunitats al llarg dels tres anys de mostreig s'ha avaluat mitjançant la riquesa específica (nombre d'espècies presents a cada inventari) i l'abundància (suma dels recobriments de les espècies trobades als inventaris).

El canvi en el recobriment de cada espècie al llarg dels anys de mostreig es resumeix a les taules A.1, A.2 i A.3 de l'Annex 1. Al llarg dels anys, s'ha observat un increment general en el recobriment de moltes de les espècies de plantes vasculars en les parcel·les d'estudi, tant en exclusió ramadera com també en moltes parcel·les control. Els augments de recobriments al llarg dels anys també es van poder observar en la suma de recobriments (Fig. 7). La localitat de Coma de Burg va presentar diferències significatives amb tractament ($P = 0,0358$) on la suma de recobriments és major per a l'exclusió ramadera. A més, també van aparèixer diferències significatives entre anys ($P = 0,0362$) amb una tendència en augment al llarg del temps. La localitat de Comes de Rubió, per la seva banda, no va presentar diferències significatives al llarg dels anys, però l'augment de recobriment en exclusió ramadera sí que va presentar diferències significatives ($P = 0,0033$). Per últim, Guerossos presenta una tendència a l'augment al llarg dels anys en ambdós tractaments però cap canvi va resultar

estadísticament significatiu. Això pot ser degut a la irregularitat en els moviments diaris dels ramats de bestiar entre anys, i a les diferències de pressió ramadera que hi hagi pogut haver. Per exemple, a Guerossos l'impacte ramader ve donat principalment pel trepig, puntualment intens, d'un ramat d'eugues poc constant entre anys – es van documentar grans efectes l'any 2017, pel que es va decidir instal·lar el tancat d'exclusió, i posteriorment s'està documentant la recuperació gradual de la comunitat vegetal. Per la seva banda, els tancats de Burg se situen en una coma amb pastures prou extenses, i els ramats bovins i equins, encara que siguin força grans, poden causar una afectació variable entre anys sobre l'extensió de mollerres.

El canvi en la riquesa d'espècies al llarg dels anys de mostreig es representa a la figura 8. Al llarg dels anys, s'ha observat un increment general en la riquesa específica, tant en exclusió ramadera com també en les parcel·les control. La localitat de Comes de Burg presenta un augment de riquesa al llarg dels anys que és marginalment significatiu ($P = 0,0678$) així com un augment en les parcel·les en tractament d'exclusió ramadera que van presentar diferències significatives ($P = 0,0179$). A Guerossos, l'augment de riquesa específica al llarg dels anys no va presentar diferències significatives però sí que ho va fer el major nombre d'espècies en la situació d'exclusió ramadera ($P = 0,0012$). Per últim, la localitat de Comes de Rubió presenta una lleugera tendència en augment al llarg dels anys en ambdós tractaments però cap canvi va resultar estadísticament significatiu.

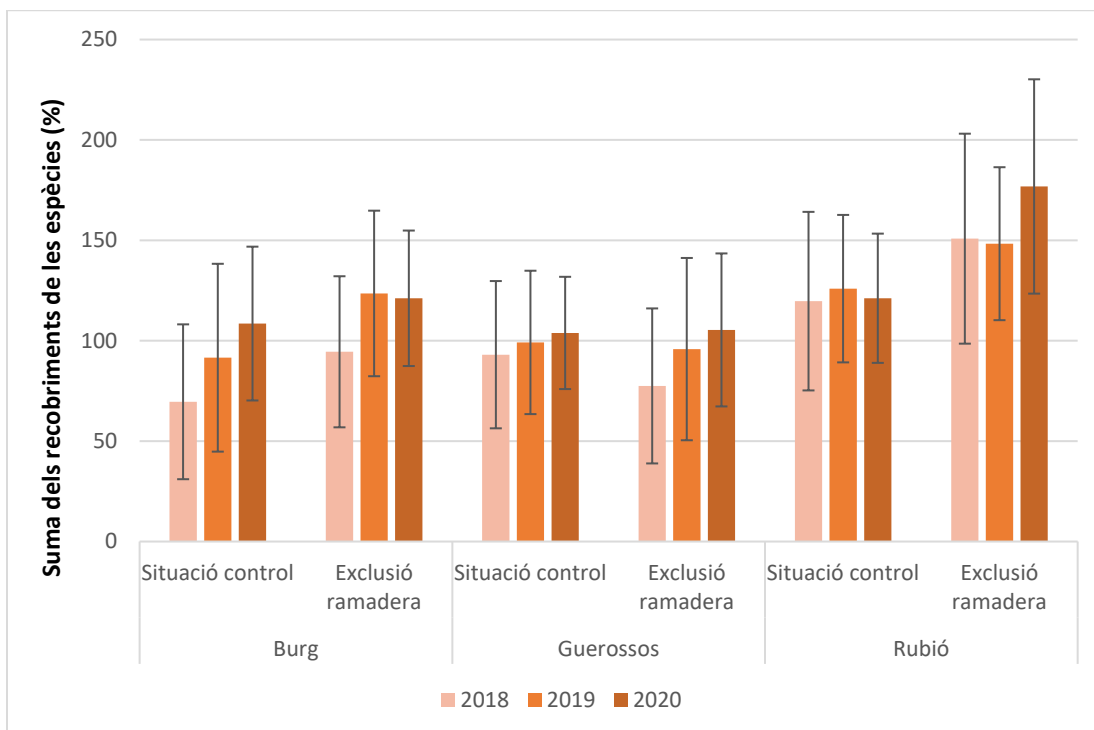


Figura 7. Representació en gràfics de barres de la suma dels recobriments de les espècies per a les tres localitats mostrejades. Es representa la mitjana i la desviació estàndard per cada any i tractament (exclusió ramadera i situació control).

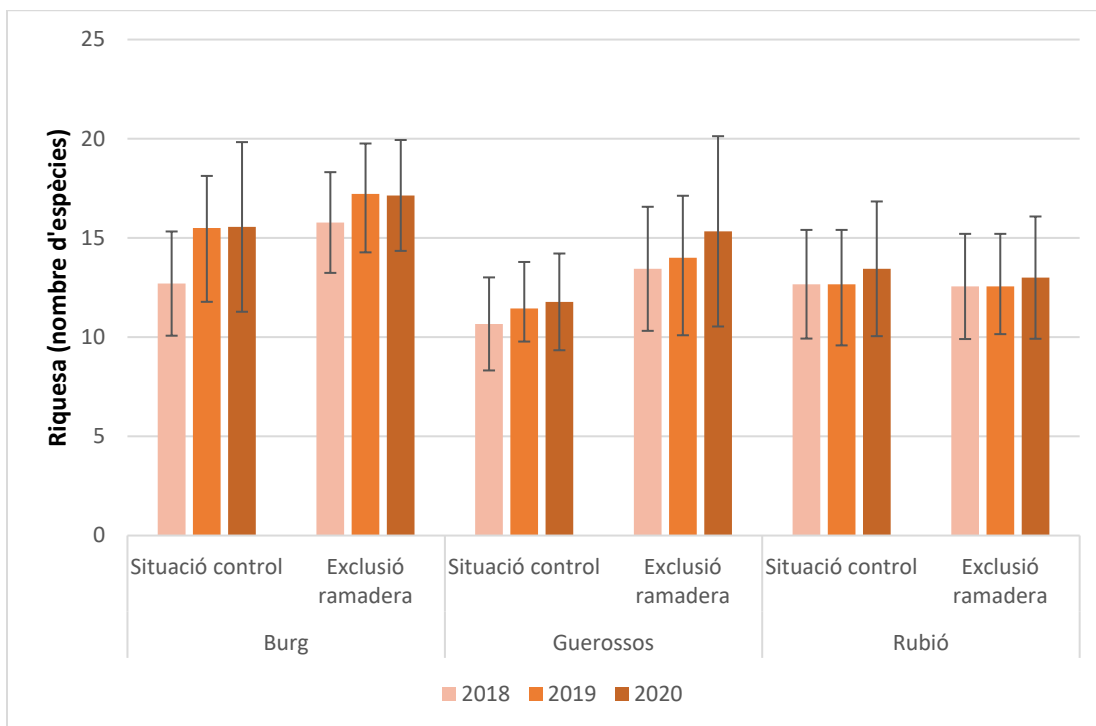


Figura 8. Representació en gràfics de barres de la riquesa d'espècies per a les tres localitats mostrejades. Es representa la mitjana i la desviació estàndard per cada any i tractament (exclusió ramadera i situació control).

En canvi, la majoria d'espècies han augmentat de recobriment, i ho han fet sobretot dins els tancats d'exclusió. A Burg (Fig. A.1) els resultats són menys clars. Els canvis de magnitud més gran s'han donat dins els tancats, possiblement per l'activació de processos de successió vegetal en canviar les condicions de creixement de les espècies que fan part de la comunitat de cada parcel·la. Tot i això, en totes les localitats, un bon nombre d'espècies presenten canvis molt lleus.

Les espècies amb canvis de dimensions més grans coincideixen amb les que tenen en general un recobriment major en els inventaris, com ara *Carex nigra*, *Carex echinata*, *Carex davalliana*, *Nardus stricta*, *Potentilla erecta*, *Trifolium repens* o *Viola palustris*, segons les localitats (informació disponible al material suplementari). En aquestes espècies la capacitat d'expansió es deu a mecanismes de clonalitat que permeten que, partint de poblacions ben establertes, siguin potencialment dominants.

En resum, doncs, la vegetació de molleres experimenta canvis lleus d'un any per l'altre, fins i tot amb un canvi d'ús ramader dràstic, com és l'exclusió total. A més, els canvis interanuals en la vegetació deguts a altres causes (variabilitat climàtica, sobretot) deuen ser d'una magnitud similar als canvis derivats de l'exclusió de pastura, fet que es veu reflectit en les diferències poc clares trobades entre la situació d'exclusió i la situació control. És d'esperar que la tendència en la dinàmica de la vegetació sigui més clara passats uns anys més d'exclusió ramadera.

Estructura de la vegetació

En totes les parcel·les de seguiment es va registrar el recobriment total que presentaven els cinc components estructurals de la vegetació: l'estrat herbaci (les plantes vasculares sense incloure els camèfits i els faneròfits), els esfagnes (molses del gènere *Sphagnum*), els esfagnes morts, els altres briòfits i el sòl nu (sense cap mena de vegetació).

Se'n va calcular la mitjana de recobriment en percentatge per cada localitat i segons la condició d'exclusió ramadera o control. A partir d'aquestes dades es van buscar les diferències entre anys de mostreig amb l'objectiu de detectar tendències concretes en la dinàmica de la vegetació segons la situació (Fig. 10). Els resultats de l'anàlisi estadística mostren que no hi ha diferències significatives segons el tractament (exclusió ramadera o situació control) per a cap dels cinc nivells de vegetació estudiats i en cap any de mostreig (2018, 2019 i 2020). No obstant, cada parcel·la ha patit canvis en la disposició dels estrats de vegetació. En aquest sentit hem de tenir en compte que les nou parcel·les de cada tractament i localitat són prou diferents entre elles com perquè aquests canvis encara no s'hagin traduït en un desplaçament de la mitjana dels valors registrats segons l'any de mostreig.

Amb tot, en tres anys de mostreig ja som capaços de detectar alguns canvis rellevants. Es va observar una tendència a l'augment de l'estrat herbaci en exclusió ramadera, encara que de magnitud variable segons la localitat. Així, l'augment més acusat s'observa entre el 2018 i el 2019, a l'inici de l'exclusió de la ramaderia. Al 2020 el recobriment de l'estrat herbaci dins les tanques d'exclusió s'ha mantingut elevat. La coberta d'esfagnes (només presents a Guerossos i a Rubió), van presentar també una tendència a augmentar en situació d'exclusió. Aquesta mateixa tendència es va documentar en situació control a la localitat de Rubió. El recobriment de totes les altres molses també ha tendit a augmentar, encara que de manera irregular segons la localitat i el tractament. Per exemple, a Rubió han augmentat sobretot a dins dels tancats, però a Burg ho han fet a fora. Hem detectat que l'increment en el recobriment de molses (ja siguin esfagnes o no) ha anat acompanyat, sovint, del detriment de la coberta de sòl totalment nu. D'aquestes dades se n'extreu que les molses aprofiten la disponibilitat de sòl nu per colonitzar nous espais, recobrint-los i iniciant el procés de cicatrització d'àrees danyades per un trepig excessiu del bestiar. Haver observat aquesta tendència tant dins com fora dels tancats en diferents localitats es pot explicar per la freqüentació variable del bestiar entre anys de mostreig (per exemple a Burg, amb bones extensions de pastures disponibles, les zones de pas dels ramats bovins i equins varia segons l'estiu). A més, aquest augment de molses en la situació control pot ser causada per l'efecte de l'herbivorisme sobre l'estrat herbaci i les dejeccions del bestiar. Hi ha dos possibles mecanismes que promourien el creixement de les molses. En primer lloc, una reducció de l'ombra de les plantes vasculares, a través de la seva eliminació pel bestiar, provocaria un augment del creixement de molses (Van der Wal et al., 2005). En segon lloc, els nutrients addicionals provinents de les dejeccions eliminarien les limitacions de nutrients en superfície, afavorint així el creixement de les molses (Aerts et al., 2001).

Per últim, els canvis que ha sofert el sòl nu és una bona mesura de la intensitat de pasturatge i és possible que es detectin recolonitzacions (Jones et al., 2011). Segons el tractament, es van observar

canvis d'aquests recobriments entre els anys 2018 i 2020 (Figura 9) en diferents direccions (principalment disminució, amb alguna excepció), però cap d'ells va resultar significatiu. Cal tenir en compte que la desviació dels valors en una mateixa localitat és elevada, perquè els inventaris es van instal·lar en àrees representatives de l'impacte del bestiar dins de cada localitat, tant en exclusió ramadera com en situació control. Per això, en algunes parcel·les de seguiment la coberta de sòl nu era molt baixa des de l'inici dels seguiments (parcel·les amb compactació del substrat però sense trencament de la coberta vegetal). Cal dir que es van descobrir alguns canvis inesperats per al sòl nu que s'atribueixen a problemes de mostreig. En cas que els canvis no siguin deguts a aspectes metodològics, les relacions trobades es confirmaran en estimacions en anys posteriors de seguiment, quan les diferències entre inici i el final dels seguiments sigui major que la diferència entre parcel·les de seguiment un mateix any.

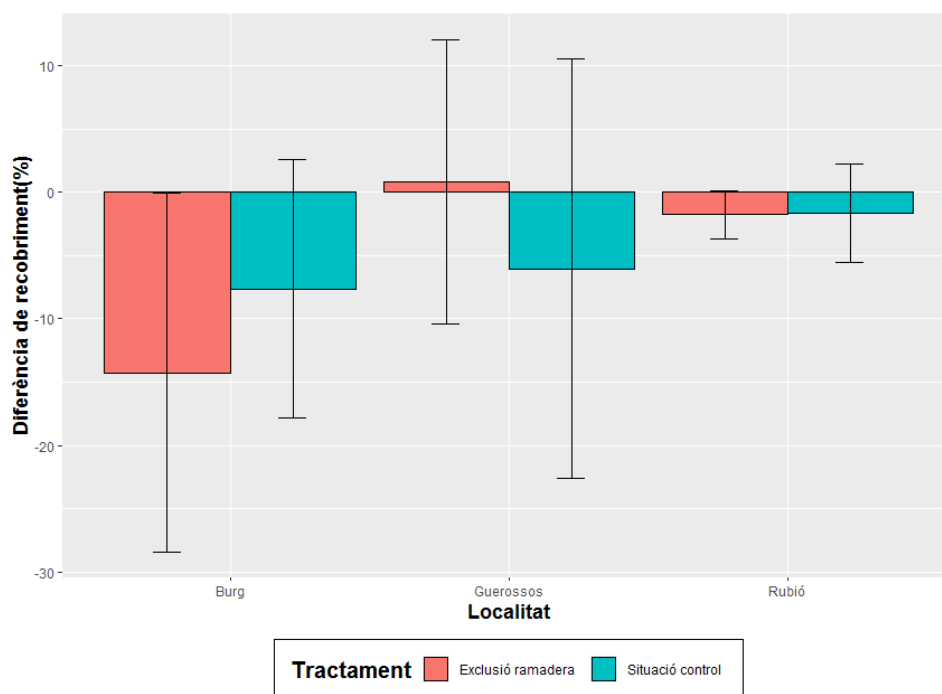


Figura 9. Representació en barres del canvi en el percentatge del sòl nu en les tres localitats estudiades. Es representa la taxa de canvi mitjana i la desviació estàndard entre els anys 2018 i 2020 per cada localitat estudiada (Burg, Guerossos i Rubió). En vermell, la situació d'exclusió ramadera; en blau, la situació control.

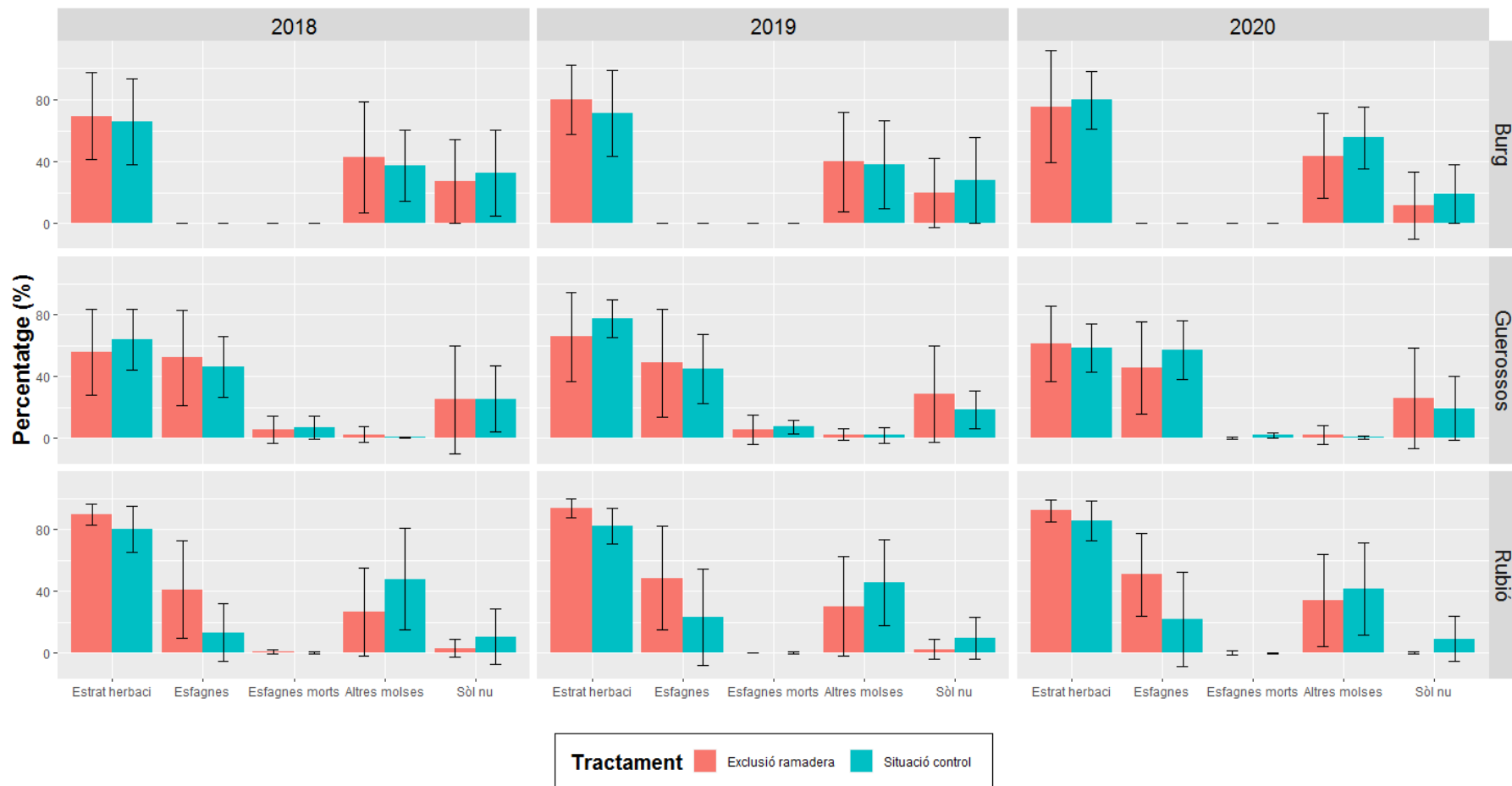


Figura 10. Representació en gràfics de barres del recobriment dels cinc components estructurals de la vegetació (estrat herbaci, esfagnes, esfagnes morts, altres molses, i sòl nu). Es representa la mitjana i la desviació estàndard en les tres localitats d'estudi (Burg, Guerosos i Rubió), al llarg dels anys de seguiment (2018, 2019 i 2020). En vermell, la situació d'exclusió ramadera; en blau, la situació control.

Alçada de la vegetació

En tots els punts de mostreig es van recollir dades de l'alçada de la vegetació (10 punts a l'atzar dins de cada inventari de seguiment permanent). En la Figura 11 es mostren els valors d'alçada de la vegetació en les diverses localitats i tractaments (situació control i exclusió ramadera). En termes generals, l'alçada de la vegetació va ser superior en la situació d'exclusió ramadera que en situació control, amb un p-valor significatiu ($F= 49,648$; $P < 0,0001$). En les tres localitats d'estudi es van observar diferències significatives entre la situació control i la situació d'exclusió ramadera ($F= 6,068$; $P = 0,003$).

En analitzar les dades que inclouen alçades amb valor zero en les localitats de Burg i Rubió es van trobar diferències significatives tant pel tractament ($P_{bg} < 0,0001$; $P_{rub} < 0,0001$) com per l'any ($P_{bg} = 0,02$; $P_{rub} = 0,03$). Per contra, les dades d'alçada de la vegetació a Guerossos no van mostrar diferències significatives ni entre les dues situacions de tractament (exclusió ramadera i control) ($P = 0,16$) ni al llarg dels anys d'experimentació ($P = 0,31$). A més a més, les dades van mostrar una tendència a l'augment de l'alçada de la vegetació a les localitats de Burg i Rubió pel tractament d'exclusió ramadera, mentre que a Guerossos s'observava una lleugera disminució de la mitjana d'alçada. La diferència entre la mitjana d'alçada de la vegetació de 2018 a 2020 per a Burg representa un augment de 4,59 cm; a la localitat de Guerossos de -0,57 cm; i, finalment, a Rubió d'1,31 cm.

En analitzar les dades que inclouen alçades sense valors zero (Fig. 12), es van trobar diferències significatives pel tractament a les tres localitats estudiades ($P_{bg} < 0,0001$; $P_{gue} = 0,004$; $P_{rub} < 0,0001$), però pel que fa a la variable temporal, només es van trobar diferències significatives en l'alçada de la vegetació a la localitat de Rubió ($P_{bg} = 0,19$; $P_{gue} = 0,20$; $P_{rub} = 0,003$).

Totes les dades van mostrar una tendència a l'augment de l'alçada de la vegetació a les localitats de Burg i Rubió en exclusió, mentre que a Guerossos es va observar una disminució despreciable. La diferència entre la mitjana d'alçada de la vegetació de 2018 a 2020 per a Burg representa un augment de 2,51 cm; a la localitat de Guerossos de -0,06 cm; i, finalment, a Rubió d'1,88 cm. Aquests resultats els atribuïm als efectes de l'herbivorisme en les dues localitats amb major pressió ramadera (veure Taula 3). Aquesta disminució pot provocar canvis en les interaccions planta-planta, en especial entre les plantes vasculares i els briòfits. Així, la reducció de la biomassa vegetal per herbivorisme pot afavorir el desenvolupament del tapís de briòfits. A més, l'ombra de les plantes sobre la superfície del sòl afecta la quantitat de fullaraca que queda al sòl un cop passat el període vegetatiu. Aquest fet afecta el cicle de descomposició de la matèria orgànica, l'acumulació de torba, la incorporació de nutrients al sòl, etc. A més, anticipa que, en condicions d'exclusió, les interaccions entre espècies puguin canviar per l'expressió de les diferents capacitats competitives (Clarkson et al., 2004; Ausden et al., 2005; Díaz et al., 2007). Així, igual com hem vist en els dos apartats precedents, els canvis observats entre tractaments i entre anys són lleus, però el seu efecte additiu o multiplicador fa preveure la consolidació de canvis més o menys profunds.

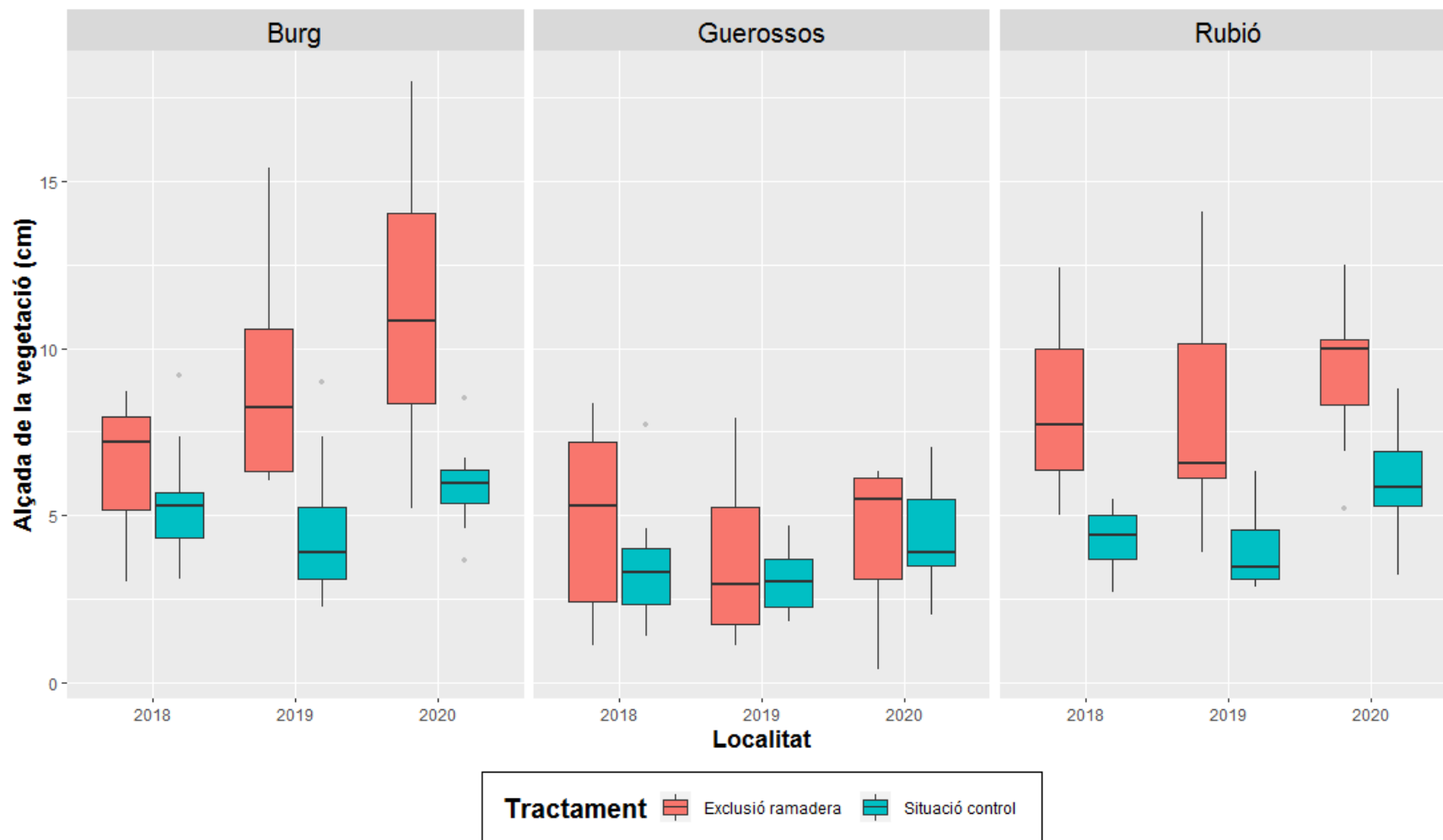


Figura 11. Representació en diagrames de caixes de l'alçada de la vegetació en les tres localitats d'estudi (Burg, Guerossos i Rubió), al llarg dels tres anys de seguiment (2018, 2019 i 2020), incloent els valors de zero. En vermell, la situació d'exclusió ramadera; en blau, la situació control.

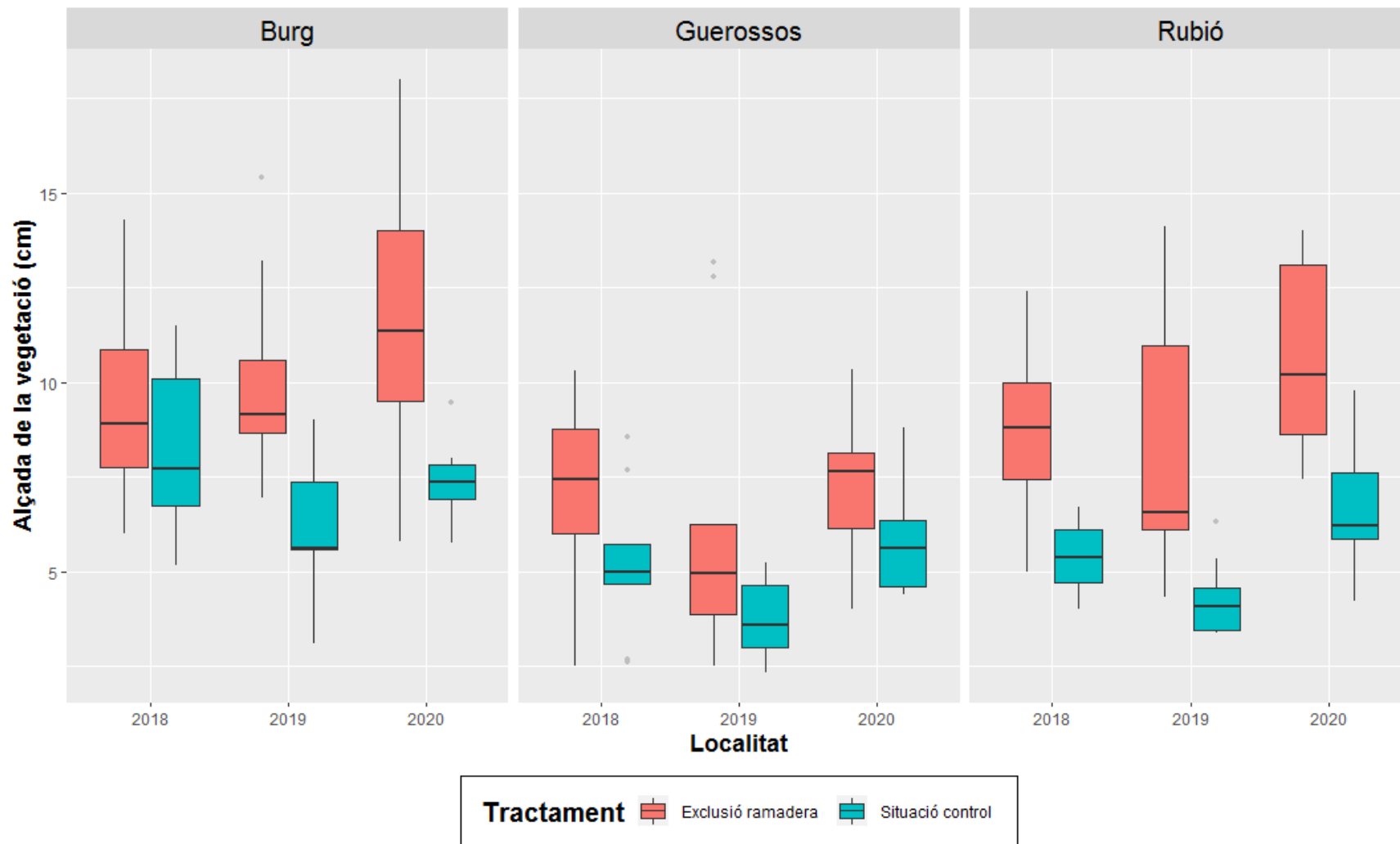


Figura 12. Representació en diagrames de caixes de l'alçada de la vegetació en les tres localitats d'estudi (Burg, Guerossos i Rubió), al llarg dels tres anys de seguiment (2018, 2019 i 2020), sense incloure els valors de zero. En vermell, la situació d'exclusió ramadera; en blau, la situació control.

Paràmetres ecològics

Per tal de mesurar les característiques ecològiques del sistema, es va anotar la profunditat de l'aigua freàtica (el nivell freàtic), la conductivitat elèctrica i el pH (Taula 6). La desviació dels valors en una mateixa localitat és elevada, ja que els inventaris es van instal·lar en condicions diferents d'inundació per a representar les diferents formacions vegetals i d'hàbitat dins de cada localitat, tant en exclusió ramadera com en situació control. No obstant, els valors mitjans a cada localitat, dins i fora de la tanca, són comparables.

Taula 6. Taula resum de nivell freàtic, conductivitat elèctrica i pH segons tractament i localitat. S'expressen les dades com la mitjana \pm desviació estàndard. El símbol negatiu del nivell freàtic indica que l'aigua se situa per sota del nivell del sòl (en cm).

Localitat	Tractament	Nivell freàtic (cm)	Conductivitat elèctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH
Burg	Exclusió ramadera	-13,000 \pm 10,076	355,922 \pm 144,136	7,032 \pm 0,218
	Situació control	-13,196 \pm 14,673	360,781 \pm 118,827	7,110 \pm 0,279
Guerossos	Exclusió ramadera	-18,926 \pm 14,055	113,532 \pm 134,533	5,861 \pm 0,706
	Situació control	-19,727 \pm 14,403	97,770 \pm 90,835	5,538 \pm 0,806
Rubió	Exclusió ramadera	-25,750 \pm 10,859	144,308 \pm 146,190	6,034 \pm 0,653
	Situació control	-19,246 \pm 14,983	101,359 \pm 121,536	5,851 \pm 0,359

Pel que fa al nivell freàtic, només es van observar diferències significatives entre localitats ($P = 0,002$), però no se'n van trobar entre la situació d'exclusió ramadera i la situació control. Es van trobar resultats semblants per a la conductivitat elèctrica. No van aparèixer diferències significatives entre els dos nivells de tractament (exclusió ramadera i situació control) però sí que se'n van trobar quan es van comparar les dades de les tres localitats ($P < 0,0001$), on destacaven els valors elevats de Burg. Per últim, les dades de pH van mostrar també diferències significatives únicament en analitzar les diferències entre localitats ($P < 0,0001$), però no segons la variable tractament dins de cada localitat. Així i tot, a les localitats de Guerossos i Rubió s'hi va observar un pH inferior a les parcel·les que es trobaven en situació control. Aquests resultats ens indiquen que existeixen condicions prou diferents a les tres localitats.

En relació a la qualitat de les aigües, la mollera de Burg s'alimenta d'aigües carbonatades provinents de les roques riques en calci del Pic de la Màniga. Són aigües riques en ions metàl·lics que deriven en un pH i una conductivitat elèctrica característiques de les molleres calcícoles com són les de la Coma de Burg. El nivell freàtic dels punts registrats en aquesta mollera és relativament elevat, i l'aigua es renova freqüentment per l'escolament subterrani d'una mollera amb cert pendent i pels rierols que la creuen.

Per la seva banda, a Guerossos s'han registrat les aigües freàtiques més àcides (pH per sota de 6) i amb menor conductivitat. L'aigua del riu que creua la mollera de Guerossos, que li dona nom, porta aigües molt pobres, provinents de la fosa de neu del circ de Certascan i de les lutites àcides majoritàries a les muntanyes de l'alt Pallars Sobirà. El nivell freàtic de Guerossos és generalment menor que el de Burg; la majoria de parcel·les s'han situat en llocs plans amb un gruix prou notable de torba al sòl, i molt sovint en tapisos d'esfagnes típics de torberes.

Finalment, a les Comes de Rubió s'han registrat valors intermedis de pH i de conductivitat elèctrica en l'aigua freàtica dels punts de mostreig. La vegetació que s'hi fa, tot i així, és la típica de molleres àcides de l'estatge subalpi, amb catifes d'esfagnes, gespes de càrexs i bonys d'esfagnes acompanyats de pi negre (veure Taula 3). En aquesta localitat es van situar punts de seguiment en comunitats i condicions ambientals força variables. Sembla lògic, doncs, que la variabilitat en el nivell freàtic sigui la més elevada d'entre les tres localitats.

Juntament amb les dades de nivell freàtic, conductivitat elèctrica i pH, es van analitzar les mostres d'aigua a fi d'estudiar-ne la seva composició química. Els resultats de fòsfor, potassi i els principals ions metàl·lics estan representats en la Taula 7. Cap dels components que es van analitzar en les aigües presenten diferències significatives entre les mostres recollides en situació control i les recollides en exclusió ramadera. Per altra banda, la majoria de mostres sí que presenten diferències significatives en els diversos anys, però aquestes no segueixen cap patró clar.

Tots els components que es van analitzar van presentar diferències significatives associades a la localitat. És esperable que les diferències ecològiques entre localitats determinin respostes diferents de la vegetació davant l'exclusió de la pastura, com comentem en altres apartats.

En relació a la fertilitat de l'aigua, els resultats no són conclouents. Així, la majoria de mostres van resultar tenir al voltant de $0,516 \pm 0,458$ ppm d'amoni, i no es van detectar diferències significatives entre tractaments ni localitats. Per als nitrats i els nitrits, pràcticament totes les mostres tenien continguts més baixos que el llindar de detecció dels aparells emprats per l'anàlisi (per sota de 0,378 ppm). El mateix va passar amb el fòsfor soluble reactiu (per sota de 0,074 ppm). Aquests resultats expliquen que el contingut en nitrogen lliure a les aigües que alimenten les tres molleres d'estudi són molt baixos, i aparentment l'afectació per les dejeccions i miccions per part del bestiar és molt lleu, o bé no s'ha pogut detectar arran de la poca àrea a la que afecten les dejeccions sobre el terreny.

Creiem que el nitrogen i el fòsfor lliures a l'aigua en un moment donat no contribueixen a la dinàmica del nitrogen per a les plantes vasculares que s'hi fan. Per això proposem, en mostresos futurs, mesurar la quantitat de nitrogen i fòsfor en fulla a les plantes dominants a les molleres. Aquestes mesures s'utilitzen recurrentment en estudis de trets funcionals i plasticitat fenotípica de plantes sota diferents condicions experimentals o climàtiques (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Per explorar aquesta possibilitat vam estudiar l'àrea específica foliar de *Carex nigra* dins i fora de les tanques d'exclusió. Es tracta d'un tret funcional que correlaciona amb la quantitat de nitrogen en fulla. Presentem els resultats preliminars a l'Annex 2.

Taula 7. Taula resum de l'anàlisi d'aigües freàtiques segons tractament, any i localitat. S'expressen les dades com la mitjana \pm desviació estàndard de la concentració en parts per milió (ppm).

Localitat	Any	Tractament	K	Si	Na	Fe	Mn	P	Ca	S	Mg	Al
Burg	2018	Exclusió ramadera	3,93 \pm 2,84	0,89 \pm 0,71	1,12 \pm 0,75	0,10 \pm 0,17	0,01 \pm 0,01	0,07 \pm 0,32	31,72 \pm 17,07	4,70 \pm 4,41	5,18 \pm 1,96	0,01 \pm 0,01
		Situació control	1,42 \pm 0,64	1,5 \pm 0,25	0,73 \pm 0,30	0,01 \pm 0,00	0,02 \pm 0,01	0,11 \pm 0,09	38,33 \pm 11,76	3,13 \pm 2,40	4,79 \pm 1,68	0,00 \pm 0,00
	2019	Exclusió ramadera	1,18 \pm 1,00	0,37 \pm 0,22	1,04 \pm 0,53	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	-0,08 \pm 0,09	19,07 \pm 11,8	2,61 \pm 1,99	3,37 \pm 0,54	0,01 \pm 0,01
		Situació control	1,34 \pm 1,14	0,45 \pm 0,24	1,08 \pm 0,40	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	-0,05 \pm 0,09	17,72 \pm 4,76	2,29 \pm 1,49	3,71 \pm 1,41	0,01 \pm 0,00
	2020	Exclusió ramadera	0,96 \pm 0,52	2,05 \pm 0,52	0,91 \pm 0,37	0,04 \pm 0,04	0,03 \pm 0,04	-0,03 \pm 0,06	0,00 \pm 0,00	4,63 \pm 3,27	5,43 \pm 1,22	0,02 \pm 0,01
		Situació control	0,84 \pm 0,74	2,18 \pm 0,62	0,74 \pm 0,52	0,07 \pm 0,10	0,02 \pm 0,04	-0,03 \pm 0,07	44,63 \pm 1,98	6,47 \pm 1,65	5,67 \pm 1,22	0,03 \pm 0,02
Guerossos	2018	Exclusió ramadera	1,87 \pm 0,52	0,59 \pm 0,06	1,39 \pm 0,58	0,12 \pm 0,10	0,04 \pm 0,04	0,08 \pm 0,06	9,75 \pm 6,70	0,81 \pm 0,30	0,33 \pm 0,18	0,06 \pm 0,02
		Situació control	3,80 \pm 0,67	0,34 \pm 0,03	1,77 \pm 1,14	0,04 \pm 0,02	0,04 \pm 0,02	0,07 \pm 0,07	8,45 \pm 7,86	0,97 \pm 0,36	0,55 \pm 0,24	0,02 \pm 0,01
	2019	Exclusió ramadera	4,13 \pm 1,66	0,18 \pm 0,08	1,83 \pm 1,36	0,12 \pm 0,15	0,02 \pm 0,03	0,03 \pm 0,13	1,67 \pm 1,54	1,58 \pm 2,69	0,38 \pm 0,37	0,04 \pm 0,03
		Situació control	4,70 \pm 2,61	0,66 \pm 0,47	2,92 \pm 0,67	0,05 \pm 0,04	0,01 \pm 0,01	0,04 \pm 0,16	1,06 \pm 0,75	1,39 \pm 0,81	0,25 \pm 0,25	0,07 \pm 0,05
	2020	Exclusió ramadera	3,35 \pm 1,95	0,63 \pm 0,24	2,31 \pm 0,71	0,15 \pm 0,12	0,03 \pm 0,03	0,09 \pm 0,07	4,99 \pm 3,91	2,86 \pm 2,21	0,77 \pm 0,57	0,08 \pm 0,04
		Situació control	3,66 \pm 2,36	0,75 \pm 0,48	2,27 \pm 0,38	0,16 \pm 0,12	0,05 \pm 0,04	0,08 \pm 0,06	3,77 \pm 1,91	2,54 \pm 1,55	0,70 \pm 0,34	0,08 \pm 0,03
Rubió	2018	Exclusió ramadera	0,95 \pm 0,00	1,09 \pm 1,28	2,20 \pm 0,46	0,17 \pm 0,12	0,03 \pm 0,01	0,04 \pm 0,00	14,02 \pm 10,68	1,23 \pm 0,88	1,42 \pm 0,23	0,03 \pm 0,02
		Situació control	1,54 \pm 1,11	0,26 \pm 0,12	2,04 \pm 0,32	0,17 \pm 0,11	0,05 \pm 0,04	0,02 \pm 0,04	5,40 \pm 1,65	1,48 \pm 1,87	2,19 \pm 0,73	0,02 \pm 0,01
	2019	Exclusió ramadera	3,67 \pm 1,72	0,34 \pm 0,34	2,71 \pm 0,58	0,08 \pm 0,07	0,03 \pm 0,02	0,02 \pm 0,08	7,12 \pm 10,0	0,91 \pm 1,81	1,64 \pm 0,69	0,00 \pm 0,01
		Situació control	2,45 \pm 1,67	0,21 \pm 0,07	2,49 \pm 0,44	0,13 \pm 0,13	0,05 \pm 0,04	0,01 \pm 0,08	3,30 \pm 1,20	0,44 \pm 0,89	1,55 \pm 0,50	0,01 \pm 0,01
	2020	Exclusió ramadera	0,89 \pm 0,68	3,65 \pm 0,67	1,96 \pm 0,69	0,12 \pm 0,08	0,03 \pm 0,04	-0,05 \pm 0,05	3,93 \pm 2,27	1,12 \pm 1,62	1,48 \pm 0,66	0,03 \pm 0,02
		Situació control	1,40 \pm 2,58	3,18 \pm 0,46	1,73 \pm 0,90	0,11 \pm 0,11	0,03 \pm 0,04	-0,05 \pm 0,05	5,56 \pm 6,33	1,29 \pm 1,51	2,03 \pm 1,93	0,04 \pm 0,04

Un altre paràmetre ecològic analitzat en el projecte ha sigut l'estat de compactació del sòl i la seva permeabilitat. Per fer-ho es van utilitzar dues metodologies diferents en funció de la localitat d'estudi, de les quals presentem seguidament els resultats. A les Comes de Rubió, la densitat del sòl en exclusió ramadera és de $85,61 \pm 28,99 \text{ mg/cm}^3$, mentre que en situació control la densitat és de $86,59 \pm 62,1 \text{ mg/cm}^3$. Aquests valors són molt semblants i no s'han detectat diferències significatives segons el tractament. Per altra banda, mitjançant la metodologia de la penetració d'un objecte punxant, tant a Coma de Burg com a Guerossos la penetració al sòl és major en exclusió ramadera que en situació control. És a dir, observem una progressiva descompactació del sòl després de tres estius d'exclusió ramadera, sense trepig continuat per bestiar domèstic. Les dades es resumeixen a la Taula 8.

Taula 8. Taula resum del grau de compactació del sòl a les localitats de Burg i Guerossos expressada com als centímetres de penetració al sòl per un objecte punxant des d'una alçada coneguda.

Localitat	Tractament	Penetració al sòl (cm)
Burg	Exclusió ramadera	$4,72 \pm 0,83$
	Situació control	$3,85 \pm 0,84$
Guerossos	Exclusió ramadera	$5,58 \pm 2,23$
	Situació control	$5,33 \pm 1,46$

Les dues metodologies utilitzades – densitat i penetració – tenen graus de complexitat diferents, sent molt més senzilla i pràctica la segona, ja que el mostreig no requereix del transport d'una sonda de sòls, i no inclou recollida de mostres ni processat posterior al laboratori (assecat, pes). A més, amb el mètode de penetració d'un objecte punxant som capaços de prendre mesures de molts més punts al llarg de tota la localitat, cosa que el fa més representatiu de les diverses condicions al lloc. Aquest mètode és l'únic amb el que hem pogut detectar diferències segons l'exclusió ramadera, i per tot això el prioritzem per si es vol repetir en altres ocasions.

Recobriments vegetals segons grups funcionals

L'abundància relativa dels diferents grups funcionals de plantes vasculars en les parcel·les de les tres localitats (en situació control i en exclusió ramadera) es poden consultar de manera gràfica en les figures 13, 14 i 15. Aquestes gràfiques mostren quins grups han guanyat rellevància al llarg del temps, un cop construïda la tanca d'exclusió. Els resultats indiquen processos diferents en cada localitat i entre localitats, cosa que es pot deure les interaccions entre espècies en comunitats diferents i en condicions ambientals contrastades. Així, la composició vegetal diferent de cada punt d'estudi pot determinar la resposta dels tipus funcionals segons les relacions entre espècies, i també la interacció entre les relacions entre espècies.

Dins la localitat de Burg no van aparèixer diferències entre les situacions d'exclusió ramadera i la situació control per cap dels grups funcionals. Per altra banda, a la localitat de Guerossos, van aparèixer diferències marginalment significatives per al grup funcional de les gramínies, que tendeix a un major recobriment dins les parcel·les d'exclusió ramadera ($F = 3,752$; $P = 0,06$) i el de les

ciperàcies junciformes i joncs articulats ($F = 2,486$; $P = 0,06$), que tendeix a un major recobriment dins les parcel·les de la situació control. Aquest grup de plantes sovint domina en àrees amb baixa densitat de recobriment, on no li cal ser competitiu, cosa que l'afavoriria en llocs mitjanament pertorbats per bestiar salvatge – senglars, presents a Guerossos – o domèstic.

Per últim, a la localitat de Rubió s'hi van trobar diferències significatives per al grup funcional de les ciperàcies de fulla ($F = 13,437$; $P = 0,0006$) i les fòrbies baixes o amb roseta basal ($F = 10,827$; $P = 0,002$). En contra del previst, l'abundància relativa de les fòrbies baixes va augmentar dins el tancat d'exclusió ramadera. L'explicació més plausible a aquesta observació és que possiblement sí que tinguin prou alçada perquè el bestiar arribi a menjar-se-les, i pateixin més pressió ramadera de la que inicialment hauríem previst. Així, després de tres anys d'exclusió del bestiar, el seu recobriment relatiu ha augmentat. Per la seva banda, les fòrbies altes tenen menys recobriment, i s'han mantingut estables al llarg del temps.

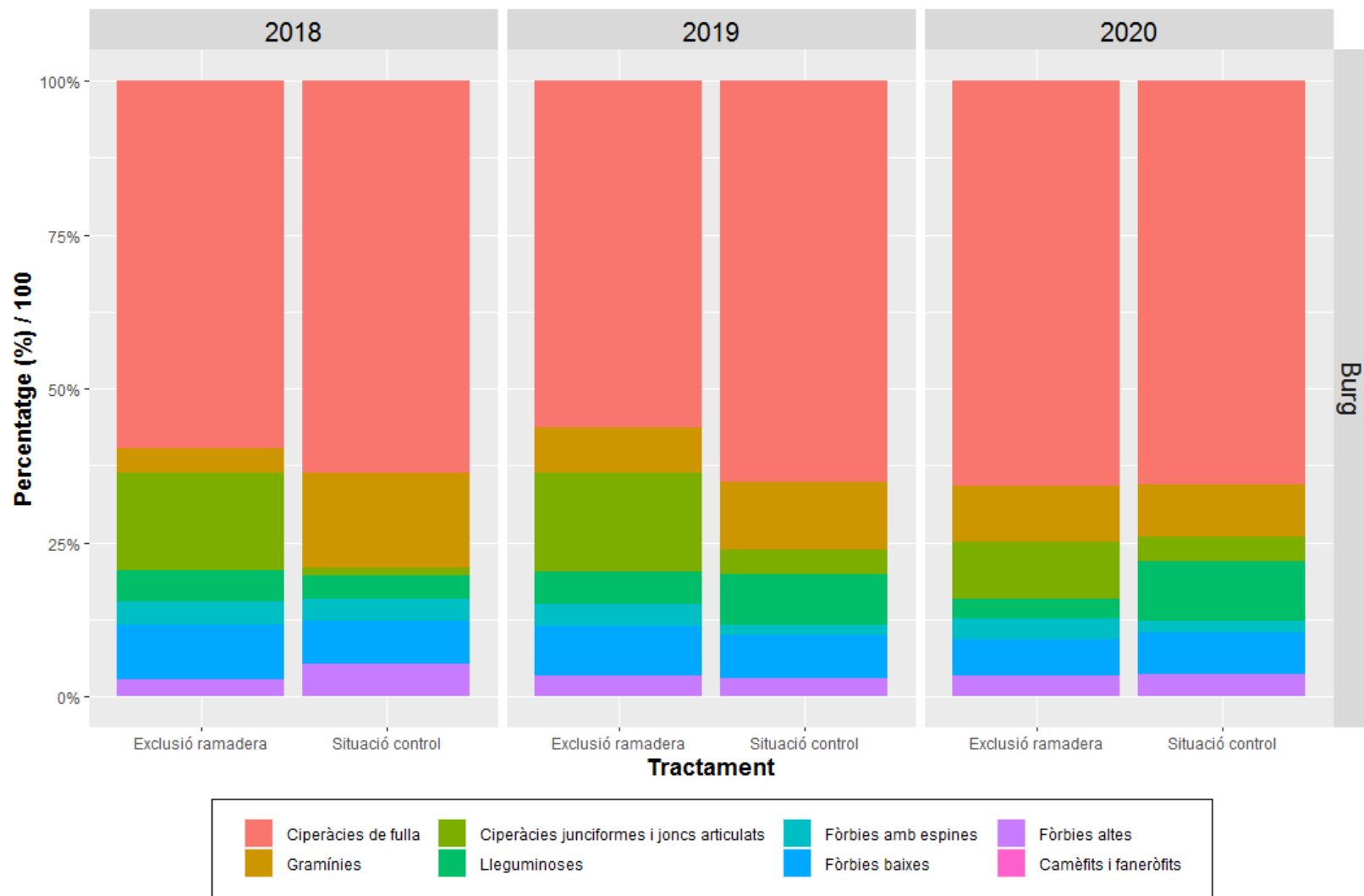


Figura 13. Representació en gràfics de barres apilades del percentatge de recobriment de diferents grups funcionals (representats per colors) a la localitat de Burg al llarg dels anys de seguiment (2018, 2019 i 2020). Es representen els valors segons el tractament (exclusió ramadera i situació control) per cada any.

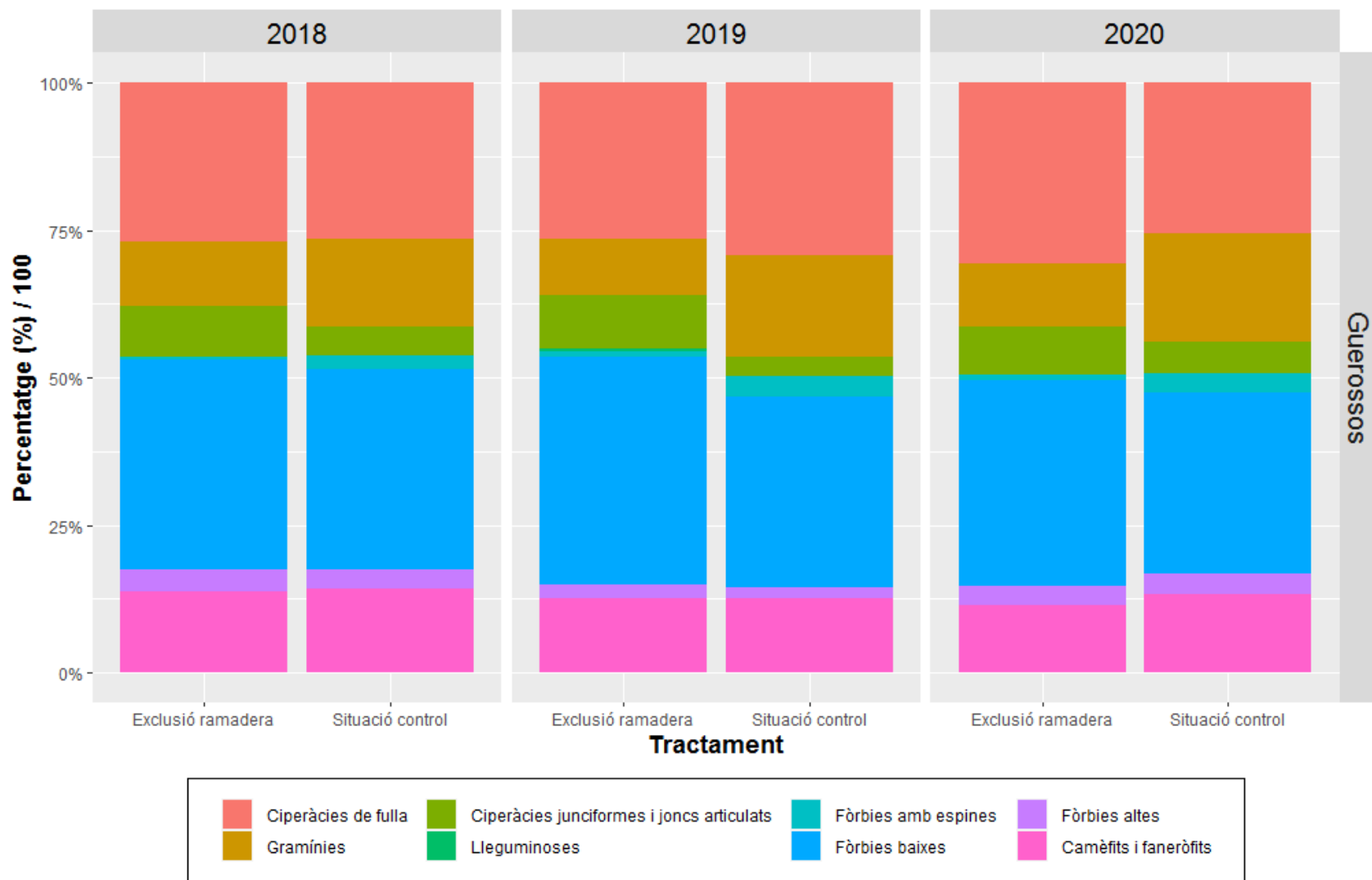


Figura 14. Representació en gràfics de barres apilades del percentatge de recobriment de diferents grups funcionals (representats per colors) a la localitat de Guerosos al llarg dels anys de seguiment (2018, 2019 i 2020). Es representen els valors segons el tractament (exclusió ramadera i situació control) per cada any.

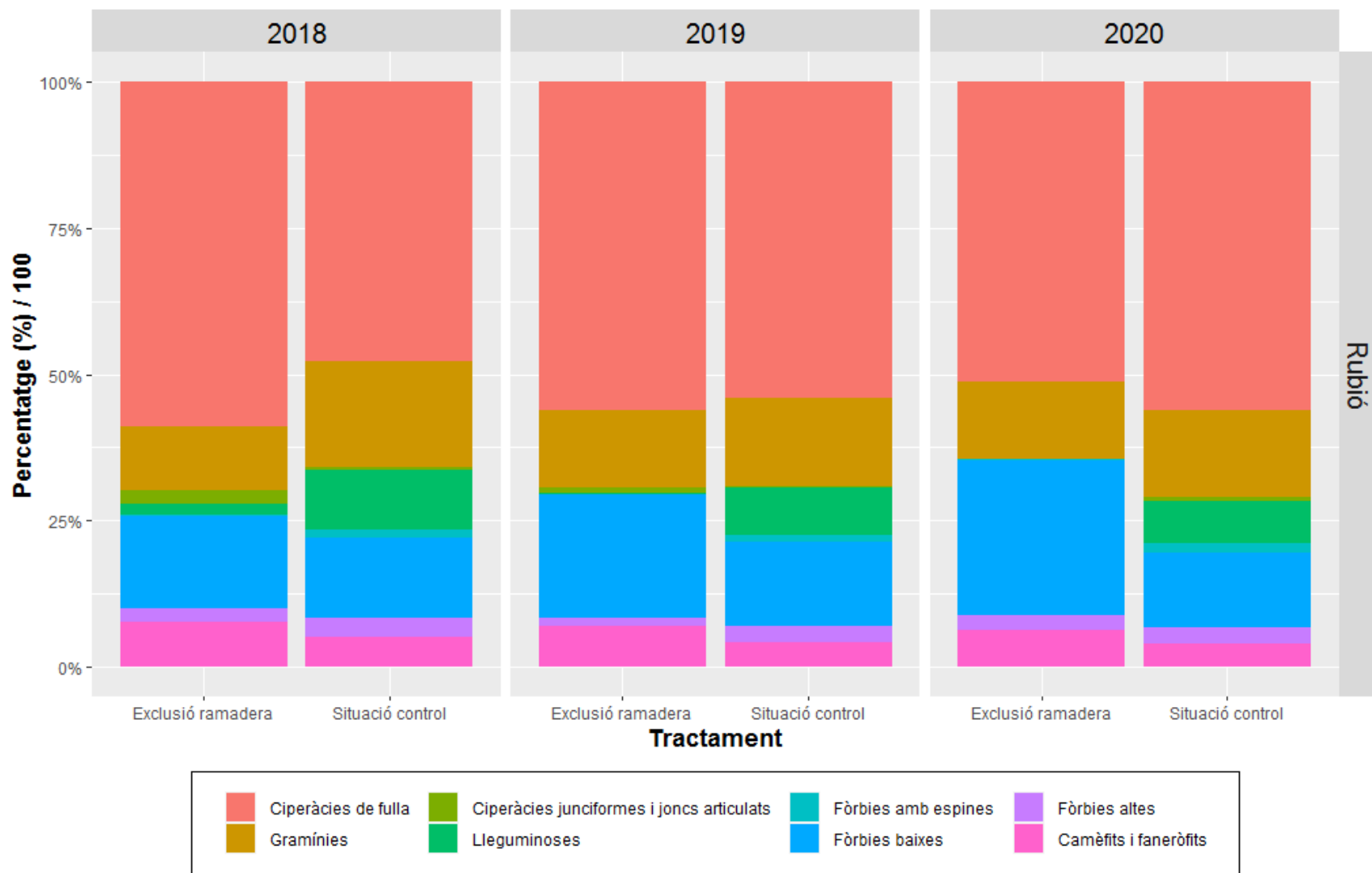


Figura 15. Representació en gràfics de barres apilades del percentatge de recobriment de diferents grups funcionals (representats per colors) a la localitat de Rubió al llarg dels anys de seguiment (2018, 2019 i 2020). Es representen els valors segons el tractament (exclusió ramadera i situació control) per cada any.

Biomassa

Vam analitzar la biomassa aèria de plantes vasculares a totes tres localitats d'estudi. Aquest paràmetre d'estudi, tot i requerir una gran quantitat de temps, es preveia que aportaria informació valuosa per a l'estudi dels canvis estructurals de la vegetació sota exclusió ramadera. Així, vam obtenir uns resultats clars en les tres localitats estudiades. Els resultats van mostrar una tendència notable d'acumulació de biomassa aèria major a les parcel·les que es trobaven en situació d'exclusió ramadera respecte de les que es troben en situació control.

En la Figura 16 i la Taula 9 s'aprecien els valors absoluts de biomassa per a cada grup funcional i un valor total (suma de tots els gups funcionals) per a les dues condicions d'estudi (exclusió ramadera i situació control). La majoria de grups funcionals tenen una biomassa major en situació d'exclusió ramadera, amb diferències significatives per a la biomassa total i per a les ciperàcies ($P_{total} = 0,006$; $P_{ciperàcies\ de\ fulla} = 0,037$). Per a més informació sobre el significat adaptatiu i ecològic de cada grup funcional enfront de la ramaderia, consulteu la Taula 4.

En la Figura 17 i la Taula 9 es presenten les mateixes dades, però s'expressen com a proporció del total de biomassa de cada mostra agrupades segons les dues condicions d'estudi (exclusió ramadera i situació control). L'anàlisi estadística de les dades conclou que hi ha diferències significatives entre els diferents grups funcionals ($F = 84,938$; $P < 0,0001$). La majoria de grups funcionals tenen una biomassa major en situació d'exclusió ramadera, però amb les dades de biomassa comparada no hem trobat cap diferència significativa respecte a la variable de tractament, en els anys mostrejats.

Hi ha diversos mecanismes pels quals els ramats redueixen la biomassa vegetal aèria. A més de l'efecte directe de l'herbivorisme eliminant fulles i brots, poden eliminar vegetació danyant les plantes físicament trepitjant-les i creant buits, així com alterar la producció reproductiva de la planta, conduint a noves interaccions competitives dins la comunitat i alterant el balanç de nutrients del sistema (Jones et al., 2011). Els resultats avaluen com l'herbivorisme afecta la biomassa, la reproducció i el creixement juvenil de les plantes que habiten a les mollerres (Crosslé & Brock, 2002; Hayball & Pearce, 2004 i Jones et al., 2011).

Pel que fa als canvis particulars en els grups funcionals, tot i no obtenir valors estadísticament significatius, es detecten algunes tendències. Els grups funcionals de les ciperàcies de fulla i junciformes van tenir una major biomassa en situació d'exclusió ramadera. La reducció de biomassa en la situació control és possible que es degui a l'herbivorisme i el trepig del bestiar com s'han observat en altres estudis d'efecte del bestiar boví i equí en sistemes torbosos i d'aiguamolls (per exemple, Haslam, 1969; Bassett, 1980; Duncan & D'herbès, 1982; Van Deursen & Drost, 1990; Vulink et al., 2000; Sun et al., 2011). Per altra banda, en les localitats de Burg i Rubió es van poder detectar majors biomasses en la situació d'exclusió ramadera per a les fòrbies baixes i amb espines o tòxiques. A més, la biomassa absoluta de les gramínies a Burg és major en exclusió ramadera, i a Guerossos les fòrbies altes pesen més en exclusió ramadera (Taula 9). Aquests grups poden patir herbivorisme selectiu en les parcel·les control, per culpa de tenir elevada palatabilitat i trobar-se disponibles per al

bestiar, de manera que es veuen afavorides per l'eliminació de la pressió ramadera a curt termini (major èxit en el creixement vegetatiu per als individus de dins els tancats).

Com que bona part de les plantes vasculars de les localitats d'aquest estudi són geòfits o hemicriptòfits clonals, a curt termini només podrem d'observar canvis en el creixement vegetatiu dels individus ja presents des de l'inici de l'exclusió ramadera. Així, inclús els canvis detectables en la biomassa absoluta, es tradueixen en canvis relativament lleus en la proporció entre grups funcionals. A llarg termini, en canvi, l'extensió dels individus pot veure's molt modificada degut a processos de successió vegetal en les noves condicions ambientals, i això faria incrementar força les diferències proporcionals de l'abundància dels grups funcionals entre dins i fora dels tancats. Esperem que un seguiment a llarg termini de la biomassa aèria pugui donar resultats més rellevants, sobretot pels grups funcionals com ara les ciperàcies, les gramínies i les fòrbies altes, d'elevada palatabilitat i accessibles per al bestiar.

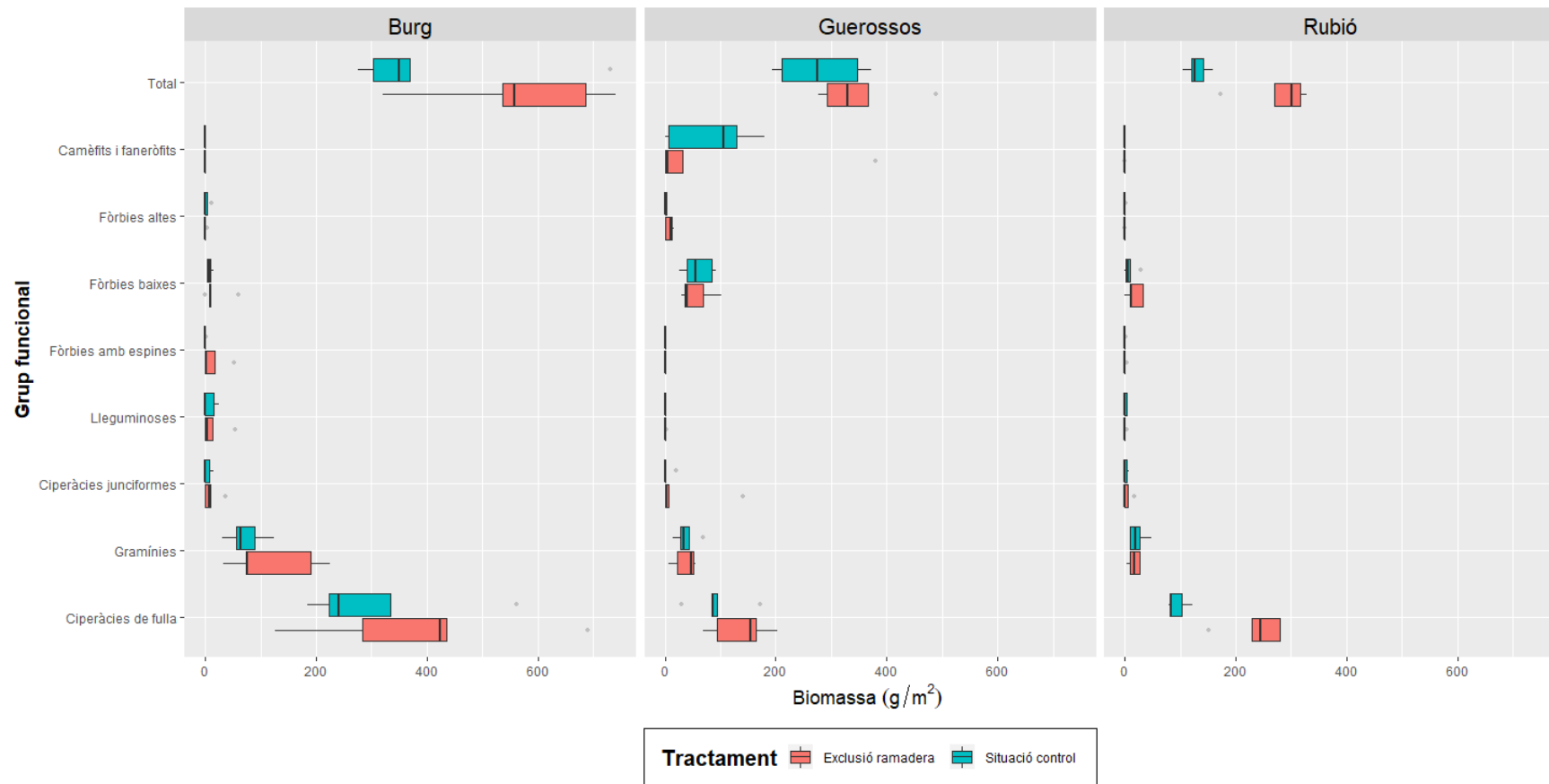


Figura 16. Representació en diagrames de caixes de la biomassa aèria de la vegetació (en g/m²) en les diverses localitats (Burg, Guerossos i Rubió), segons els diferents grups funcionals de plantes vasculares. En vermell, la situació d'exclusió ramadera; en blau, la situació control.

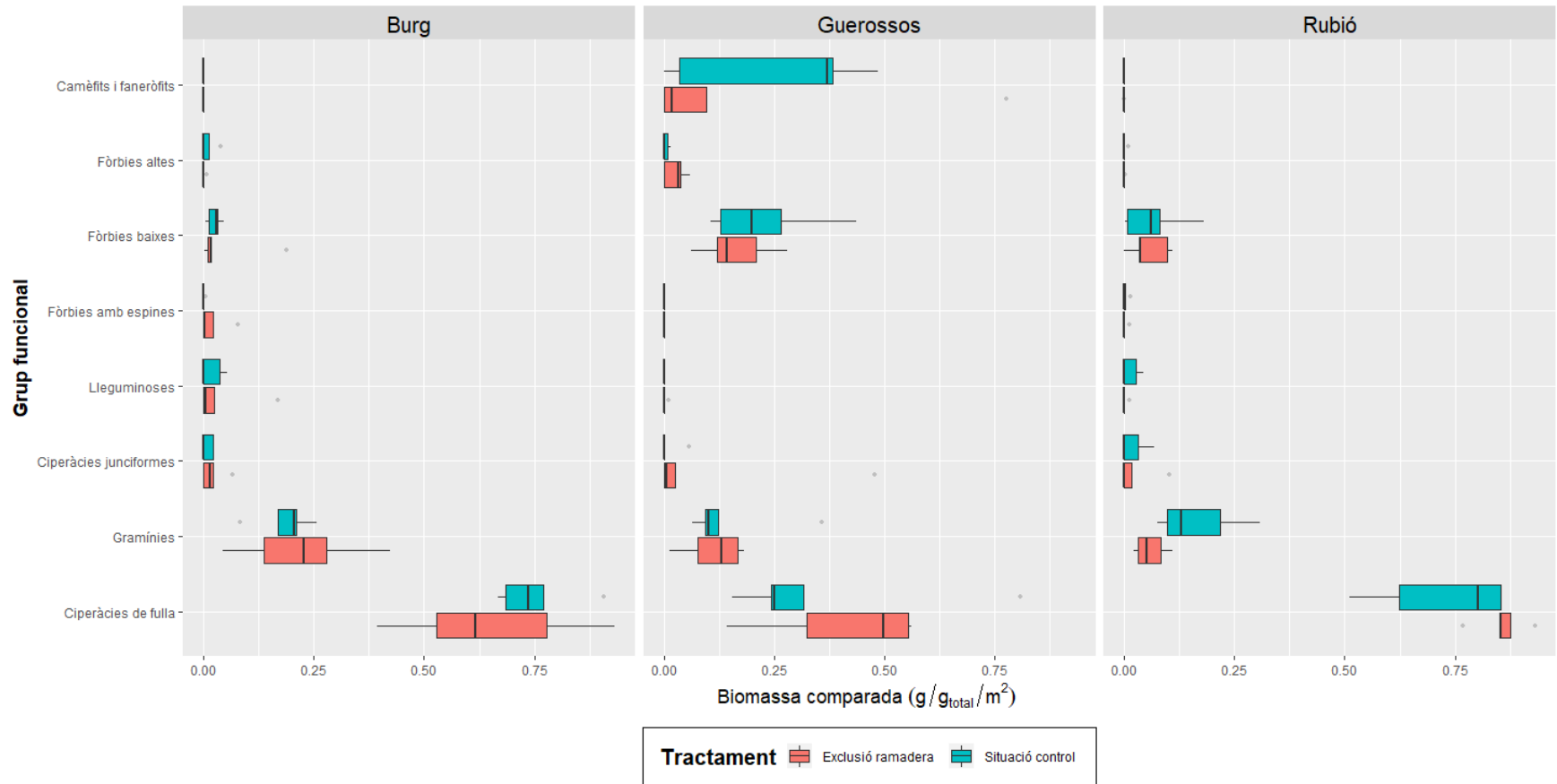


Figura 17. Representació en diagrames de caixes de la biomassa àeria de la vegetació comparada (en g/g_{total}/m²) en les diverses localitats (Burg, Guerosos i Rubió), segons els diferents grups funcionals de plantes vasculares. En vermell, la situació d'exclusió ramadera; en blau, la situació control.

Taula 9. Valors resultats de la biomassa i la biomassa comparada segons la localitat, el grup funcional i el tractament. Les dades s'expressen com la mitjana o la mitjana comparada \pm la desviació estàndard.

Localitat	Grup funcional	Tractament	Biomassa (g/m ²)	Biomassa comparada (g/g _{total})	
Burg	Ciperàcies de fulla	Exclusió ramadera	391,69 \pm 208,67	0,65 \pm 0,21	
		Situació control	308,76 \pm 151,76	0,75 \pm 0,10	
	Gramínies	Exclusió ramadera	119,85 \pm 83,78	0,22 \pm 0,14	
		Situació control	72,83 \pm 35,47	0,18 \pm 0,07	
	Ciperàcies junciformes	Exclusió ramadera	10,51 \pm 14,95	0,02 \pm 0,03	
		Situació control	4,50 \pm 6,76	0,01 \pm 0,01	
	Lleguminoses	Exclusió ramadera	14,16 \pm 23,01	0,04 \pm 0,07	
		Situació control	8,18 \pm 11,81	0,02 \pm 0,03	
	Fòrbies amb espines	Exclusió ramadera	14,11 \pm 22,76	0,02 \pm 0,03	
		Situació control	0,24 \pm 0,53	0 \pm 0	
	Fòrbies baixes	Exclusió ramadera	17,25 \pm 24,44	0,05 \pm 0,08	
		Situació control	8,07 \pm 5,16	0,02 \pm 0,02	
	Fòrbies altes	Exclusió ramadera	0,89 \pm 1,92	0 \pm 0	
		Situació control	3,08 \pm 4,61	0,01 \pm 0,02	
	Camèfits i faneròfits	Exclusió ramadera	0 \pm 0	0 \pm 0	
		Situació control	0 \pm 0	0 \pm 0	
	Total		Exclusió ramadera	568,47 \pm 162,96	
			Situació control	405,66 \pm 185,01	
Guerosos	Ciperàcies de fulla	Exclusió ramadera	137,21 \pm 54,08	0,42 \pm 0,18	
		Situació control	92,99 \pm 50,48	0,35 \pm 0,26	
	Gramínies	Exclusió ramadera	36,33 \pm 20,93	0,11 \pm 0,07	
		Situació control	37,54 \pm 20,52	0,15 \pm 0,12	
	Ciperàcies junciformes	Exclusió ramadera	30,12 \pm 61,77	0,10 \pm 0,21	
		Situació control	4,18 \pm 9,34	0,01 \pm 0,03	
	Lleguminoses	Exclusió ramadera	0,54 \pm 1,21	0,002 \pm 0	
		Situació control	0 \pm 0	0 \pm 0	
	Fòrbies amb espines	Exclusió ramadera	0 \pm 0	0 \pm 0	
		Situació control	0 \pm 0	0 \pm 0	
	Fòrbies baixes	Exclusió ramadera	55,13 \pm 30,36	0,16 \pm 0,08	
		Situació control	59,55 \pm 27,84	0,23 \pm 0,13	
	Fòrbies altes	Exclusió ramadera	8,13 \pm 7,72	0,03 \pm 0,03	
		Situació control	1,24 \pm ,55	0,005 \pm 0,01	
Total		Exclusió ramadera	83,47 \pm 166,50	0,18 \pm 0,34	
		Situació control	84,19 \pm 78,67	0,25 \pm 0,22	
Total		Exclusió ramadera	350,93 \pm 84,88		
		Situació control	279,68 \pm 79,75		

Taula 9. Continuació

Taula 9 (continuació).

Localitat	Grup funcional	Tractament	Biomassa (g/m ²)	Biomassa comparada (g/g _{total})	
Rubió	Ciperàcies de fulla	Exclusió ramadera	237,55 ± 52,67	0,86 ± 0,06	
		Situació control	93,61 ± 18,14	0,73 ± 0,15	
	Gramínies	Exclusió ramadera	17,22 ± 10,96	0,06 ± 0,04	
		Situació control	22,83 ± 16,40	0,17 ± 0,10	
	Ciperàcies junciformes	Exclusió ramadera	4,57 ± 7,74	0,02 ± 0,04	
		Situació control	2,43 ± 3,62	0,02 ± 0,03	
	Lleguminoses	Exclusió ramadera	0,72 ± 1,61	0 ± 0,01	
		Situació control	1,71 ± 2,54	0,01 ± 0,01	
	Fòrbies amb espines	Exclusió ramadera	0,70 ± 1,57	0,002 ± 0	
		Situació control	0,34 ± 0,63	0,003 ± 0,01	
	Fòrbies baixes	Exclusió ramadera	17,37 ± 15,19	0,06 ± 0,05	
		Situació control	9,25 ± 11,53	0,07 ± 0,07	
	Fòrbies altes	Exclusió ramadera	0,16 ± 0,36	0,0005 ± 0	
		Situació control	0,26 ± 0,57	0,0018 ± 0	
	Camèfits i faneròfits	Exclusió ramadera	0,05 ± 0,12	0,0002 ± 0	
		Situació control	0 ± 0	0 ± 0	
	Total		Exclusió ramadera	278,36 ± 62,60	
			Situació control	130,42 ± 20,92	

Floració

En tots els punts de mostreig de 50 × 50 cm, el nombre d'espècies de plantes vasculares que presentaven flor dins el tancat de la Coma de Burg va ser sempre igual o superior al de fora del tancat (entre 5 i 10 espècies dins el tancat, i entre 1 i 5 espècies fora; Fig. 18). Les diferències són significatives ($F = 34,85$; $P < 0,0001$) i posen en rellevància la incidència de la ramaderia extensiva sobre l'èxit reproductiu de les plantes vasculares a les pastures, i a les molles en aquest cas.

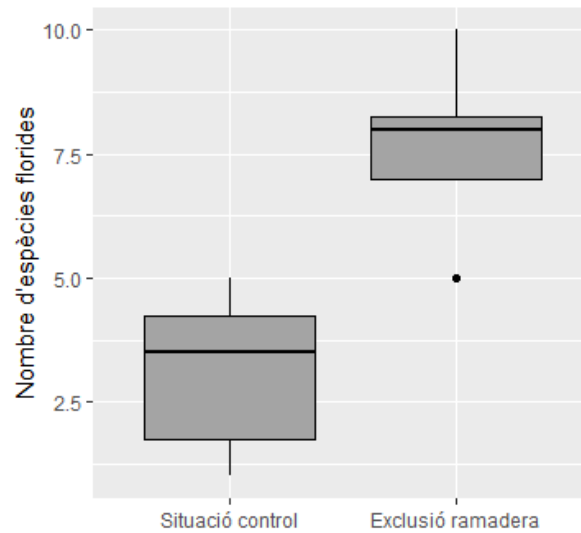


Figura 18. Diagrama de caixes representant el nombre d'espècies florides en vint punts de mostreig repartits entre dins el tancat (exclusió ramadera) i en situació control, a la Coma de Burg.

Aquesta anàlisi comparativa de la densitat de floració suggereix que la sobrepastura en molles té un impacte negatiu, no només en la biologia i ecologia de les poblacions vegetals, sinó sobretot en les poblacions de pol·linitzadors que en depenen.

IMPLICACIONS DE L'ESTUDI EN LA GESTIÓ RAMADERA

Les estratègies de gestió ramadera es basen en la regulació del tipus i el nombre d'animals que pasturen, el moment i la durada del pasturatge, i les zones a les quals accedeix el bestiar (Morris & Reich, 2013). Donada l'àmplia variabilitat dels efectes de la pastura sobre els ecosistemes humits, i la interdependència entre els factors, i entre aquests i les característiques de cada mollera (Taula 10), en aquest estudi no hem pogut detectar uns patrons ecològics comuns a les localitats estudiades. Per aquest motiu, recomanem que les decisions que afectin el pasturatge dins les molleres es duiguin a terme de manera específica i dirigides per uns objectius de gestió ben definits.

Taula 10. Llista de variables que poden alterar les respostes al pasturatge a les zones humides. (Rydin & Jeglum, 2006)

Tipus	Variables
Règim actual i històric de ramaderia	Temps, durada, intensitat, tipus de bestiar...
Característiques individuals de la mollera	Mida, règim hidrològic, sòl, comunitats, productivitat...
Context de paisatge	Ús del paisatge circumdant, context geogràfic, pool d'espècies, connectivitat...

La primera recomanació de gestió és avaluar amb precisió en el temps i en l'espai la pressió ramadera a les molleres. La informació de què es disposa en general (nombre de caps de bestiar per forest i per any) és insuficient per sí sola. Caldria, a més, fer anàlisis de l'ús ramader mitjançant informació precisa de cada lloc, basades alhora en l'avaluació directa, com és el recompte de les visites i el nombre de caps d'animals domèstics que pasturen a la zona; i en l'avaluació indirecta, com ara el recompte de dejeccions o el grau de trepig i el grau d'herbivorisme al llarg de l'estiu.

En segon lloc, és de gran importància calcular la taxa d'estocament per cada unitat paisatgística de pastura. Aquesta taxa és el nombre de caps de bestiar que pot suportar una pastura per unitat de superfície i any. Està determinada per la quantitat i la qualitat de farratge disponible, el qual varia en funció dels règims hídic i tèrmic locals, del calendari de pasturatge, de la història dels usos, i d'altres condicions locals (factors edàfics, microclimàtics, etc.). La gestió ramadera al voltant de les molleres hauria d'aplicar taxes conservadores d'estocament, acomodades a la variació temporal i espacial de les pastures disponibles i tenint en compte aquelles parts del sistema més sensibles (Wilson et al., 2008; Holmes et al., 2009). Per fer-ho, cal implicar ramaders, gestors d'espais comarcals, administracions del territori i d'altres actors implicats. Aquest plantejament hauria de dur a la progressiva reducció dels caps de bestiar a les zones més pasturades, o a les que resulten més malmeses per l'activitat ramadera.

En la mesura que sigui factible, aquest ús més fonamentat i raonable de les pastures al voltant de les molleres i altres unitats aigualoses hauria de dur a un canvi de model pecuari que valoritzés la singularitat naturalística i ecològica d'aquestes unitats. Això passa no només per incidir en les taxes d'estocament, sinó també en la tipologia del bestiar ramader. En aquest sentit, cal considerar l'opció

d'una substitució progressiva d'una part dels caps de vacum i equí per caps d'oví, que provoquen danys més lleus en els sistemes de molles (Rowell, 1988).

A les molles fortament afectades per pastura que siguin particularment fràgils i singulars, recomanem realitzar un tancament complet, almenys en una part. Aquest tancament complet seria realitzable i recomanable en un nombre variable però relativament petit de molles del Parc Natural de l'Alt Pirineu (per exemple, de 2 a 5 molles). Aquestes molles s'haurien de seleccionar tenint en compte que reuneixin bona part dels criteris següents: i) espècies de flora amenaçada, sensible o d'interès local; ii) un elevat valor patrimonial d'altra mena (p.ex. faunístic); iii) hàbitats d'interès comunitari singulars; iv) elevat interès relatiu a processos ecològics (p.ex. surgències d'aigua, dipòsits actius de torba, o bonys d'esfagnes).

L'exclusió completa de la pastura elimina tots els impactes més negatius associats al bestiar, com són la compactació i desestructuració del sòl, l'eutrofització o la destrucció dels bonys d'esfagnes. Tanmateix, cal fer un seguiment de l'evolució dels sistemes on s'actui per evitar problemes sobrevinguts, com podria ser l'aforestació espontània (Morris & Reich, 2013) o la rarificació d'espècies singulars a causa de l'increment en la dominància d'alguna espècie molt competitiva. Cas a part són els briòfits, que en hàbitats productius poden prosperar més en nivells intermedis d'herbivorisme, ja que la pastura els elimina competència amb altres espècies (Stewart & Pullin, 2008). D'aquí se'n podrien derivar accions per frenar l'expansió d'espècies llenyoses, o de graminoides molt dominants (Rowell, 1988). En aquest sentit, tot i que els punts més singulars de cada mollera quedin tancats, interessa que el bestiar –domèstic o silvestre– segueixi explotant la part no exclosa de pastura. Així es pot fer un seguiment comparatiu que contrasti la resposta del sistema de molles sota ús ramader i sota exclusió de pastura. I, si eventualment es vol corregir alguna tendència negativa en la zona d'exclusió de les esmentades més amunt seria possible regular l'accés del bestiar a l'àrea tancada, per exemple cap a finals d'estiu.

Les molles amb elevat valor patrimonial que no hagin quedat seleccionades pel tancament total, es poden gestionar amb un sistema d'exclusió ramadera parcial. És a dir, mitjançant una tanca operativa durant un interval de temps determinat, que pot ser estacional (2 a 12 setmanes, del juny al setembre) o anual (un cop cada 2 o 4 anys). Aquest règim d'exclusió temporal ha de tenir en compte les variables pròpies del lloc, relatives a l'ús ramader. Així, es podria coordinar amb la variabilitat interanual que aquest ús presenta, en què una vall determinada rep les visites del bestiar domèstic només alguns estius (Lunt et al., 2007).

Els tancats instal·lats han de ser lleugers i preferentment amb pastor elèctric, i fer-ne un manteniment mentre estiguin instal·lats. A la llarga, per optimitzar aquest manteniment és prioritari fer una bona previsió de les característiques del tancat, tenint en compte les probables afectacions per part de la pròpia fauna o dels agents meteorològics (des de nevades massives a allaus), o a hipotètiques bretolades. En el cas que pasturin ovelles, el tancat pot permetre'n el pas si es considera adient, instal·lant el filat elèctric a l'alçada adequada (Zamora Rojas, et al.).

Totes aquestes actuacions que impliquen canvis d'ús, han d'anar acompanyades d'un pla de seguiment, que pot ser més o menys complex, però que cal que sigui explícit. En qualsevol cas, aquest seguiment s'ha de basar en variables fàcilment mesurables i reproduïbles, relatives a la vegetació (estructura, fenologia, espècies) i òptimament a d'altres indicadors biològics (espècies sensibles de flora i fauna, aparent o oculta). També cal fer seguiment del nivell freàtic, de la qualitat de l'aigua edàfica i si pot ser de les emissions de gasos d'efecte hivernacle.

Per últim, una mesura de gestió alternativa –i compensatòria pel que fa a l'ús ramader– és la construcció d'abeuradors pel bestiar al voltant de les mollereres. Tal com s'ha mostrat en projectes anteriors (LIFE+ TREMEDAL i LIFE+ LIMNOPIRINEUS), es tracta d'actuacions relativament poc costoses i que clarament redueixen l'impacte del bestiar a les parts més fràgils de l'ecosistema de mollera (les surgències i rierolets) i que són ben valorades pels ramaders.

SÍNTESI DE RESULTATS I CONCLUSIONS

Els principals resultats i la seva interpretació s'exposen resumidament a continuació:

- Les variables estructurals de la vegetació relacionades amb l'herbivorisme (acumulació de biomassa, alçada de la vegetació, grau de floració, compactació del sòl) mostren canvis notables sota el règim d'exclusió de pastura. Aquestes variables estan relacionades amb el funcionament de les comunitats i processos ecològics (reproducció sexual, colonització per llavor, acumulació de torba, contingut de carboni al sòl, ...). Aquests canvis detectats anticipen canvis més profunds a mitjà termini en altres variables per ara no demostrats de manera clara, com els canvis en la composició d'espècies.
Per establir bé la resposta de les comunitats vegetals caldria seguir la vegetació dels tancats més temps. En aquest sentit el projecte POCTEFA GREEN plantejava un horitzó de canvi i restauració de molleres a 20 anys vista, període que a nosaltres també ens sembla adequat, un cop analitzats els nostres resultats.
- En situació d'exclusió ramadera, la composició d'espècies i dels seus recobriments no han canviat de forma significativa dins els tres anys de durada del projecte. Atribuïm aquest fet a la lentitud de la resposta de la vegetació d'alta muntanya. A més a més, els índexs més emprats per l'avaluació del recobriment de les espècies (Domin en el nostre cas) es basen en els recobriments en projecció. Això fa que siguin poc sensibles als canvis en plantes cespitoses (majoritàries en molleres), perquè ocupen horitzontalment les capes superiors del sòl mitjançant rizomes. Finalment, en alguns paràmetres mesurats, la seva variació pot ser causada també per l'autor, el moment de mostreig, etc., cosa que pot crear biaixos, com és sabut d'altres treballs comparables.
Per tot això recomanem combinar els índexs de recobriment amb mesures de biomassa i de l'alçada. També creiem adequat realitzar un treball de calibratge previ que avalui el canvi causat pel mostreig, a fi de poder atribuir els canvis reals a aquells de magnitud superior.
- L'estudi dels canvis de la vegetació mitjançant grups funcionals (tant en biomassa com en recobriment) ha permès obtenir una base de dades per comparar canvis futurs. No obstant, com en el cas de la composició d'espècies, cal més temps perquè es manifestin clarament canvis en la composició funcional de la comunitat.
- L'estudi de l'estat tròfic de les molleres pirinenques mitjançant les formes del nitrogen en aigües subterrànies permeten constatar un bon estat general en relació amb l'eutrofització. No obstant, si avaluéssim les aigües superficials, afectades directament pel bestiar, potser detectaríem canvis més importants.
L'anàlisi del contingut mineral (i del pH i de la conductivitat elèctrica) de les aigües ens sembla important realitzar-lo periòdicament a fi de caracteritzar les parcel·les d'estudi.

MATERIAL SUPLEMENTARI

Juntament amb la memòria de l'informe, lliurem el següent material suplementari a la Fundació Andrena.

Per una banda, lliurem un fitxer de dades que inclou tots els inventaris florístics fets en els dos anys de projecte (2018 i 2019) i l'any de post-projecte (2020). Els inventaris es distribueixen en tres pestanyes, una per cada localitat d'estudi, i inclouen totes les plantes vasculares presents en almenys una parcel·la d'estudi de la localitat. El llistat d'espècies, per tant, pot no incloure tots els tàxons que hi hagi a la mollera de la localitat en qüestió, ja que algunes espècies poc dominants poden no aparèixer a dins de cap de les parcel·les. Els valors s'expressen en percentatge de recobriment, a partir de l'escala de deu nivells de recobriment utilitzada als mostrejos de camp.

En segon lloc, lliurem un recull fotogràfic de les diferents campanyes de camp realitzades durant el projecte i el post-projecte. Incloem imatges generals de les localitats, on es visualitzen els terrenys abans de la construcció dels tancats d'exclusió i també després, les tasques realitzades per part de la brigada del Parc Natural de l'Alt Pirineu, l'afectació dels ramats de bestiar sobre les molleres o el desenvolupament de la vegetació dins i fora dels tancats d'exclusió. També incloem unes poques imatges de les parcel·les de seguiment, on es poden veure canvis al llarg del temps a petita escala, o algunes de les metodologies emprades. Finalment, afegim una ortoimatge de cada localitat on hi ha dibuixat el contorn dels tancats i on hem marcat amb punts grocs la localització de tots els punts de seguiment. Adjuntem un fitxer de dades on resumim el contingut de cada imatge per cada localitat i any.

AGRAÏMENTS

Volem agrair el finançament de la fundació Andrena que ha permès dur a terme aquest projecte. També volem agrair al Parc Natural de l'Alt Pirineu la col·laboració i ajuda constant, durant tot el temps de vigència del projecte i del post-projecte. La concessió de permisos per a l'execució de les accions, la construcció i manteniment dels tancats d'exclusió i la comunicació amb els ramaders de les zones d'estudi no hauria estat possible sense els treballadors del PNAP i de la seva brigada.

Així mateix, mereixen especial atenció totes les persones que han col·laborat en les campanyes de mostreig, procediments del laboratori, informatització i anàlisi de dades, etc.: Jaume Espuny, Anna Garcia, Carolina Doza, Ana García, Nil Nogués, Pol Alemany, Anna Serradell, Carla Cárdenas, Joel Rodríguez, Pau Montané, Xavier Patxot, Cèlia Pérez, Maria Subirana, Alba Alemany, Clàudia González, Marc Vez.

BIBLIOGRAFIA

- Aerts, R., Wallén, B., Malmer, N., & De Caluwe, H. (2001). Nutritional constraints on Sphagnum-growth and potential decay in northern peatlands. *Journal of Ecology*, 89(2), 292-299.
- Allen, D. R., & Marlow, C. B. (1994). Shoot population dynamics of beaked sedge following cattle grazing. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 47(1), 64-69.
- Arnesen, T. (1999). Vegetation dynamics following trampling in rich fen at Sølendet, Central Norway; a 15 year study of recovery. *Nordic Journal of Botany*, 19(3), 313-327.
- Ausden, M., Hall, M., Pearson, P., & Strudwick, T. (2005). The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological conservation*, 122(2), 317-326.
- Azorín J, Gómez D (2008) Estrategias de las plantas frente al consumo por los herbívoros. In: Fillat F (ed.) Pastos del Pirineo: 189-203. CSIC & Diputación Provincial de Huesca.
- Bassett, P. A. (1980). Some effects of grazing on vegetation dynamics in the Camargue, France. *Vegetatio*, 43(3), 173-184.
- Bedford, B. L., & Godwin, K. S. (2003). Fens of the United States: distribution, characteristics, and scientific connection versus legal isolation. *Wetlands*, 23(3), 608-629.
- Belsky, A. J., Matzke, A., & Uselman, S. (1999). Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and water Conservation*, 54(1), 419-431.
- Bragazza, L., & Gerdol, R. (1999). Hydrology, groundwater chemistry and peat chemistry in relation to habitat conditions in a mire on the South-eastern Alps of Italy. *Plant Ecology*, 144(2), 243-256.
- Brundage, J. (2010). *Grazing as a management tool for controlling Phragmites australis and restoring native plant biodiversity in wetlands*. (Master of Science, Department of Environmental Science and Technology, College of Agriculture and Natural Resources, University of Maryland).
- Burritt, E., Frost, R., & Launchbaugh, K. (2006). Animal behavior: principles and practices. *Targeted grazing: a natural approach to vegetation management and landscape enhancement*. American Sheep Industry Association, Cottrell Printing, Centennial, Colo, 22-31.
- Casanovas, L. (1992). *Estudis sobre l'estructura i l'ecologia de les molleres pirinenques*. (Tesis doctoral, Universitat de Barcelona).
- CCE, Consejo de las Comunidades Europeas (1992). Directiva 92/43/CEE, del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades europeas*, 7-50.
<https://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:ES:PDF>
- Clarkson, B. R., Schipper, L. A., & Clarkson, B. D. (2004). Vegetation and peat characteristics of restiad bogs on Chatham Island (Rekohu), New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 42(2), 293-312.
- Clary, W.P.; Kinney, J.W. (2002). Streambank and vegetation response to simulated cattle grazing. *Wetlands* 22 (1): 139-148.

Collantes, F. (2009). The demise of European mountain pastoralism: Spain 1500–2000. *Nomadic Peoples*, 13(2), 124-145.

Crosslé, K., & Brock, M. A. (2002). How do water regime and clipping influence wetland plant establishment from seed banks and subsequent reproduction?. *Aquatic Botany*, 74(1), 43-56.

Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S. U. E., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., ... & Landsberg, J. (2007). Plant trait responses to grazing—a global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313-341.

Duncan, P., & D'Herbes, J. M. (1982). The use of domestic herbivores in the management of wetlands for waterbirds in the Camargue, France. *Managing wetlands and their birds*, 51-66.

Fillat, F. (2003). Un paisaje pirenaico de prados y pastos: cambios recientes y perspectivas. *Acta Botanica Barcinonensia* 49: 301-324.

Gassiot, E., Mazzucco, N., Clemente, I., Rodriguez, D., Obea, L., Quesada, M., Diaz, S. (2017) The beginning of high mountain occupations in the Pyrenees. Human settlements and mobility from 18,000 cal BC to 2000 cal BC. In: Catalan J, Ninot JM, Aniz MM (eds.) High mountain conservation in a changing world. *Advances in global change research* 62: 75-105. Springer, Cham, Switzerland.

Grime, J. P. (2006). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. John Wiley & Sons.

Haslam, S.M., 1969. The development and emergence of buds in *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany* 33, 289–301.

Hauptfeld, R.S., Kershner, J.M., Feifel, K.M. (eds.) (2014) Sierra Nevada ecosystem vulnerability assessment technical synthesis: Wet meadows. In: Kershner JM (ed.). A climate change vulnerability assessment for focal resources of the Sierra Nevada. Version 1.0. EcoAdapt, Bainbridge Island, WA.

Hayball, N., Pearce, M., (2004). Influences of simulated grazing and water-depth on the growth of juvenile *Bolboschoenus caldwellii*, *Phragmites australis* and *Schoenoplectus validus* plants. *Aquatic Botany* 78, 233–242.

Holmes, S., Speirs, S., Berney, P & Rose, H. (2009). Guidelines for grazing in the Gwidir Wetlands and Macquarie Marshes. NSW Department of Primary Industries.

Huhta, A. P., Hellström, K., Rautio, P., & Tuomi, J. (2003). Grazing tolerance of *Gentianella amarella* and other monocarpic herbs: why is tolerance highest at low damage levels?. *Plant Ecology*, 166(1), 49-61.

IDESCAT, Institut d'Estadística de Catalunya (2020) Generalitat de Catalunya. <https://www.idescat.cat/>

Illa, E., Carrillo, E., & Ninot, J. M. (2006). Patterns of plant traits in Pyrenean alpine vegetation. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 201(7), 528-546.

Jones M, Fraser L, Curtis, P (2011) Plant community functional shifts in response to livestock grazing in intermountain depressional wetlands in British Columbia, Canada. *Biological Conservation* 144: 511-517.

Kirkham, F. W. (2006). *The potential effects of nutrient enrichment in semi-natural lowland grasslands through mixed habitat grazing or supplementary feeding*. Scottish Natural Heritage.

Kohler, F., Gillet, F., Gobat, J.M., Buttler, A. (2006). Effect of Cattle Activities on Gap Colonization in Mountain Pastures. *Folia Geobotanica* 41: 289-304.

LIFE+ TREMEDAL (2016). *Humedales Continentales Del Norte De La Península Ibérica: Gestión Y Restauración De Turberas Y Medios Higrófilos*. LIFE 11 NAT/ES/707. <https://www.lifetremedal.eu/site/wp-content/uploads/Informe-FINAL-TREMEDAL-version-WEB.pdf>

Lu, C. D. (1988). Grazing behavior and diet selection of goats. *Small Ruminant Research*, 1(3), 205-216.

Lunt, I. D., Eldridge, D. J., Morgan, J. W., & Witt, G. B. (2007). A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 55(4), 401-415

Matheson, F.E.; Nguyen, M.L.; Cooper, A.B.; Burt, T.P.; Bull, D.C. (2002). Fate of ¹⁵N-nitrate in unplanted, planted and harvested riparian wetland soil microcosms. *Ecological Engineering* 19: 249-264.

Merriam, K. E., Markwith, S. H., & Coppoletta, M. (2018). Livestock exclusion alters plant species composition in fen meadows. *Applied Vegetation Science*, 21(1), 3-11.

Miller, J. J., Chanasyk, D. S., Curtis, T., & Willms, W. D. (2010). Influence of streambank fencing on the environmental quality of cattle-excluded pastures. *Journal of environmental quality*, 39(3), 991-1000.

Morris, K., & Reich, P. (2013). Understanding the relationship between livestock grazing and wetland condition. *Arthur Rylah Institute for Environmental Research Technical Report Series*, (252).

Ninot, J. M., Carrillo, E., & Ferré, A. (2017). The Pyrenees. In *The vegetation of the iberian peninsula* (pp. 323-366). Springer, Cham.

Olf, H. & Ritchie, M.E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends Ecology and Evolution* 13: 261–265.

Owens, L. B., Edwards, W. M., & Van Keuren, R. W. (1983). Surface runoff water quality comparisons between unimproved pasture and woodland. *Journal of environmental quality*, 12(4), 518-522.

Pant, H. K., Rechcigl, J. E., & Adjei, M. B. (2003). Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. *Food, Agriculture and Environment*, 1(2), 308-313.

Pérez-Haase, A., & Ninot, J. M. (2017). Hydrological heterogeneity rather than water chemistry explains the high plant diversity and uniqueness of a Pyrenean mixed mire. *Folia geobotanica*, 52(2), 143-160.

Pérez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Gamier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... & Urcelay, C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61: 167-234.

Pujol Andreu, J. (2001) Especialización ganadera, industrias agroalimentarias y costes de transacción: Cataluña, 1880-1936. *Historia agraria* 27: 191-219.

Ratliff, R. D. (1985). *Meadows in the Sierra Nevada of California: state of knowledge* (No. 84). US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station.

Rowell, T.A. (1988). *The Peatland Management Handbook*. Nature Conservancy Council, Peterborough.

Rydin, H., & Jeglum, J. K. (2006). *The Biology of Peatlands*. Oxford: Oxford University.

Stammel, B., Kiehl, K., & Pfadenhauer, J. (2003). Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Science*, 6(2), 245-254.

Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2008). The relative importance of grazing stock type and grazing intensity for conservation of mesotrophic 'old meadow' pasture. *Journal for Nature Conservation*, 16(3), 175-185.

Sun, D. S., Wesche, K., Chen, D. D., Zhang, S. H., Wu, G. L., Du, G. Z., & Comerford, N. B. (2011). Grazing depresses soil carbon storage through changing plant biomass and composition in a Tibetan alpine meadow. *Plant, Soil and Environment*, 57(6), 271-278.

Van der Maarel, E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39(2), 97-114.

Van der Meijden, E., Wijn, M., Verkaar, H. (1988). Defence and regrowth, alternative plant strategies in the struggle against herbivores. *Oikos* 51(3): 355-363.

Van der Valk, A. G. (1986). The impact of litter and annual plants on recruitment from the seed bank of a lacustrine wetland. *Aquatic Botany*, 24(1), 13-26.

Van der Wal, R., Pearce, I.S.K., Brooker, R.W. (2005). Mosses and the struggle for light in a nitrogen-polluted world. *Oecologia* 142:159–168

Van Deursen, E. J. M., & Drost, H. J. (1990). Defoliation and treading by cattle of reed *Phragmites australis*. *Journal of Applied Ecology*, 284-297.

Vulink, J. T., Drost, H. J., & Jans, L. (2000). The influence of different grazing regimes on *Phragmites*-and shrub vegetation in the well-drained zone of a eutrophic wetland. *Applied Vegetation Science*, 3(1), 73-80.

Wilson G. G., Berney P. J., Ryder D. S. & Price J. N. (2008). Stage 2: Grazing. Landuse in the Macquarie Marshes and Gwydir Wetlands - Final report to the New South Wales Department of Environment and Climate Change. University of New England, Armidale.

Zamora Rojas, E., Herrera García, M. and Guerrero Ginel, J. *Guía Metodológica Para El Diseño Y Construcción De Cerramientos Perimetrales Y De Manejo En Explotaciones Ganaderas De Extensivo*. LIFE Biodehesa. Universidad de Córdoba: LIFE11/BIO/ES/000726.

http://www.uco.es/investigacion/proyectos/biodehesa/wp-content/uploads/04_cerramientos_ganaderia-1.pdf

ANNEXOS

ANNEX 1

Espècies i recanvi de recobriment entre anys de mostreig

Llistat d'espècies de plantes vasculares presents en les parcel·les de seguiment de cada localitat d'estudi. Per cadascuna, s'indica el canvi de recobriment en els inventaris florístics segons els anys de mostreig, i per cada tractament. Més avall, la informació es troba representada en gràfics de barres.

Taula A.1. Canvi en el recobriment de cada espècie entre anys de seguiment Burg. Els nombres són la diferència entre els dos anys de la suma del percentatge de recobriment per tots els inventaris. En aquest cas, set inventaris en exclusió i nou en control. En tenir mides de mostra diferent, hem calculat la proporció sobre nou, dels set inventaris en exclusió ramadera, fent els valors comparables entre ells. Es mostren en morat els valors d'increment (positius), i en color crema els de detriment (negatius). Els valors zero poden significar que l'espècie no apareix o que no ha canviat de recobriment en aquest període.

Període Tractament	De 2018 a 2019		De 2019 a 2020		De 2018 a 2020	
	Exclusió	Control	Exclusió	Control	Exclusió	Control
<i>Agrostis capillaris</i>	1,93	6,5	-3,86	-6	-1,93	0,5
<i>Agrostis stolonifera</i>	2,57	4,5	17,36	22,5	19,93	27
<i>Briza media</i>	28,93	6	14,14	10,5	43,07	16,5
<i>Caltha palustris</i>	9,64	0	-7,71	0	1,93	0
<i>Cardamine pratensis</i>	0	-1,5	-0,64	1,5	-0,64	0
<i>Carex davalliana</i>	44,36	68,5	41,79	25,5	86,14	94
<i>Carex flacca</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Carex lepidocarpa</i>	-14,14	17,5	-1,29	6	-15,43	23,5
<i>Carex nigra</i>	12,21	30	50,14	43	62,36	73
<i>Carex panicea</i>	81,64	34	-42,43	-23,5	39,21	10,5
<i>Carex paniculata</i>	1,93	0,5	0	0	1,93	0,5
<i>Cerastium fontanum</i>	0,64	0	0	0	0,64	0
<i>Cirsium palustre</i>	-0,64	0	0	0	-0,64	0
<i>Cruciata glabra</i>	-0,64	0	0	0	-0,64	0
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	0,64	0,5	0	-0,5	0,64	0
<i>Dactylorhiza majalis</i>	-2,57	0	0	0	-2,57	0
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	41,14	19,5	-48,86	0	-7,71	19,5
<i>Epilobium</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Epilobium alsinifolium</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Epilobium palustre</i>	0,64	0	-0,64	0	0	0
<i>Festuca rubra</i>	2,57	-24	0	-31	2,57	-55
<i>Galium verum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Gentiana verna</i>	1,29	0,5	-0,64	0	0,64	0,5
<i>Gymnadenia conopsea</i>	0	0	-0,64	0	-0,64	0
<i>Hieracium lactucella</i>	-2,57	7,5	3,21	0	0,64	7,5
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	17,36	13	-27,00	-4	-9,64	9
<i>Juncus articulatus</i>	9,64	-0,5	-7,71	-0,5	1,93	-1
<i>Juniperus communis</i>	0	-0,5	0	0	0	-0,5
<i>Leontodon duboisii</i>	-7,71	0,5	-1,29	0	-9,00	0,5
<i>Lotus corniculatus</i>	-1,93	0	0	0,5	-1,93	0,5
<i>Luzula sudetica</i>	-0,64	0,5	0	0	-0,64	0,5
<i>Orchis majalis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Parnassia palustris</i>	-1,93	-3,5	2,57	1,5	0,64	-2
<i>Pedicularis pyrenaica</i>	0	5	0,64	-1,5	0,64	3,5
<i>Phleum pratense</i>	0	0	0	0	0	0

Taula A.1. Continuació

<i>Pinguicula grandiflora</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago media</i>	0,64	3,5	15,43	-2	16,07	1,5
<i>Poa alpina</i>	0	-1	0	0	0	-1
<i>Poa supina</i>	0	0,5	0	2	0	2,5
<i>Poa trivialis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Polygonum bistorta</i>	0	0	0	11	0	11
<i>Polygonum viviparum</i>	0	0,5	0	-2	0	-1,5
<i>Potentilla erecta</i>	9,00	2	0,64	5,5	9,64	7,5
<i>Prunella vulgaris</i>	0	0	0,64	0	0,64	0
<i>Ranunculus acris</i>	0	2	5,79	6,5	5,79	8,5
<i>Ranunculus repens</i>	1,93	-9,5	10,93	-1	12,86	-10,5
<i>Rhinanthus minor</i>	12,21	3,5	-8,36	-1	3,86	2,5
<i>Selaginella selaginoides</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Selinum pyrenaicum</i>	1,29	-9	-1,29	-1,5	0	-10,5
<i>Succisa pratensis</i>	-0,64	0	0	0	-0,64	0
<i>Taraxacum dissectum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	12,86	-3	-11,57	6	1,29	3
<i>Trifolium repens</i>	1,93	42,5	1,29	26,5	3,21	69
<i>Tussilago farfara</i>	0,64	-1,5	7,71	-0,5	8,36	-2
<i>Veronica beccabunga</i>	1,93	-0,5	8,36	0,5	10,29	0
<i>Veronica serpyllifolia</i>	0,64	0	-0,64	0,5	0	0,5

Taula A.2. Canvi en el recobriment de cada espècie entre anys de seguiment a Comes de Rubió. Per la interpretació de les dades, consulteu la taula A.1.

Període Tractament	De 2018 a 2019		De 2019 a 2020		De 2018 a 2020	
	Exclusió	Control	Exclusió	Control	Exclusió	Control
<i>Agrostis canina</i>	11	5,5	16	4	27	9,5
<i>Caltha palustris</i>	-2	0,5	0	4	-2	4,5
<i>Cardamine amara</i>	0	0,5	0	-0,5	0	0
<i>Carex canescens</i>	-29	-1,5	72	2	43	0,5
<i>Carex demisa</i> × <i>viridula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Carex echinata</i>	-10	23	18	-29	8	-6
<i>Carex nigra</i>	-12	76	-25	24	-37	100
<i>Carex ovalis</i>	0	0	0	0,5	0	0,5
<i>Carex panicea</i>	0	1	12,5	-1	12,5	0
<i>Cerastium fontanum</i>	-1,5	0	1,5	0	0	0
<i>Cirsium palustre</i>	0	-1	0	0	0	-1
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	-16	-0,5	-8	0	-24	-0,5
<i>Epilobium palustre</i>	-0,5	0,5	1	-1,5	0,5	-1
<i>Euphrasia stricta</i>	-0,5	0	0	0	-0,5	0
<i>Festuca nigrescens</i>	-14	-29	1,5	-18,5	-12,5	-47,5
<i>Gentiana verna</i>	-7,5	-0,5	0,5	0	-7	-0,5
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	0	-3	-1,5	5	-1,5	2
<i>Juncus articulatus</i>	0	1,5	0	-1,5	0	0
<i>Juniperus communis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Listera cordata</i>	0	0	0	0,5	0	0,5
<i>Luzula sudetica</i>	0	0,5	1,5	0	1,5	0,5
<i>Nardus stricta</i>	30	8	12	-20,5	42	-12,5
<i>Parnassia palustris</i>	-20	2,5	12,5	-3	-7,5	-0,5
<i>Pedicularis pyrenaica</i>	-3	-0,5	-3	11,5	-6	11
<i>Pedicularis sylvatica</i>	0	0	0	0,5	0	0,5
<i>Phleum alpinum</i>	-0,5	-10,5	20	10,5	19,5	0
<i>Pinguicula grandiflora</i>	-6	-1,5	0	1,5	-6	0
<i>Pinus uncinata</i>	-13	0	0	0	-13	0
<i>Polygonum bistorta</i>	0	0,5	0	7,5	0	8
<i>Potentilla erecta</i>	57	17	59	-17	116	0
<i>Prunella vulgaris</i>	0	-0,5	0	0	0	-0,5
<i>Ranunculus auricomus</i>	0	0	0	0,5	0	0,5
<i>Ranunculus repens</i>	0	0	0	0,5	0	0,5
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	0	-6	0	0	0	-6
<i>Sagina saginoides</i>	0	-2	0	2	0	0
<i>Saxifraga stellaris</i>	0	0	6	0	6	0
<i>Selinum pyrenaicum</i>	-6	-3	13,5	-4,5	7,5	-7,5
<i>Trifolium pratense</i>	-7,5	0,5	0	1,5	-7,5	2
<i>Trifolium repens</i>	-17	-20	-2	-5	-19	-25
<i>Trollius europaeus</i>	0	-0,5	0	0	0	-0,5
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	-1,5	0,5	0	0,5	-1,5
<i>Veronica serpyllifolia</i>	1,5	0	0	0	1,5	0
<i>Viola palustris</i>	44	0	48	-17	92	-17

Taula A.3. Canvi en el recobriment de cada espècie entre anys de seguiment a Guerossos. Per la interpretació de les dades, consulteu la taula A.2.

Període Tractament	De 2018 a 2019		De 2019 a 2020		De 2018 a 2020	
	Exclusió	Control	Exclusió	Control	Exclusió	Control
<i>Agrostis capillaris</i>	0	-0,5	1	0	1	-0,5
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	-0,5	-6	1	6	0,5	0
<i>Bartsia alpina</i>	0	0	1,5	0	1,5	0
<i>Calamintha vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Calluna vulgaris</i>	12,5	-6	0	11	12,5	5
<i>Caltha palustris</i>	0,5	0	0	0	0,5	0
<i>Calycocorsus stipitatus</i>	0	0	0,5	0	0,5	0
<i>Carex echinata</i>	1,5	21,5	18	1,5	19,5	23
<i>Carex lepidocarpa</i> × <i>demissa</i>	8	19	5	0	13	19
<i>Carex nigra</i>	5	-1	6	-24	11	-25
<i>Dactylorhiza maculata</i>	-1,5	-1,5	0	2	-1,5	0,5
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0	0,5	0	-0,5	0	0
<i>Drosera rotundifolia</i>	0	0	0	6,5	0	6,5
<i>Eriophorum vaginatum</i>	25,5	0	35	0	60,5	0
<i>Euphrasia stricta</i>	0	0	2	0	2	0
<i>Festuca nigrescens</i>	18,5	0,5	6	3	24,5	3,5
<i>Homogyne alpina</i>	1,5	0	0	0	1,5	0
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	4,5	0	0	6,5	4,5	6,5
<i>Leontodon duboisii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Luzula sudetica</i>	0,5	1	-0,5	-0,5	0	0,5
<i>Molinia caerulea</i>	1	0	-0,5	0	0,5	0
<i>Nardus stricta</i>	-11,5	33	10,5	11	-1	44
<i>Narthecium ossifragum</i>	6	12	0	0	6	12
<i>Parnassia palustris</i>	-7	-6	14,5	6	7,5	0
<i>Pedicularis pyrenaica</i> subsp. <i>pyrenaica</i>	4	-7	3,5	1	7,5	-6
<i>Pinguicula grandiflora</i>	0,5	0,5	-1	-0,5	-0,5	0
<i>Pinus uncinata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla erecta</i>	69,5	11	-24,5	-6	45	5
<i>Selaginella selaginoides</i>	0,5	0	1,5	0	2	0
<i>Selinum pyrenaicum</i>	1	-2	1,5	3	2,5	1
<i>Succisa pratensis</i>	-4,5	-6,5	6,5	10	2	3,5
<i>Thesium pyrenaicum</i>	-0,5	0	0	0	-0,5	0
<i>Tofieldia calyculata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Trichophorum cespitosum</i>	11	-11	0	13,5	11	2,5
<i>Trifolium alpinum</i>	4	0	-3,5	0	0,5	0
<i>Vaccinium uliginosum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Viola palustris</i>	15	3,5	2	-7	17	-3,5

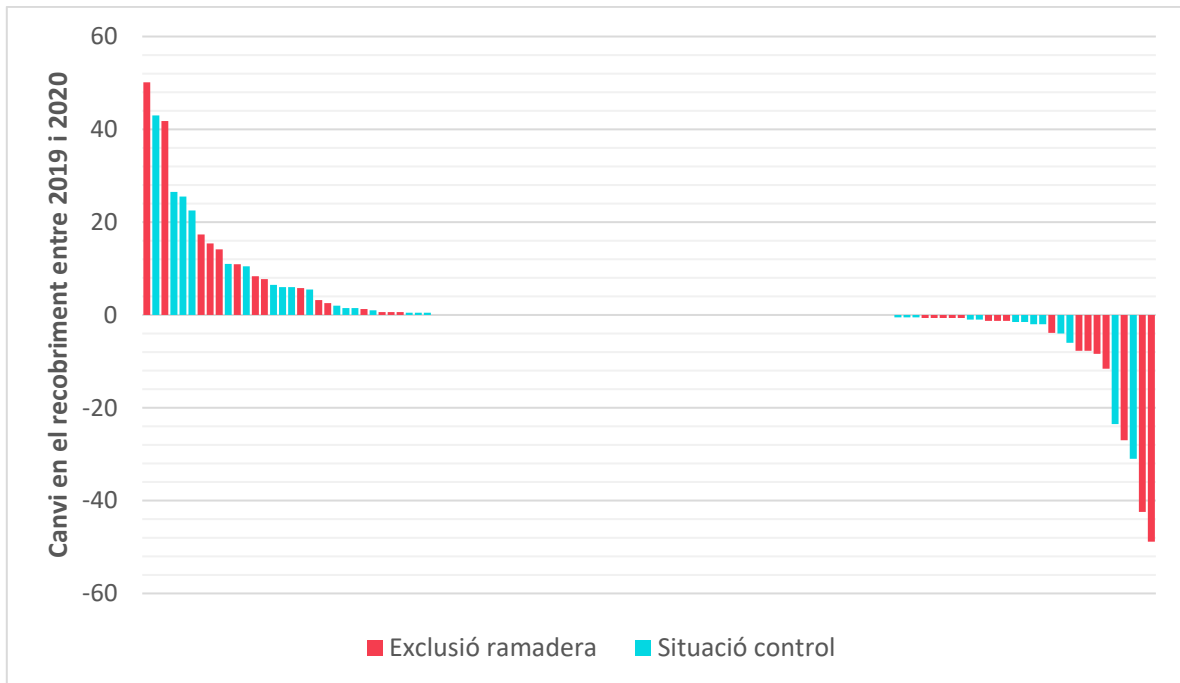


Figura A.1. Increment de la suma de recobriments per cada espècie a la Coma de Burg. Cada espècie apareix dues vegades, una per l'increment en parcel·les en exclusió ramadera (vermell) i una per l'increment en les de fora els tancats (turquesa). Les dades provenen de la taula A.1. (columnes pel període de 2019 a 2020) i les ordenem de major a menor.

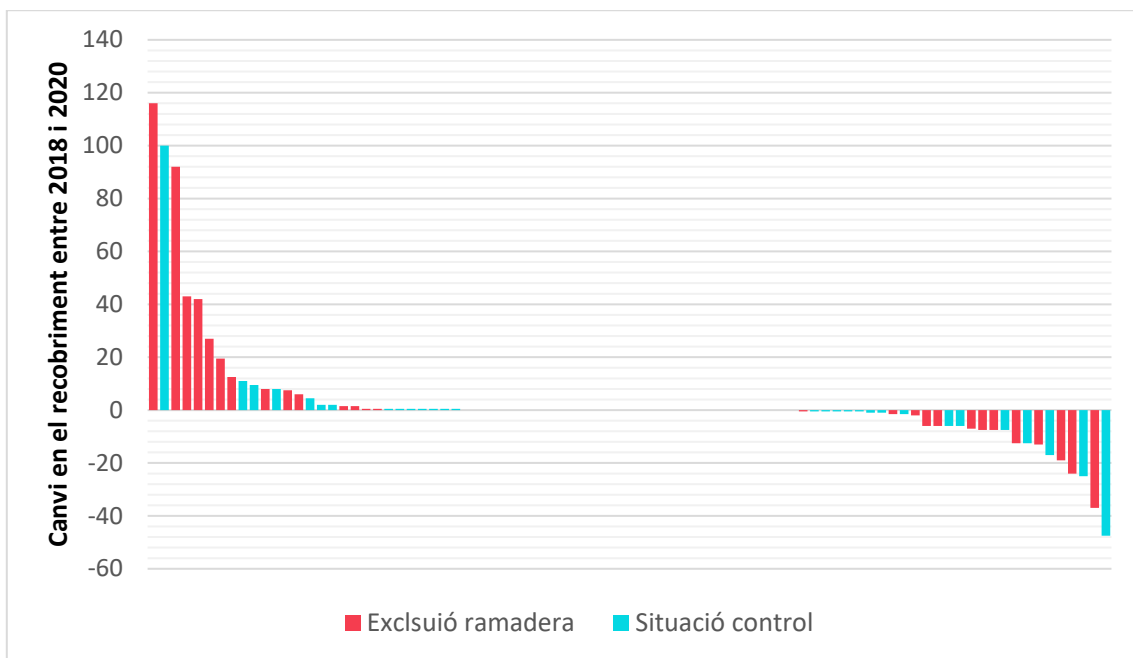
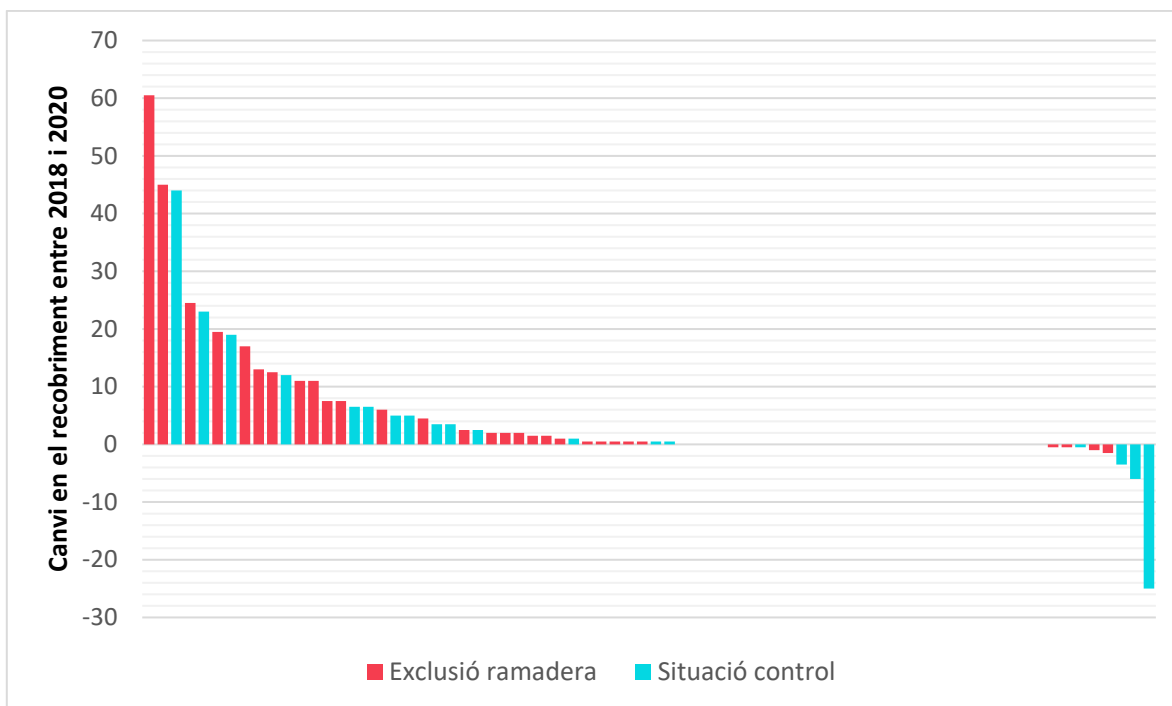


Figura A.2. Increment de la suma de recobriments per cada espècie a Coma de Rubió. Cada espècie apareix dues vegades, una per l'increment en parcel·les en exclusió ramadera (vermell) i una per l'increment en les de fora els tancats (turquesa). Les dades provenen de la taula A.2. (columnes pel període de 2018 a 2020) i les ordenem de major a menor.



ANNEX 2

Àrea específica foliar

En aquest annex es presenten els resultats preliminars de l'àrea específica foliar de *Carex nigra* a les tres localitats, a partir de mostres vegetals recollides a camp durant els estius de 2018 i de 2019, al punt màxim de desenvolupament vegetal, per evitar canvis fenològics entre localitats segons el dia de mostreig. El volum de mostra recollida i processada fou el següent: 21 individus a Burg, 21 individus a Rubió i 5 individus a Guerossos. Per cada individu, es van utilitzar com a mínim cinc fulles ben desenvolupades de *Carex nigra*.

L'àrea específica foliar – o SLA, per les seves inicials en anglès – es calcula a partir de l'àrea de les fulles adultes de la planta, dividit entre el seu pes sec (després de 48 h a 60 °C). Uns valors de SLA més alts indiquen fulles blanques, generalment poc longeves i de ràpida substitució. Esperem valors majors de SLA en individus fora dels tancats i sota pressió per herbivorisme, ja que preveiem que les plantes que s'hi fan necessiten substituir més sovint les seves parts fotosintètiques degut als efectes del pasturatge. En canvi, dins els tancats esperem trobar fulles més ben estructurades, longeves, possiblement amb més dipòsits de silici (moltes càrries acumulen de silici a les fulles), i per tant amb un pes més elevat per una mateixa àrea de fulla (Figura A.4).

En unes primeres anàlisis, es van trobar diferències significatives de SLA segons el tractament ($F= 7,652$; $P= 0,008$), i en canvi no es van detectar diferències entre localitats, és a dir que la tendència és la mateixa en totes les localitats d'estudi i per tant els resultats són robustos. Així, l'SLA és major fora dels tancats – sota els efectes de la pressió ramadera – es confirma la hipòtesis presentada més amunt. Proposem doncs que se segueixi mesurant aquest tret funcional per a *Carex nigra*, i que s'augmenti per altres espècies típiques de les molleres dels Pirineus però amb morfologies i estratègies de creixement diferents. Aquesta variable i les anàlisis de nitrogen i fòsfor en fulla poden aportar informació rellevant sobre les estratègies de creixement i distribució de nutrients de les plantes de mollera enfront de la pressió ramadera.

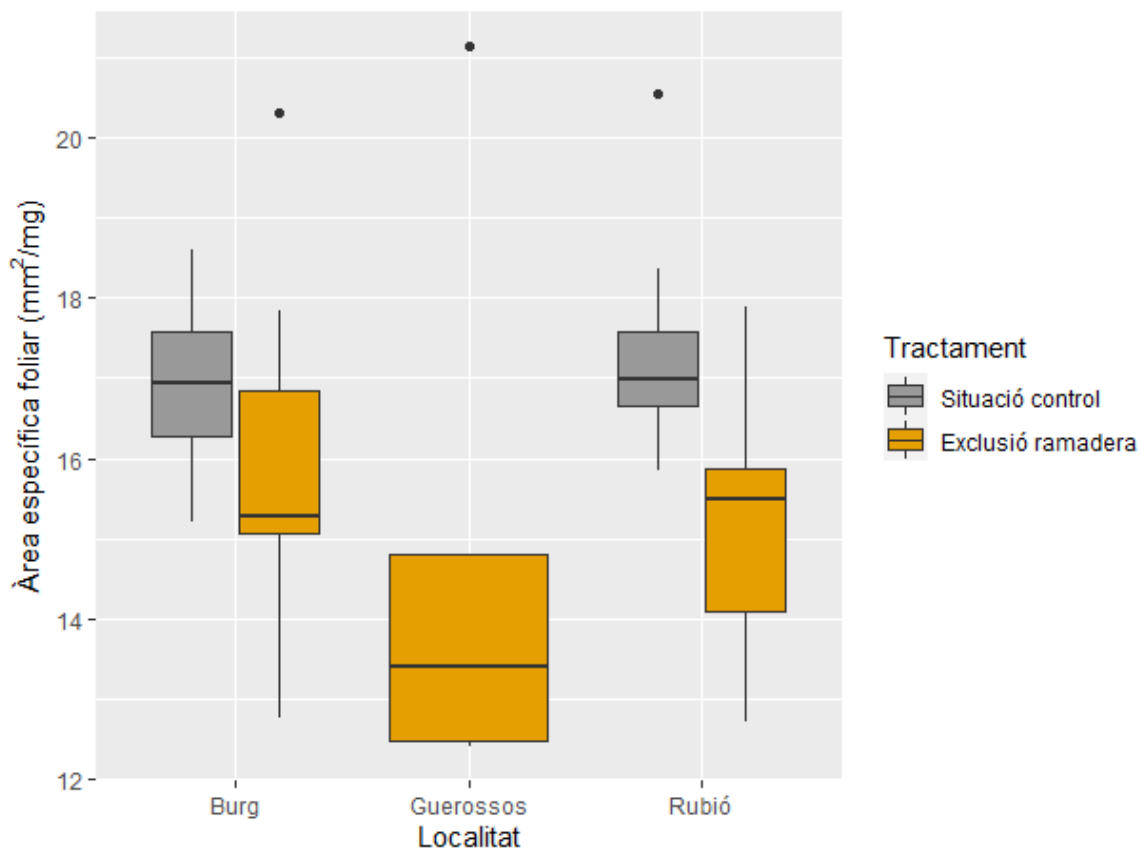


Figura A.4. Àrea específica foliar de *Carex nigra* a les tres localitats de seguiment i segons el tractament. Per a la localitat de Guerossos, només disposem de mostres de l'interior del tancat d'exclusió.

