

Actes del XII Col·loqui Internacional de Botànica Pirenaica - Cantàbrica



**Actes del XII
Col·loqui Internacional
de Botànica Pirenaica - Cantàbrica**

Girona - 3, 4 i 5 de juliol - 2019

Jordi Bou Manobens
Lluís Vilar Sais
(eds.)

Universitat de Girona



Dades CIP recomanades per la Biblioteca de la UdG

Col·loqui Internacional de Botànica Pirenaico-Cantàbrica (12è : 2019 : Girona, Catalunya), autor
Actes del XII Col·loqui Internacional de Botànica Pirenaica - Cantàbrica : Girona - 3, 4 i 5 de juliol - 2019 / Jordi Bou Manobens, Lluís Vilar Sais (eds.). -- Girona : Documenta Universitaria, abril 2020. -- 1 recurs electrònic (289 pàgines) : il·lustracions, taules, gràfics, mapes. Textos en català, anglès, francès i castellà
ISBN 978-84-9984-527-2 / 978-84-8458-569-5

I. Bou Manobens, Jordi, editor literari II. Vilar Sais, Lluís, editor literari
III. Universitat de Girona 1. Paisatge -- Protecció -- Pirineus -- Congressos
2. Paisatge -- Protecció -- Cantàbria -- Congressos 3. Botànica -- Pirineus -- Congressos 4. Botànica -- Cantàbria -- Congressos

CIP 502.17(234.12)(063) COL

Avis legal

Aquesta obra està subjecta a una llicència Reconeixement 3.0 de Creative Commons. Se'n permet la reproducció, la distribució, la comunicació pública i la transformació per generar una obra derivada, sense restricció sempre que se'n citi el titular dels drets (Universitat de Girona). La llicència completa es pot consultar a <http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/es/legalcode.ca>

Comitè científic

Lluís Vilar Sais (UdG) president del comitè
Josep Vigo i Bonada (UB)
Llorenç Sáez Gonyalons (UAB)
Josep M. Ninot Sugrañes (UB)
Carme Casas Arcarons (UVic-UCC)
Joan Pedrol Solanes (UdL)

Comitè organitzador

Lluís Vilar Sais (UdG) president del comitè
Jordi Bou Manobens (UdG)
Gabriel Mercadal i Corominas (UdG)
Josep Gesti Perich (UdG)
Xavier Viñas i Teixidor (UdG)

Secretaria tècnica

Atlanta

© dels textos: els autors

Il·lustració de *Botrychium matricariifolium* cedida pel Real Jardín Botánico de Madrid

ISBN: 978-84-9984-527-2 (Documenta Universitaria)

978-84-8458-569-5 (Universitat de Girona)

DOI: 10.33115/b/9788499845272

Girona, 15 d'abril de 2020

Turberas y pastoreo, una coexistencia en cuestión. Experiencias de exclusión ganadera en los Pirineos catalanes

Josep M. Ninot¹, Aaron Pérez-Haase¹, Eulàlia Pladevall¹, Jaume Espuny¹ & Empar Carrillo¹

¹Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio) & Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona. jninot@ub.edu

Abstract

Here we present the approach and preliminary results of experiences of grazing exclusion and detailed monitoring in eleven mire systems of the Catalan central Pyrenees subject to overgrazing. With this, in addition to contributing to the conservation and passive restoration at the local level, we will document the changes of the vegetation in the medium term, and contribute to the knowledge of the ecology and dynamics of the high mountain vegetation. The first summer, after setting exclusion fences partially covering each of the eleven locations, we monitored inside and outside the fence, through detailed inventories of the vegetation of small permanent plots and generic descriptors of this vegetation and ecological variables.

The preliminary results have allowed characterizing the systems under study, and also showed changes in the structure of the vegetation. In general, the density, height and flowering level of vascular vegetation were higher in the grazing exclusion zone. Nevertheless, no clear changes have been detected in the floristic composition of the communities, nor in the richness of specific wetland plants. It should be borne in mind that these first differences occur between different surfaces (inside and outside the fence) that are only partly due to the change in use. In addition, the vast majority of plants in these environments are perennial, so changes would be expected after more years of exclusion.

We expect that in a few years (2-3) robust results will be obtained regarding the structure and function of the vegetation, while after longer periods (5-10 years) we will also document changes in the composition of the plant communities and in edaphic variables.

Resumen

En este trabajo exponemos el planteamiento y unos resultados preliminares de experiencias de exclusión de pastoreo y de seguimiento pormenorizado de los cambios en once sistemas hidroturbosos de los Pirineos centrales catalanes sometidos a un notable sobrepastoreo. Con ello, además de contribuir a la conservación y restauración pasiva a escala local, documentaremos los cambios de la vegetación a medio plazo y contribuiremos al conocimiento de la ecología y dinámica de la vegetación de alta montaña. El primer verano, tras la instalación de un cercado de exclusión que cubre parcialmente cada una de las once localidades, se hizo un seguimiento dentro y fuera del cercado que incluye inventarios detallados de la vegetación de pequeñas superficies fijas y descriptores genéricos de esta vegetación y de variables ecológicas.

Los resultados preliminares han permitido caracterizar los sistemas en estudio, y además muestran cambios en la estructura de la vegetación. En general, en la zona de exclusión de pastoreo eran superiores la densidad, la altura y el nivel de floración de la vegetación vascular. En cambio, no se han detectado cambios claros en la composición florística de las comunidades, ni en la riqueza de especies de plantas específicas de humedal. Hay que tener en cuenta que estas primeras diferencias se dan entre superficies distintas (dentro y fuera del cercado) y que sólo en parte se deberían al cambio de uso. Además, la gran mayoría de las plantas de estos ambientes son perennes, de modo que los cambios de este tipo serían esperables tras más años de exclusión.

Esperamos que en pocos años (2-3) se obtendrán resultados robustos relativos a estructura y funcionalismo de la vegetación, mientras que después de periodos mayores (5-10 años) documentaremos también cambios en la composición de las comunidades vegetales y en variables edáficas.

Interés de los sistemas hidroturbosos

Los sistemas hidroturbosos son comunes en la alta montaña de tipo alpino, a la vez que constituyen una de sus singularidades ecológicas y botánicas. Desde el punto de vista biogeográfico y funcional son afines a las turberas de las regiones Boreal y Atlántica europeas (Casanovas, 1991; Bragazza & Gerdol, 1999). Sin embargo, en las montañas del sur de Europa van reduciendo su extensión en el paisaje, y también se reduce, aunque en menor medida, el número de especies de plantas y musgos especialistas de dichos ecosistemas (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2012). En los Pirineos, estos ecosistemas cubren por lo general reducidas extensiones, bordeando aguas superficiales como son lagos alpinos, riachuelos o surgencias. Por ello, y también por lo abrupto del relieve pirenaico, suelen formar mosaicos intrincados de distintas comunidades, respondiendo a fuertes gradientes ambientales, principalmente régimen hídrico de los suelos y propiedades del agua freática (Bragazza & Gerdol, 1999; Pérez-Haase & Ninot, 2017). Su óptimo ecológico está en el piso subalpino, donde se encuentran la mayor parte de sistemas y los más extensos, si bien

también son frecuentes en el piso alpino y en la parte superior del montano; y abundan mucho más sobre rocas silíceas que sobre materiales calizos (Ninot *et al.*, 2017).

Dado el interés biogeográfico de las turberas en las áreas montañosas de sur de Europa, se entiende que sean susceptibles de protección, ya que buena parte de las especies especialistas se encuentran allí en forma de poblaciones muy dispersas, a menudo con pocos efectivos, y muchas veces en el su límite de distribución geográfica hacia la región mediterránea. Buena parte de los tipos de turberas pirenaicas forman parte de Hábitats de Interés Comunitario (HICs), algunos de los cuales de forma prioritaria (CCE, 1992). Las turberas también destacan por el importante papel que tienen como reguladoras del ciclo del agua en las montañas y como almacén de carbono orgánico. Estas funciones son interdependientes, y susceptibles de cambios en los balances biogeoquímicos como consecuencia de cambios ambientales o de uso (Pant *et al.*, 2003; Rydin & Jeglum, 2006).

Los sistemas hidroturbosos frente al pastoreo

La alta montaña pirenaica ha tenido un uso ganadero secular, que ha aumentado en intensidad a lo largo de la historia, y notablemente durante los siglos XIX y XX, cuando la creciente demanda de productos cárnicos promueve una ganadería más productiva (Pujol Andreu, 2001; Fillat, 2003; Collantes, 2009; Gassiot *et al.*, 2017). El ganado abundante y diverso explota profundamente la variedad de ambientes de montaña como pastos de verano, reduciendo la extensión del bosque y del matorral. Estos cambios debieron significar incrementos de procesos erosivos, más acusados en las vertientes, y de fertilización, principalmente en relieves suaves y vaguadas (García-Ruiz *et al.*, 1996).

A escala de comunidades vegetales, debe asumirse que los sistemas hidroturbosos se han ido adaptando al pastoreo, de forma similar a los pastizales de otros tipos. Las plantas que forman estos ecosistemas abiertos son mayoritariamente hemicriptófitos graminoides, que responden al herbivorismo con la formación de nuevos brotes a partir de sus estructuras subterráneas o basales, tales como rizomas o tubérculos (Illa *et al.* 2006; Azorín & Gómez, 2008). Un herbivorismo moderado incluso favorece ciertas gramíneas o ciperáceas cespitosas, ya que son capaces de rebrotar más rápidamente que otras plantas (Grime, 2001). En el caso de los sistemas hidroturbosos, algunas especies de *Carex* (como *C. nigra* o *C. rostrata*) parecen responder a esta estrategia (Allen & Marlow, 1994), lo que ayudaría a explicar su papel preponderante en distintas comunidades.

Pero la presión ganadera puede ser localmente muy intensa en los sistemas hidroturbosos. Durante las últimas décadas se viene observando un incremento del sobrepastoreo en algunos de estos ecosistemas, principalmente por dos motivos. De un lado, porque el ganado suele pastar libremente en la montaña, por lo que, sobre todo hacia finales de verano, se concentra en las partes más húmedas de los valles, ya que los pastos de vertiente suelen estar más o menos agostados. Esta estacionalidad se asocia a un factor de vulnerabilidad para los humedales en montañas de tipo alpino (Ratliff, 1985; Hauptfeld *et al.*, 2014). De

otro lado, en los Pirineos catalanes han aumentado notablemente las cabañas de ganado vacuno y, menos, de ganado equino, en detrimento del ovino (IDESCAT, 2019), y aquellos tienen más afinidad por los pastos húmedos.

Los efectos del sobrepastoreo sobre los humedales se dan a distintos niveles. El herbivorismo por grandes herbívoros, al actuar principalmente sobre plantas altas o de buen porte y abundantes, lleva a la pérdida de cobertura de especies dominantes, que suelen basar su éxito en una fuerte persistencia acompañada de tasas de crecimiento lentas. También rarifica otras especies igualmente poco dinámicas, pero formadoras de poblaciones dispersas. En cambio, favorece a unas pocas plantas oportunistas, sean gramínoideas capaces de expansión clonal más activa por rebrote basal, sean plantas de pequeña talla o aplicadas al suelo y de rápido establecimiento (Fossati & Patou, 1989; Grime, 2001; Diaz *et al.*, 2006). También incentiva algunas especies con estructuras de defensa contra los herbívoros, sean espinas o metabolitos secundarios tóxicos o repelentes (Van der Meijden *et al.*, 1988; Azorín & Gómez, 2008). Todos estos efectos influyen en la estructura y en el funcionalismo de las comunidades vegetales de humedal, básicamente por pérdida de estructura y de capacidad de control de los procesos ecológicos asociados a ella. Otro efecto del herbivorismo es que limita de forma generalizada la formación de frutos y semillas (Olf & Ritchie, 1998; Huhta *et al.*, 2003), lo que ha de afectar la renovación de poblaciones vegetales.

El uso ganadero, al disminuir drásticamente la acumulación de fitomasa aérea y alterar superficialmente el suelo, incentiva procesos de recolonización distintos a los típicos de humedal (Kohler *et al.*, 2006; Jones *et al.*, 2011). Además, el pisoteo en suelos húmedos o empapados conlleva su compactación y pérdida de estructura, lo que provoca cambios en procesos como la capacidad de infiltración o de retención de agua, o la escorrentía, tan importantes en los humedales (Couwenberg & Joosten, 1999; Taboada *et al.*, 1999). Los efectos del pisoteo son visiblemente mayores cuando el nivel freático se sitúa cerca de la superficie o cuando dominan los musgos.

En los humedales más presionados los efectos son claramente visibles en forma de destrucción del tapiz vegetal y formación de huellas profundas en las áreas más afectadas, con frecuencia coincidiendo con los puntos de suelo más empapado, que se convierten en barrizales. Por esta vía, se desestructura el suelo turboso y se da paso a fuerte erosión por circulación superficial. En estos casos, el herbivorismo y el pisoteo excesivo generan daños en los ecosistemas que pueden ser difíciles de revertir (Morris & Reich, 2013).

Otro efecto nada despreciable es el aporte de heces y orina, que altera la composición de las aguas superficiales y el ciclo de los nutrientes en general, aumentando las cantidades de nitrógeno (N) y fósforo (P) total del sistema. Estos aportes pueden promover un incremento de plantas oportunistas o competitivas, y por tanto cambios en la composición de las comunidades vegetales y edáficas, o incluso favorecer la aparición de patógenos (Belsky *et al.* 1999; Bedford & Godwin, 2003; Morris & Reich, 2013).

Siendo los ecosistemas turbosos particularmente frágiles y singulares, tal como se reconoce en las directivas de protección de hábitats a nivel europeo y nacional (CEE, 1992; Carreras

et al., 2015), deben tomarse medidas para su protección. Más allá de su protección genérica en el contexto de los espacios naturales protegidos, valorar los efectos del sobrepastoreo y la capacidad de su reversión se convierte en una prioridad.

Si bien se ha generado bastante conocimiento sobre los efectos del herbivorismo en las comunidades vegetales de humedal, comparativamente se sabe poco sobre la respuesta de la vegetación a la exclusión ganadera. Sí se ha comprobado que desfavorece especies de ciclo corto y pequeño tamaño, ya que tienen dificultades para renovar sus poblaciones ante la densificación del tapiz vegetal (Merriam *et al.*, 2017). A corto plazo aumentan especies con buenas estrategias de expansión y de crecimiento rápido, mientras que con el tiempo van tomando más importancia otras más especialistas de humedal, que con frecuencia poseen órganos más tenaces y son de recuperación más lenta (Arnesen, 1999; Stammel *et al.*, 2003).

Objetivos

En el contexto del interés biogeográfico y de conservación de las turberas pirenaicas, y de la vulnerabilidad que muestran en algunas localidades frente al sobrepastoreo, distintas iniciativas procedentes de las propias áreas protegidas, del ámbito de la investigación o de entidades conservacionistas promueven acciones centradas en la conservación, mejora y estudio de los sistemas hidroturbosos. Recientemente se han establecido algunas experiencias en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y en el Parque Natural de l'Alt Pirineu, con el doble objetivo de (a) proteger del sobrepastoreo algunos sistemas hidroturbosos afectados y mejorar su estado ecológico mediante exclusión ganadera de una parte de su extensión, minimizando los efectos negativos en el uso pastoral del sistema; y (b) analizar la respuesta de dichos ecosistemas, relativa a la vegetación y a parámetros ambientales y ecológicos, en base al seguimiento pormenorizado de parcelas permanentes distribuidas tanto en la zona excluida de pastoreo como en la zona externa al cercado.

En este trabajo presentamos estas experiencias de conservación y estudio, exponiendo sus características locales y de muestreo, y mostramos algunos resultados preliminares obtenidos durante el primer periodo vegetativo, que nos permiten prever el interés de dichas experiencias.

Acciones emprendidas para la mejora ecológica y el estudio de las turberas

El proyecto POCTEFA GREEN plantea distintas acciones para la protección y mejora de ecosistemas pirenaicos en áreas protegidas, una parte de las cuales centradas en ecosistemas acuáticos y semiacuáticos (GREEN, 2019). En este contexto, en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y en el Parque Natural de l'Alt Pirineu se han iniciado experiencias de exclusión ganadera en áreas hidroturbosas afectadas por sobrepastoreo. En

esencia, se trata de excluir del pastoreo una parte de ciertos sistemas complejos, particularmente interesantes por sus propiedades intrínsecas y por la presión de pastoreo elevada que soportan. Esta exclusión representa en todos los casos una merma muy menor en la oferta de pasto para el ganado, y deja libre el acceso de éste a distintos puntos de agua (Fig. 1).

En cada localidad procuramos que tanto el área de exclusión como la exterior fueran comparables en términos de hábitats presentes (por ejemplo, turbera de *Carex nigra*, turbera de *Trichophorum cespitosum* o abombamientos de *Sphagnum*) y de presión de pastoreo. En este sentido, consideramos tres niveles de alteración: (1) leve, con herbivorismo evidente (y con deposiciones y compactación del suelo) pero sin discontinuidades en el tapiz vegetal; (2) media, en el que se añaden huellas más o menos profundas que han roto el tapiz vegetal



Figura 1. Vista general de la localidad de les Bordes de Bedet, en el Parque Natural de l'Alt Pirineu. El humedal (verde más intenso) se extiende por una vertiente a partir de surgencias de agua difusas, y está rodeado por una extensa zona de pastos y de abedular. Se observa la parte excluida del pastoreo (parcela aproximadamente cuadrada, de 25-30 m de lado).



Figura 2. Niveles de perturbación creciente reconocidos en el establecimiento de las localidades experimentales de sistemas hidroturbosos.

y dejan algo de suelo al descubierto; y (3) con puntos bien evidentes de desestructuración y erosión del suelo, frecuentemente encharcados (Fig. 2).



Figura 3. Situación de las localidades experimentales en sistemas hidroturbosos, en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (fondos rojo y amarillo), en el Parque Natural de l'Alt Pirineu (fondo verde) y en el alto valle de Arán.

Localidades	Altitud (m s.n.m)	Tipología del humedal (todos solígenos)	HICs	Iniciativa, programa
Estanyerres	1937	Alcalino	7110*, 7220*, 7230	LIFE, GREEN
Pletiu d'Erdo	2177	Ácido	6230*, 7110*	GREEN
Tou desOlles	1984	Ácido	7110*, 7140	GREEN
Bordes de Bedet	1628	Alcalino	7230	GREEN, Mpar
Pla de Boet	1856	Ácido	7110*	GREEN, Mpar
Coma de Burg	2014	Alcalino	7230	Andrena, Mpar
Guerossos	2021	Ácido	6230*, 7110*	Andrena
Estany de Mollàs	2010	Ácido	6230*, 7110*	GREEN, Mpar
Pallerols	1670	Ácido	-	GREEN, Mpar
Comes de Rubió	1982	Ácido	7110*, 91D0	Andrena
Cabana de Parros	1775	Alcalino	7230	Mpar

Tabla 1. Características de las localidades experimentales. La última columna se refiere al proyecto al que corresponde cada localidad, lo que conlleva particularidades en el programa de seguimiento: LIFE+ LimnoPirineus, Poctefa GREEN, Andrena, y Microparcelas permanentes (Mpar).

En total establecimos once localidades experimentales, instalando el cercado de exclusión y fijando la posición de los puntos de seguimiento. De éstas, una (Estanyeres) se estableció en 2016 como acción de protección de hábitats de turbera del proyecto LimnoPirineus (Ventura, 2019), y el resto entre finales de verano de 2017 y principios de verano de 2018 (pero la de Tou des Olles se valló a finales de este verano). Del total de localidades, siete son promovidas por el proyecto GREEN (incluyendo la de Estanyeres), tres por un proyecto de la fundación Andrena, y una por el propio equipo de autores, situada en el valle de Arán (Fig. 3, Tabla 1).

Los cercados se basan en estructuras ligeras, básicamente postes de madera tratada separados 3 m entre ellos. En algunas localidades se han unido los postes con cinta electrificada a tres niveles, para evitar la entrada de todo tipo de mamífero mediano o grande, incluyendo el jabalí. En el resto de localidades se ha instalado malla ganadera de 1 m de altura, complementada con cinta blanca como disuasión visual para el ganado y la fauna silvestre.

Metodología de muestreo

Entre los veranos de 2017 y de 2018 se caracterizaron las localidades en base a parámetros genéricos, relativos a tipo de sustrato, posición topográfica, tipología hidrológica, comunidades vegetales y hábitats presentes, y uso ganadero (Tabla 1). En conjunto son una buena representación de la variedad de situaciones en las que se encuentran las turberas subalpinas en el área considerada, en términos de sustrato geológico, altitud y estructura de paisaje. En cada localidad se seleccionaron unos puntos de muestreo permanentes, un mínimo de cinco dentro del cercado y cinco fuera; en algunas localidades se llegó hasta nueve y nueve. El conjunto de puntos de muestreo sin pastoreo representan submuestras de cada localidad bajo tratamiento de exclusión, mientras que los puntos con pastoreo son submuestras control.

Todos los puntos se situaron donde las evidencias de la alteración por pisoteo fueran bien visibles, sea en forma de suelo compactado y con huellas profundas dispersas (nivel 2 de perturbación; Fig. 2) sea en forma de pequeñas áreas con vegetación abierta e irregular (nivel 3), a fin de seguir los procesos claves que llevan a la recuperación de las comunidades vegetales, tales como germinación y establecimiento de nuevas plantas, o expansión lateral de otras ya establecidas. En el aspecto ecológico, los puntos de muestreo intentan reflejar los tipos de hábitats hidroturbosos más relevantes en cada localidad, pero no se pretende que sean precisamente ejemplos claros de dichos hábitats, sino que permitan documentar cambios generales en la vegetación.

Cada punto de muestreo se marcó con piquetas metálicas que definen una superficie de 1 × 1 m, se referenció métricamente con accidentes cercanos, se registró con GPS, y se equipó con un tubo de PVC de 16 mm de diámetro y 80 cm de longitud, perforado lateralmente, y clavado verticalmente en el suelo, a fin de hacer un seguimiento del nivel freático y de tomar muestras de agua para su análisis (Fig. 4).



Figura 4. Punto de muestreo (definido por el tubo de PVC blanco clavado verticalmente y por piquetas metálicas). Izquierda: superficie de 1×1 m correspondiente a un inventario del protocolo GREEN (con dos cintas métricas que delimitan cuadrantes). Derecha: microparcelas de seguimiento intensivo, de 50×50 cm (uno de los cuadrantes) y de 10×20 cm (en un claro de vegetación).

En el óptimo de la vegetación de 2018 se hizo un seguimiento de los once sistemas, consistente en un inventario de vegetación y registro de diversas variables ambientales en cada punto de muestreo (10 o más por localidad). En casi todas las localidades (excepto en la Cabana de Parros) se siguió el protocolo básico establecido en el proyecto GREEN. En este protocolo los inventarios de vegetación corresponden al cuadrado de 1 m de lado, y se basan en la lista de todas las especies de plantas vasculares con valoración visual de su cobertura en proyección, siguiendo la escala de Domin, que consta de 10 intervalos (van der Maarel, 1979). También se midió la profundidad del nivel freático y se tomaron muestras de agua edáfica, y se evaluó la altura de la vegetación (en 10 puntos al azar dentro del inventario), el recubrimiento general de la vegetación vascular, de los musgos del género *Sphagnum* y de otros briófitos, y el porcentaje de suelo desnudo. Estos inventarios se prevé repetirlos un año más tarde (verano de 2019) y unos pocos años más tarde, dentro del concepto de parcelas permanentes de seguimiento. Su finalidad es documentar y analizar los cambios relativos a presencia y recubrimiento de las distintas especies y a los parámetros asociados (porcentajes de musgos y de suelo desnudo, nivel freático, etc.).

En seis de las localidades se estableció un sistema de microparcelas también permanentes, a través de las cuales puedan evaluarse los cambios ocurridos a escala espacial menor (tales como rebrote o germinación) y a lo largo de un período limitado (1 o 2 años). Con este objetivo, se realizaron otros inventarios más detallados, correspondientes a superficies inscritas dentro de cada uno de los inventarios anteriores, siempre que fue posible. En un primer nivel, se basó en un cuadrado metálico de 50 cm de lado, subdividido con hilo plástico en celdas de 10×10 cm (Fig. 4, derecha). De estas celdas se analizaron la mitad, en un esquema de tablero de ajedrez, anotando para cada una la lista de especies vasculares, con evaluación visual de su recubrimiento en base a tres categorías (1, < 10%; 2, 10-33%;

3, <33%). En cada localidad se establecieron 10 parcelas permanentes dentro y fuera del cercado de exclusión ganadera.

En un segundo nivel de análisis, se estableció dentro de cada cuadrante de 50 cm un rectángulo de 10 × 20 cm, centrado en algún punto más alterado por pisoteo (por tanto, de posición variable en cada caso, pero replicable en años sucesivos). Se definió con un rectángulo metálico dividido en celdas de 2 cm de lado, para las cuales se consignó la presencia de especies en una u otra forma de regeneración (plántula, rebrote a partir de rizomas, estolón). En cada cuadrante de 50 cm se fijó el rectángulo de 10 × 20 cm en una o dos posiciones distintas, dando así un total de 15 microparcels permanentes de muestreo dentro y fuera del cercado de cada localidad.

Tanto en los inventarios de 50 × 50 cm como en los de 10 × 20 cm los datos registrados son espacialmente explícitos, ya que se refieren a celdas definidas por sus coordenadas, y repetibles entre años de muestreo con mucha precisión. Tanto en estos inventarios de microparcels como en los de las parcelas de 1 × 1 m el muestreo se complementó con una fotografía cenital, para posibles comprobaciones.

Además del seguimiento en base a inventarios, en las distintas localidades se evaluó la presión de pastoreo en la parte externa del cercado de exclusión. Para ello se estimó en 50 puntos al azar la afectación por pisoteo (categorizadas en tres niveles de afectación), por herbivorismo (cuatro niveles) y por deyecciones (contaje de deposiciones de ganado cercanas). En una parte de las localidades también se evaluó la intensidad de floración o fructificación de las plantas dentro y fuera del cercado, contabilizando el número de especies florecidas en 100 cuadrados de 0,25 m² distribuidos al azar dentro y fuera del cercado. Finalmente, en algunas localidades se recolectó a finales de verano la fitomasa en pie de numerosas superficies rectangulares de 10 × 20 cm, en grupos de cinco superficies cercanas a cada uno de los puntos permanentes de muestreo. Esta fitomasa se separó posteriormente en el laboratorio según distintos tipos funcionales (gramíneas, ciperáceas de hoja laminar, juncos y ciperáceas similares, forbias altas, forbias prostradas o bajas, leguminosas, espinosas), se secó a 60 °C hasta peso constante, y se pesaron todos los lotes resultantes. El análisis de estos datos y de la repartición de la biomasa aérea en distintos tipos funcionales, comparando la zona de exclusión con la zona control en cada localidad, y las distintas localidades entre ellas, permitirá conocer la respuesta de la vegetación a distintas presiones de pastoreo, y a su cese.

Resultados preliminares

Los resultados del primer año de seguimiento permiten caracterizar los sistemas en estudio, en términos de composición específica de las comunidades vegetales (tablas de inventarios por localidad y por sistema de muestreo), presencia de hábitats o especies de interés y estructura paisajística de los sistemas hidroturbosos en estudio. Esta base de datos, junto con el registro fotográfico y los datos ambientales (nivel freático, descriptores del agua)

serán la referencia para los cambios detectados y evaluados en los muestreos sucesivos. En este apartado presentamos algunos de los resultados obtenidos el primer año de muestreo de los inventarios de 1 × 1 m, dejando de lado los relativos a las microparcels, a la fitomasa aérea y a la floración, y los datos sobre el nivel freático y las propiedades del agua freática de cada parcela de muestreo.



Figura 5. En la localidad de Estanyeres contrasta el vigor y la abundancia de floración o fructificación de la vegetación dentro de la zona de exclusión (primer plano) con el aspecto ralo de la zona exterior, tanto en el humedal (área inmediata detrás del vallado) como en el pasto mesófilo más lejano.

Como resultado preliminar de este primer muestreo es ya de interés la evaluación de aspectos de la vegetación que pueden acusar un primer verano de exclusión de pastoreo, como es la altura de la vegetación considerando que la situación de partida sería equivalente entre la zona excluida de pastoreo y la zona exterior, y tomando ésta como control (Fig. 5). En esta evaluación, se observa un incremento notable en todas las localidades (Fig. 6), dentro del rango de altura en el que se mueven las muestras de cada localidad, que depende en buena medida de factores macroecológicos; en las localidades de más altitud (Mollàs, Guerossos) la vegetación de humedales es de menor porte que en localidades más bajas (Bedet, Pallerols).

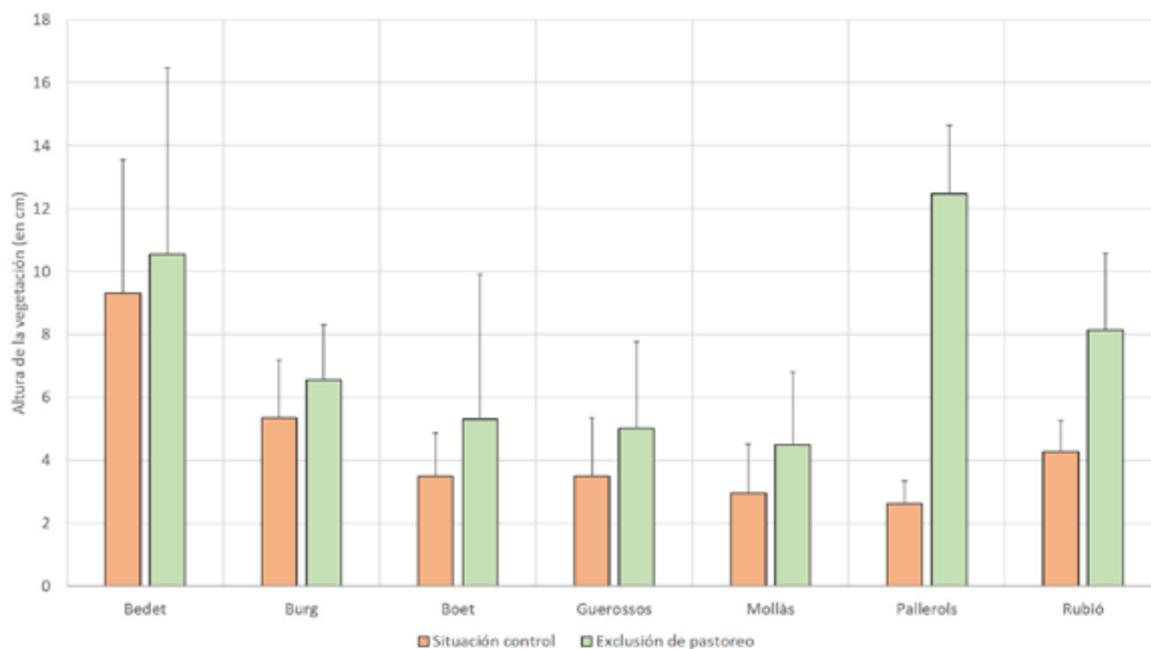


Figura 6. Altura de la vegetación (media y desviación estándar en las submuestras) en las siete localidades del Alt Pirineu, en la zona pastada (control) y en la zona de exclusión de pastoreo.

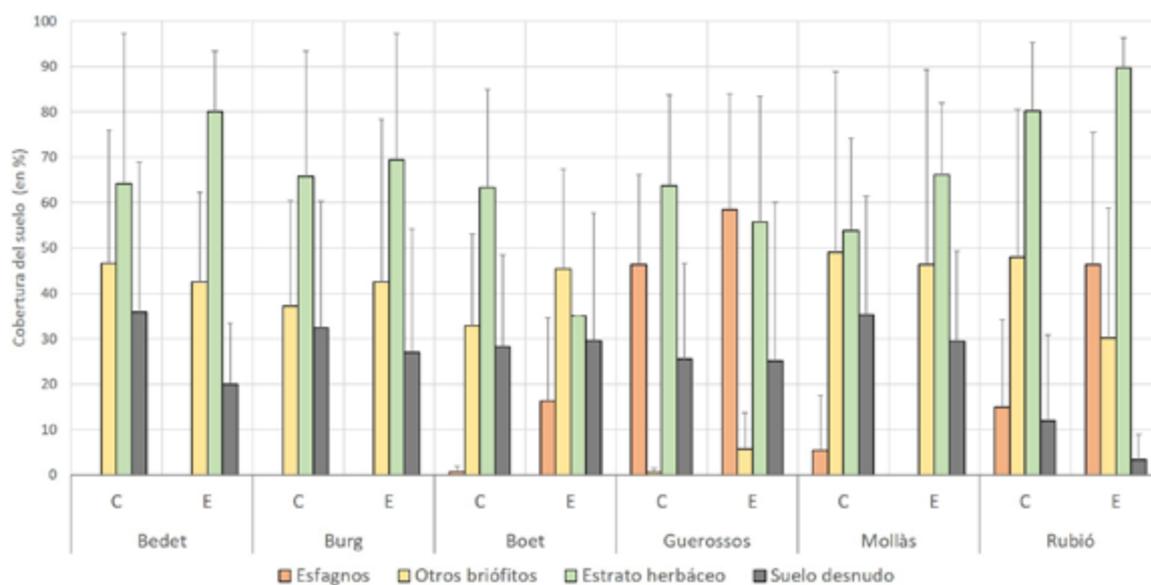


Figura 7. Recubrimiento (cobertura media en porcentaje y desviación estándar en las submuestras) de los distintos colectivos funcionales que forman las comunidades vegetales y del suelo desnudo en seis de las localidades del Alt Pirineu, en la zona pastada o control (C) y en la zona de exclusión de pastoreo (E).

También se observan cambios direccionales en el recubrimiento vegetal de plantas vasculares y briófitos y complementariamente en el porcentaje de suelo desnudo, y considerando equivalentes las situaciones de partida (Fig. 7). En la mayor parte de casos la vegetación herbácea incrementa su recubrimiento con la exclusión de pastoreo, y en estos casos suele ser con un cierto detrimento del estrato de musgos distintos de *Sphagnum*. Pero en dos casos (Boet y Guerossos) son estos musgos los que incrementan, al revés que las plantas vasculares, mientras que en Rubió aumentan a la vez las plantas vasculares y los *Sphagnum*. Y el suelo desnudo tiende a disminuir, si bien en dos localidades se mantiene. Siendo estos distintos elementos interdependientes y tratándose tan solo de un primer verano de exclusión, deberá esperarse a disponer de más muestreos para interpretar cambios que obedecen a sistemas complejos.

En cambio, no se han detectado cambios claros en la composición florística de las comunidades, ni en la riqueza de especies de plantas específicas de humedal. Hay que tener en cuenta que estas diferencias se dan entre superficies distintas (dentro y fuera del cercado) que pueden atribuirse en parte al cambio de uso, pero que quizá se deban más a diferencias de partida entre ellas. Además, la gran mayoría de las plantas de estos ambientes son perennes, de modo que los cambios de este tipo serían esperables tras más años de exclusión. Así lo sugiere el hecho de que, a grandes rasgos, se observa un mayor número de juveniles en los inventarios de 10 × 20 cm dentro de la zona de exclusión, tras un año de la instalación del cercado.

Perspectivas

El sistema de intervención en sistemas hidroturbosos consistente en exclusión de pastoreo en parcelas relativamente pequeñas y el seguimiento pormenorizado de la vegetación y de ciertos parámetros ambientales permiten documentar cambios tan sólo en un período vegetativo de actuación. Destaca en la zona excluida de pastoreo el mayor vigor de la vegetación (altura y recubrimiento), el nivel claramente superior de floración y fructificación y la incentivación de la expansión lateral y de la germinación de plántulas en distintas especies, además de la disminución del suelo al descubierto y de los indicadores de erosión.

También se intuyen indirectamente cambios en la composición específica y en la estructura de las comunidades vegetales, tales como la rarificación en la zona excluida de algunas especies oportunistas, o propias de pequeños claros semi-inundados. Pero estos cambios no podrán documentarse de forma consistente al menos hasta disponer del segundo muestreo (de 2019) o hasta pasados unos pocos años. Hay que tener en cuenta que la mayoría de especies de humedal son vivaces, y disponen de sistemas de raíces y rizomas relativamente potentes, de forma que su incremento o decremento se produce con bastante inercia, más teniendo en cuenta la brevedad del período vegetativo en la alta montaña.

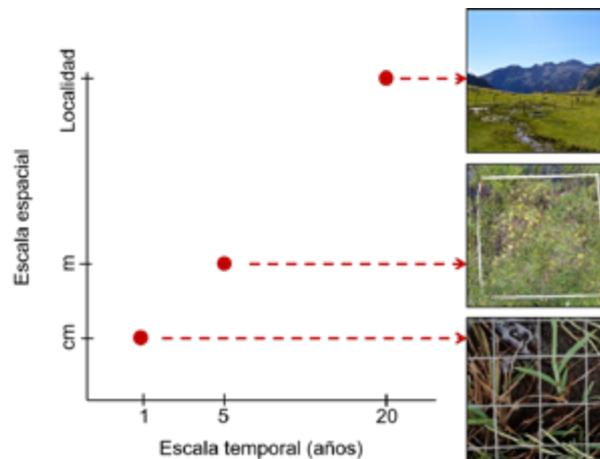


Figura 8. El sistema de seguimiento de sistemas hidroturbosos permitirá documentar respuestas debidas al cambio de uso a distintas escalas de espacio y de tiempo. Así, procesos a pequeña escala se detectan ya el primer año a través de los inventarios en las celdas de 2×2 cm (imagen inferior derecha, con plántula de *Carex* sp. en un hueco dejado por pisoteo) y en las de 10×10 cm. Los cambios en las comunidades vegetales se documentarán en pocos años a través de los inventarios de 1×1 m (imagen central derecha). Y cambios más generales en el sistema, que responden más lentamente, se harán evidentes por el análisis diacrónico conjunto de los inventarios de 1 m^2 y de los descriptores ambientales registrados a lo largo de periodos de tiempo superiores.

Otros cambios más generales en los sistemas hidroturbosos necesitarán tiempos de respuesta superiores, del orden de una o dos décadas: recubrimiento general y biomasa de la vegetación y de distintos grupos funcionales, papel de los briófitos, calidad y nivel del agua freática, expansión o retracción de ciertas comunidades vegetales, u otros indicadores biológicos. De hecho, hay una notable correlación entre las escalas de espacio y de tiempo, a distintos niveles de detalle (Fig. 8). Así, cambios a escala centimétrica en la vegetación (germinación, rebrote) se detectan ya el primer año a través de los inventarios en las celdas de 2×2 cm y en las de 10×10 cm (incluidas en el rectángulo de 10×20 cm y en el cuadrado de 50×50 cm, respectivamente). Los inventarios de 1×1 m se espera que documenten cambios direccionales en la estructura y la composición de la vegetación a unos pocos años vista. Y el análisis diacrónico conjunto de estos inventarios y de los descriptores ambientales asociados a ellos, o generales a nivel de localidad, evidenciarán cambios ecosistémicos producidos más lentamente, pero más profundos.

Bibliografía

- ALLEN DR, MARLOW CB (1994) Shoot population dynamics of feaked sedge following cattle grazing. *Journal of Range Management* 47: 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.
- 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.

- BEDFORD B, GODWIN K (2003) Fens of the United States: Distribution, characteristics, and scientific connection versus legal isolation. *Wetlands* 23(3): 608-629.
- BELSKY AJ, 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) Hidrology, groundwater chemistry and peat chemistry in relation to habitat conditions in a mire of the South-eastern Alps of Italy. *Plant Ecology* 144(2): 243-256.
- CARRERAS J, FERRÉ A, VIGO J (eds.) et al. (2015) Manual dels hàbitats de Catalunya. Volum VII. 5 Molleres i aiguamolls. 6 Roques, tarteres, glaceres, coves. Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- CASANOVAS L (1991) 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. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:ES:PDF>
- COLLANTES F (2009) The demise of European mountain pastoralism: 1500-2000. *Nomadic Peoples* 13(12): 124-145.
- COUWENBERG J, JOOSTEN H (1999). Pools as missing links: the role of nothing in the being of mires. In: Standen V, Tallis J & Meade R (eds.) *Patterned mires and mire pools—origin and development*; Flora and Fauna: 87-102. British Ecological Society, London.
- DIAZ S, LAVOREL S, McINTYRE SUE, FALCZUK V, CASANOVES F, MILCHUNAS DG ET AL. (2007) Plant trait responses to grazing—a global synthesis. *Global Change Biology* 13(2): 313-341.
- FILLAT F (2003) Un paisaje pirenaico de prados y pastos: cambios recientes y perspectivas. *Acta Botanica Barcinonensia* 49: 301-324.
- FOSSATI J, PATOU G (1989) Vegetation dynamics in the fens of Chautagne (Savoie, France) after the cessation of mowing. *Vegetatio* 85: 71-81.
- GARCÍA-RUIZ JM, LASANTA T, RUIZ-FLANO P, ORTIGOSA L, WHITE S, GONZÁLEZ C, MARTÍ C (1996) Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology* 11(5): 267-277.
- GASSIOT E, MAZZUCCO N, CLEMENTE I, RODRÍGUEZ D, OBEA L, QUESADA M, DÍAZ 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.
- GREEN (2019) Gestión y puesta en REd de los Espacios Naturales del Pirineo. Interreg POCTEFA. <https://www.green-biodiv.eu/proyecto>
- GRIME JP (2001) *Plant strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*, Second edition. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- HAUPTFELD RS, KERSHNER JM, FEIFEL KM (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.
- HUHTA AP, HELLSTROM 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: 49-61.
- IDESCAT, Institut d'Estadística de Catalunya (2019) Generalitat de Catalunya. <https://www.idescat.cat/>
- ILLA E, CARRILLO E, NINOT JM (2006) Patterns of plant traits in Pyrenean alpine flora. *Flora* 201: 528-546.

- JIMÉNEZ-ALFARO B, FERNÁNDEZ-PASCUAL E, DÍAZ GONZÁLEZ TE, PÉREZ-HAASE A, NINOT JM (2012) Diversity of rich fen vegetation and related plant specialists in mountain refugia of the Iberian Peninsula. *Folia Geobotanica* 47: 403–419.
- 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.
- KOHLER F, GILLET F, GOBAT JM, BUTTLER A (2006) Effect of Cattle Activities on Gap Colonization in Mountain Pastures. *Folia Geobotanica* 41: 289–304.
- MERRIAM K, MARKWITH S, COPPOLETTA M (2017) Livestock exclusion alters plant species composition in fen meadows. *Applied Vegetation Science* 21: 3–11.
- MORRIS K, REICH P (2013) Understanding the relationship between livestock grazing and wetland condition. Technical Report Series No. 253. Arthur Rylah Institute for Environmental Research. Heidelberg, Victoria.
- NINOT JM, CARRILLO E, FERRÉ A (2017) The Pyrenees. In: LOIDI J. (ed.), *The Vegetation of the Iberian Peninsula*, *Plant and Vegetation* 12: 323–366. Springer.
- OLFF H, RITCHIE M E (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in ecology & evolution* 13(7): 261–265.
- PANT HK, REHCIGL JE, ADJEI MB (2003) Carbon sequestration in wetlands: Concept and estimation. *Food, Agriculture & Environment* 1(2): 308–313.
- PÉREZ-HAASE A, NINOT JM (2017) Hydrological heterogeneity rather than water chemistry explains the high plant diversity and uniqueness of a Pyrenean mixed mire. *Folia Geobotanica* 52: 143–160.
- PUJOL ANDREU, J (2001) Especialización ganadera, industrias agroalimentarias y costes de transacción: Cataluña, 1880–1936. *Historia agraria* 27: 191–219.
- RATLIFF R (1985) *Meadows in the Sierra Nevada of California: State of knowledge*. United States Department of Agriculture. Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley.
- Rydin H & Jeglum J (2006) *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press. New York.
- STAMMEL B, KIEHL K, PFADENHAUER J (2003) Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Science* 6: 245–254.
- TABOADA MA, LAVADO RS, SVARTZ H, SEGAT AML (1999) Structural stability changes in a grazed grassland natraquoll of the Flooding Pampa (Argentina). *Wetlands* 19(1): 50–55.
- 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 MEJDEN E, WIJN M, VERKAAR H (1988) Defence and regrowth, alternative plant strategies in the struggle against herbivores. *Oikos* 51(3): 355–363.
- VENTURA M (coord.) (2019) *LimnoPirineus*. Conservación de hábitats y especies acuáticas de la alta montaña del Pirineo. LIFE+ <http://www.lifelimnopirineus.eu/es>