

VIII JORNADA DE INVESTIGACIÓN

Parque Nacional de Ordesa
y Monte Perdido

1 DE DICIEMBRE DE 2022



MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

ORGANISMO
AUTÓNOMO
PARQUES
NACIONALES



GOBIERNO
DE ARAGON

ÍNDICE

Introducción. Elena Villagrasa Ferrer.....	4
1. El Programa de Investigación de Parques Nacionales en cifras. El caso del Parque Nacional de Ordesa Pep Amengual Ramis.....	7
2. Tiempo de setas: estudiando la influencia del cambio climático en los hongos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido Sergio de Miguel Magaña/Marta Goberna Estella/Fernando Martínez Peña/ Ana Rincón Herranz/Mihai Tanase/Cristina Aponte Perales.....	19
3. Dinámica de claros en bosques maduros de abeto (<i>Abies alba</i>) del Parque Nacional de «Ordesa y Monte Perdido» Ester González de Andrés/Jonás Oliva Colina/Antonio Gazol Burgos/ Michele Colangelo/J. Julio Camarero Martínez	33
4. Seguimiento de flora amenazada dentro de los trabajos de seguimiento ecológico en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido Patricia Abadía Torrecilla/María Jarne Bretones	47
5. Seguimiento fitosanitario de las masas forestales de la Red de Parques Nacionales. Metodología, resultados y principales problemáticas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido Iván Reina Belinchón/Javier Fernández-Barragán Pérez/ M. Dolores Rollán Monedero	60
6. Evaluación preliminar del impacto de las actividades de ocio en los barrancos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: el caso del barranquismo Rocío López-Flores/Diego Mota Echeandía.....	80
7. Estudios actualísticos de quebrantahuesos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su aplicación a la arqueología Montserrat Sanz Borrás/Joan Daura Luján.....	104
8. Estudio comparativo de la diversidad de ortópteros, de acuerdo a la gestión agrícola de los diferentes ecosistemas de pastizales, en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido Sergio Bestué Orús	113

9. Contribución al estudio de la estructura, dinámica y biodiversidad de los bosques mixtos maduros en el Valle de Ordesa	
Óscar Schwendtner García/Barry Barnard Belenguer/ Susana Cárcamo Bravo/Asier Santana Irigoyen/Jesús Sánchez-Alberola/ Beñat Recalde irigoyen/Raquel Muñoz Lado de La Vega/ Aika Martinikorena Beorlegui/Andrea Sorli Moreno/ Ametz Gardezabal Cañada/Nerea Martínez-Zunzarren/ Josep Sabaté Ballcels/Klaas Van Dort/Óscar Aguado Martínez/ José Miguel Olano Mendoza/Deme Vidal Agustí/ Emili J. Martínez-Ibarz	157
10. Reconstrucción de la historia de dos parcelas de hayedo-abetal en Cotatuero, Valle de Ordesa, mediante dendrocronología	
José Miguel Olano/Gabriel Sangüesa-Barreda/Héctor Hernández-Alonso/ Vicente Rozas Ortiz/Eulogio Chacón-Moreno/Óscar Schwendtner/Emili J. Martínez-Ibarz	191
11. Empleo de fotogrametría aérea y LiDAR terrestre para mejorar el conocimiento de la estructura de los bosques mixtos en el valle de Ordesa	
Josep Sabaté Balsells/Álvaro Tena Pegán/Oscar Schwendtner García/ Jordi Vilagrassa Sentís/ Emili J. Martínez-Ibarz.....	210
12. El enigma de las piedras molineras del Alto Gurrundué	
Juan M. Rodríguez Gómez	228
Folleto divulgativo de la VIII Jornada de Investigación	239

Introducción

Elena Villagrasa Ferrer

Directora del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP)

Francisco Villaespesa Sánchez

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP)



Un año más, celebramos las jornadas de investigación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Las VIII jornadas. Este año, tenemos el honor de contar con la presencia virtual de Pep Amengual para presentarnos un resumen del importante trabajo de Organismo Autónomo Parques Nacionales con sus 20 AÑOS DE PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN.

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido es uno de los mejores escenarios para contemplar y disfrutar de los espectaculares paisajes de alta montaña de nuestro Pirineo, y también, para investigar, en uno de los mejores laboratorios posibles para la ciencia.

El Parque Nacional, lleno de vida, cobija una valiosa y abundante biodiversidad, con numerosas especies de flora y de fauna silvestre que disfrutan de únicos rincones y refugios naturales conformados por abundantes prados y pastos, frondosos bosques, rocosas laderas y sonoros ríos que, en su conjunto, van a dar sentido pleno a tan singular espacio protegido.

En este medio natural de los Pirineos, todo cambia permanentemente. Y, por lo tanto, identificar y entender dichos cambios como parte del funcionamiento de todo un

sistema conectado y vivo, nos está permitiendo reconocer algunos procesos naturales muy interesantes, complejos y bastante bien representados en este Parque Nacional, que merecen ser investigados para mejorar su conocimiento.

Tenemos unas jornadas con un amplio contenido multidisciplinar. Se presentan diversas temáticas, empezando por el tiempo de setas, con el impacto del cambio climático en las comunidades de hongos del suelo. Continuaremos formándonos en temas de flora con la dinámica de claros en bosques maduros de abeto, el seguimiento de flora amenazada dentro de los trabajos de seguimiento ecológico, el seguimiento fitosanitario de las masas forestales de los Parques Nacionales, la contribución al estudio de la estructura, dinámica y biodiversidad de los bosques mixtos en el valle de Ordesa y el empleo de LIDAR terrestre y fotogrametría aérea para mejorar el conocimiento de la estructura de los bosques mixtos en el valle de Ordesa. Seguiremos aprendiendo en temas de fauna, con las musarañas del valle de Ordesa, los estudios actualísticos sobre quebrantahuesos y su aplicación a la arqueología y el estudio comparativo de la diversidad de ortópteros de acuerdo a la gestión agrícola de los diferentes ecosistemas de pastizales del Parque Nacional.

Por primera vez, tenemos una presentación sobre un uso prohibido en el Parque Nacional y relacionado con el uso deportivo de los barrancos en espacios protegidos informando sobre la experiencia en Guara.

Por otra parte, los pobladores de este medio en apariencia agreste y adverso para el ser humano son los verdaderos protagonistas de buena parte de este paisaje que hoy en día tenemos vinculado a una actividad tradicional primordial que representa la ganadería extensiva, es decir, el pastoreo. Aquí y allá aparecen bordas, mallatas, rebaños y pastores que desde el Neolítico han ido modelando los puertos o pastos altos de la montaña pirenaica tal como ahora los conocemos. Su legado como patrimonio cultural inmaterial es valiosísimo, además de necesario para entender mucho mejor nuestro Parque Nacional. Es por ello que este año hemos tenido una ponencia muy interesante sobre el enigma de las piedras molineras que se encuentran en el Alto Gurrundué.

Ante este amplio patrimonio natural y cultural descrito, el simple hecho de visitar el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido es una elección recomendada y acertada para todos y, muy especialmente, para las futuras generaciones. Por un lado, va a mejorar nuestro conocimiento sobre el espacio natural protegido, disfrutando de sus bondades y entendiendo su emocionante belleza, y por otro lado colocar nuestra mirada personal en el paisaje general, nos conecta desde dentro con la naturaleza de fuera para proporcionarnos un poder extraordinario de compromiso para protegerla, cuidarla y cuidarnos.

La Naturaleza es el camino, la investigación es cada paso que vamos dando para avanzar en su conocimiento y la Red de Parques Nacionales tal vez, sea el mejor destino posible para comprobarlo.

Finalmente, agradecer a Paco todo su esfuerzo para la organización de las jornadas, a todos los ponentes por su buena disposición para participar y a los asistentes por su presencia.

Larga vida a las jornadas.

Colaboran:



Universidad de Alicante



POLITÉCNICA



Universidad Zaragoza



1. El Programa de Investigación de Parques Nacionales en cifras. El caso del Parque Nacional de Ordesa

Pep Amengual Ramis

Jefe del Servicio de investigación
de Parques Nacionales,
Organismo Autónomo Parques Nacionales,
Hernani 59, 28020 Madrid,



1. Introducción

El Plan Director de la Red de Parques Nacionales, aprobado por Real Decreto 389/16, de 22 de octubre, indica en su capítulo 8: *Programa de actuaciones comunes de la Red de Parques Nacionales y procedimientos para su seguimiento continuo y evaluación*, apartado 8.6, la necesidad de desarrollar un **programa de investigación** sobre los valores naturales, culturales, socioeconómicos y sobre los usos y conocimientos tradicionales de la Red de Parques Nacionales, con la participación de las comunidades autónomas y de los nodos de la Red, es decir los parques nacionales españoles. El objetivo era y es contar con un programa de investigación específicamente dirigido a los parques nacionales, cuyos resultados contribuyeran por una parte, a un mejor conocimiento de los valores naturales albergados por los parques en términos de biodiversidad, y por otra, a que estos resultados tuvieran un retorno para la administración gestora del espacio, de forma que la información científica incrementada pudiera contribuir a una gestión más eficaz y con mayor soporte científico en el proceso de toma de decisiones. Además se trataba de contar con un programa que tuviera los mismos estándares de rigor, independencia y calidad que el resto de convocatorias del Plan Estatal de Investigación. Y así se hizo: el Programa se enmarca en el Plan Estatal de Investigación Científica, Técnica y de Innovación 2021-2023 como una convocatoria más, y está contemplada así mismo en la Estrategia Española de Ciencia, Tecnología e Innovación 2021-2027.

Veinte años después de la puesta en marcha del programa, este se ha convertido en un referente tanto a nivel nacional como internacional: no existe un programa equivalente que reserve fondos específicamente destinados a la investigación orientada a la conservación, sobre un territorio tan concreto y acotado como las 488.363 ha que cubren los 16 parques nacionales de la Red, e imbricado en las estrategias o planes estatales de investigación. Los parques nacionales reciben, por supuesto, financiación para investigación de otras fuentes y programas, pero es indudable que a día de hoy el programa de investigación es un componente fundamental de los fondos destinados a la investigación científica de los parques, y en algunos casos, prácticamente el único que financia investigación con regularidad.

2. Los componentes del programa

El programa es mucho más que unos fondos disponibles y una convocatoria anual, aunque sin duda estos son los componentes básicos del programa. Sin embargo, para llegar a ellos se parte de un análisis previo de las necesidades de investigación reales de los parques nacionales, expresados por ellos mismos en el marco del Comité de Cooperación y Coordinación de la Red de Parques Nacionales, o como veremos más adelante, en el marco de las jornadas de investigación. Estas necesidades detectadas, o también estos campos de investigación que no han sido cubiertos todavía, y cuyo conocimiento podría contribuir decisivamente a la mejora de la gestión de los parques, son las dianas a las que se dirige cada año la convocatoria mediante la definición de las llamadas líneas prioritarias, que se publican como anexo de la propia convocatoria en el BOE. De forma genérica, y teniendo en cuenta que el programa se financia parcialmente a partir de fondo PIMA-ADAPTA, se presta una particular atención a los proyectos relacionados con el seguimiento de los efectos del cambio global/climático. También los proyectos que aplican sobre más de un parque tienen prioridad. Un porcentaje significativo de los proyectos se presentan para el conjunto de los 16 parques, son los llamados proyectos de Red.

Para ayudar al proceso de toma de decisiones y garantizar la calidad científica de los proyectos financiados, el OAPN cuenta con dos mecanismos fundamentales vinculados a la evaluación. El primero es el **Comité Científico de la Red (CC)**, recogido en la Ley 30/14 de parques nacionales, como un órgano consultivo con un papel muy relevante: de él depende la selección final de los proyectos y la cuantificación final de los fondos asignados para su realización. Cada proyecto financiado está tutorizado por un miembro del CC, que evalúa el proyecto en la llamada Comisión de Evaluación –compuesta por los miembros del Comité más personal del OAPN–, realiza un análisis crítico del mismo en la sesión de la Comisión y propone eventualmente su financiación y partidas. Las decisiones finales

se toman de manera consensuada por la Comisión, en todo caso. Posteriormente este tutor realizará el seguimiento del proyecto a lo largo de sus tres años de vida, evaluando los preceptivos informes parciales entregados por el equipo de investigación y realizando la evaluación final de mismo, y cuya valoración positiva es necesaria para que se libren el total de los pagos del proyecto. El CC cuenta con los fondos necesarios para garantizar su funcionamiento, y además de esta función principal, responde a los requerimientos que tanto el OAPN como los parques nacionales puedan requerir de él, desde asesoramiento, realización de informes, etc. Para este tipo de encomiendas, el comité designa un grupo de trabajo formado por un número discreto de miembros del CC. El comité está formado por 20 miembros elegidos por el presidente del Comité –el director del OAPN-, ocho de ellos a propuesta de las Comunidades Autónomas que albergan uno o varios parques nacionales en su territorio. Además lo completa el presidente y vicepresidente –la dirección adjunta del OAPN-, y el secretario del CC, cargo que ocupó desde 2013.

La otra herramienta que garantiza la total independencia del proceso de selección depende de la existencia de un mecanismo de evaluación externo y transparente para el OAPN: es la **Agencia Estatal de Investigación (AEI)**, organismo del Ministerio de Ciencia e Innovación que cuenta entre sus funciones la de evaluar *ex ante* los proyectos presentados a las convocatorias del Plan Estatal. Mediante este mecanismo se garantiza que el proceso sea independiente del propio OAPN y de su Comité Científico, y que se alinee con los mecanismos estándar de evaluación de la investigación de nuestro país.

Pero es que además la evaluación permite que los propios parques, como huéspedes de los proyectos y equipos de investigación, puedan decidir qué proyectos son más interesantes para sus necesidades de gestión e investigación. Es por ello que después de la primera evaluación a cargo de la AEI, la llamada evaluación de calidad científica, los parques realizan una segunda evaluación de los proyectos que pasaron la nota de corte inicial, en la llamada **nota de oportunidad**. Esta nota pondera al 50% con la nota de calidad, ordenándose los proyectos en función de las dos notas obtenidas por orden de prelación. Este listado final de proyectos puntuados son los que son evaluados en la Comisión, otorgándose los fondos disponibles hasta la finalización de los mismos.

Hoy en día la investigación financiada con fondos públicos tiene el deber de contribuir a la difusión de la ciencia y sus resultados a la sociedad, que es en definitiva quien la financia. No lo es menos para el Programa de Investigación de la Red: los proyectos y sus investigadores deben presentar junto con el proyecto un programa de difusión, tanto de los resultados de la investigación como de las oportunidades que para la gestión de los parques suponen. Para ello, entre otras cosas, el OAPN organiza cada año las llamadas **Jornadas de Investigación**, que son la verdadera fiesta anual del Programa, ya que supone la oportunidad de establecer contacto e intercambios entre los investigadores y los

gestores, y donde se promueve un fecundo y cordial flujo de ideas y propuestas de futuro. Fiesta cargada de seriedad, en la que los investigadores principales (IPs) presentan los datos y resultados de su trabajo a la finalización del proyecto para su evaluación, crítica y pública, por parte de los parques que los han albergado, del comité científico y del propio OAPN. Las jornadas giran su sede por la geografía de los parques nacionales españoles, lo cual brinda la oportunidad adicional de conocer durante unos días cada año a uno de los parques de la Red. El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido alojó en octubre del año 2018 las jornadas en su sede de Torla. Además, cada proyecto debe contar con su propio programa de difusión de resultados al margen de las publicaciones científicas, tanto en publicaciones divulgativas como en forma de páginas web específicas, etc

Finalmente, los proyectos se publican en forma de monografías científicas, **cada una correspondiente a una de las convocatorias, que recoge en forma** de capítulos una publicación correspondiente a cada uno de los proyectos financiados, escrita normalmente por el IP del proyecto, aunque no necesariamente. La monografía es una publicación integrada en el programa anual de publicaciones del OAPN, de carácter estrictamente científico y de alto contenido, a la cual se le da la máxima difusión desde el OAPN entre los parques que componen la red, los investigadores responsables de ellos proyectos y al personal de parques y miembros del comité científico.

Portada de la Monografía correspondiente a la convocatoria de 2011

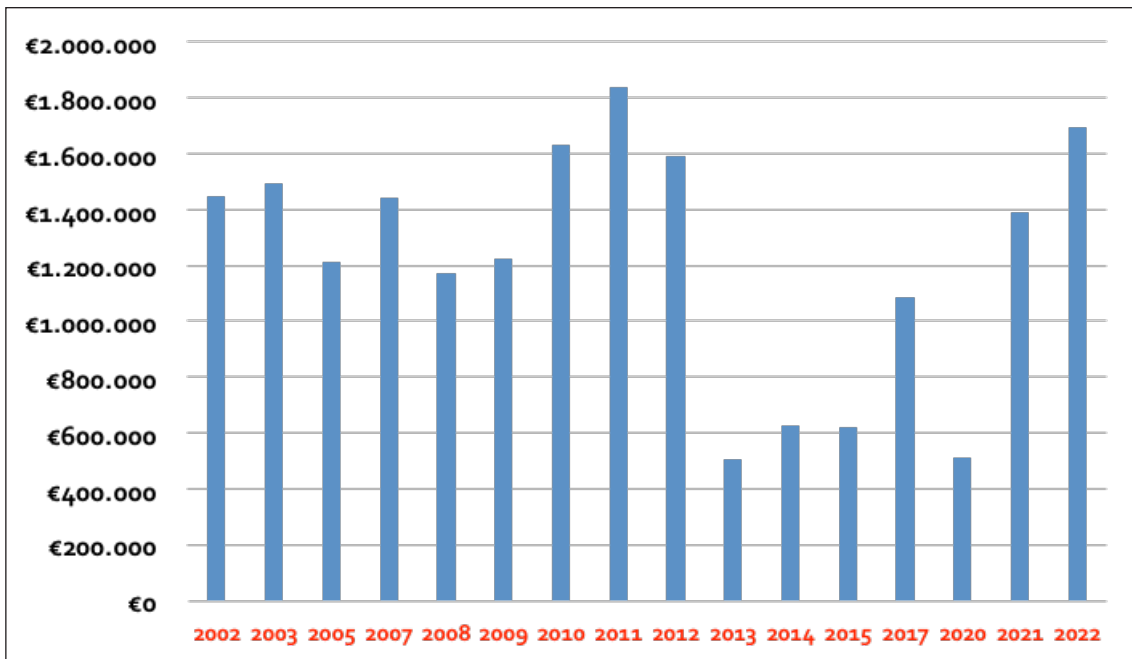


3. Resultados del programa

Desde 2002, año de inicio del Programa, se ha invertido más de 19,5 M€ en un total de 273 proyectos (ver tabla y gráfica 1).

CONVOCATORIA	IMPORTE
2002	1.449.720,27 €
2003	1.492.683,94 €
2005	1.214.379,31 €
2007	1.441.325,97 €
2008	1.171.453,28 €
2009	1.223.366,41 €
2010	1.634.398,30 €
2011	1.836.631,65 €
2012	1.592.408,45 €
2013	506.539,35 €
2014	626.414,20 €
2015	618.387,20 €
2017	1.086.929,40 €
2020	508.924,45 €
2021	1.390.701,90 €
2022	1.693.271,50 €
TOTAL	19.487.535,58 €

Tabla 1: Distribución de la inversión por año de convocatoria.



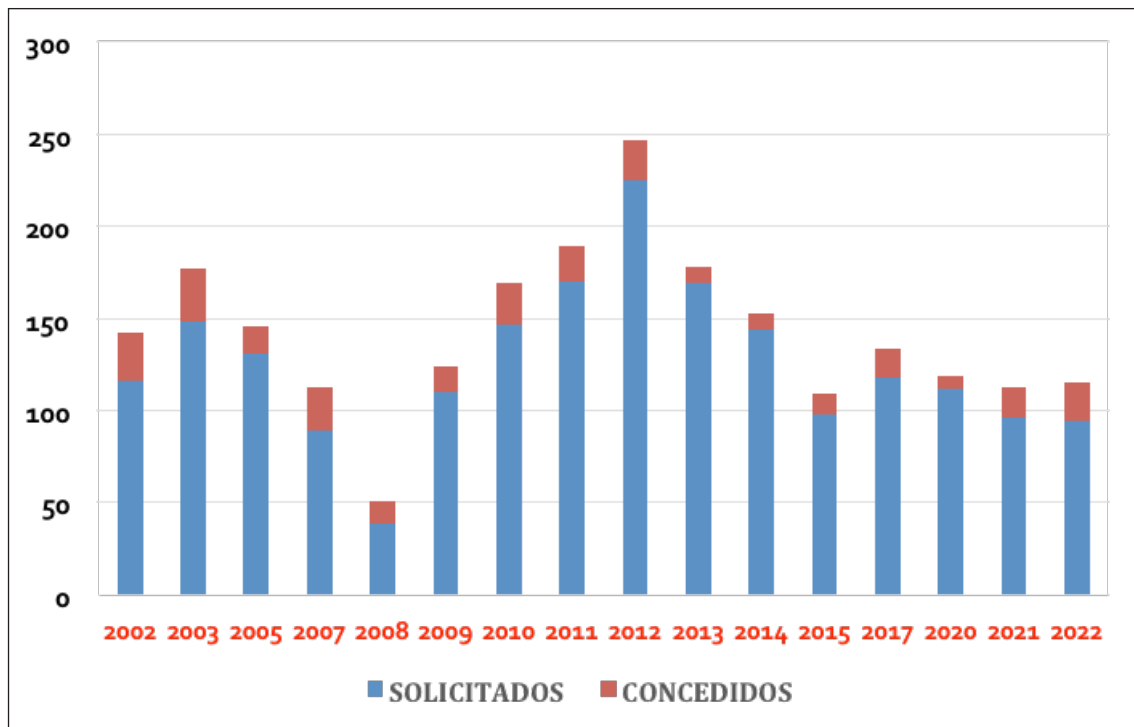
Gráfica 1

La gráfica muestra las oscilaciones de la financiación del Programa, en paralelo con las oscilaciones del propio presupuesto del OAPN. La crisis económica de 2010 se reflejó presupuestariamente con dos años de latencia, y sus efectos han sido, como los de la propia crisis, de largo recorrido: no ha sido hasta el 2021 que se ha recuperado la media de inversión anterior a la crisis.

AÑO	SOLICITADOS	CONCEDIDOS
2002	116	26
2003	148	29
2005	131	15
2007	89	24
2008	39	12
2009	110	14
2010	147	22
2011	170	19
2012	225	22
2013	169	9

2014	144	9
2015	98	11
2017	118	16
2020	112	7
2021	96	17
2022	94	21
13,63%*	2006	273

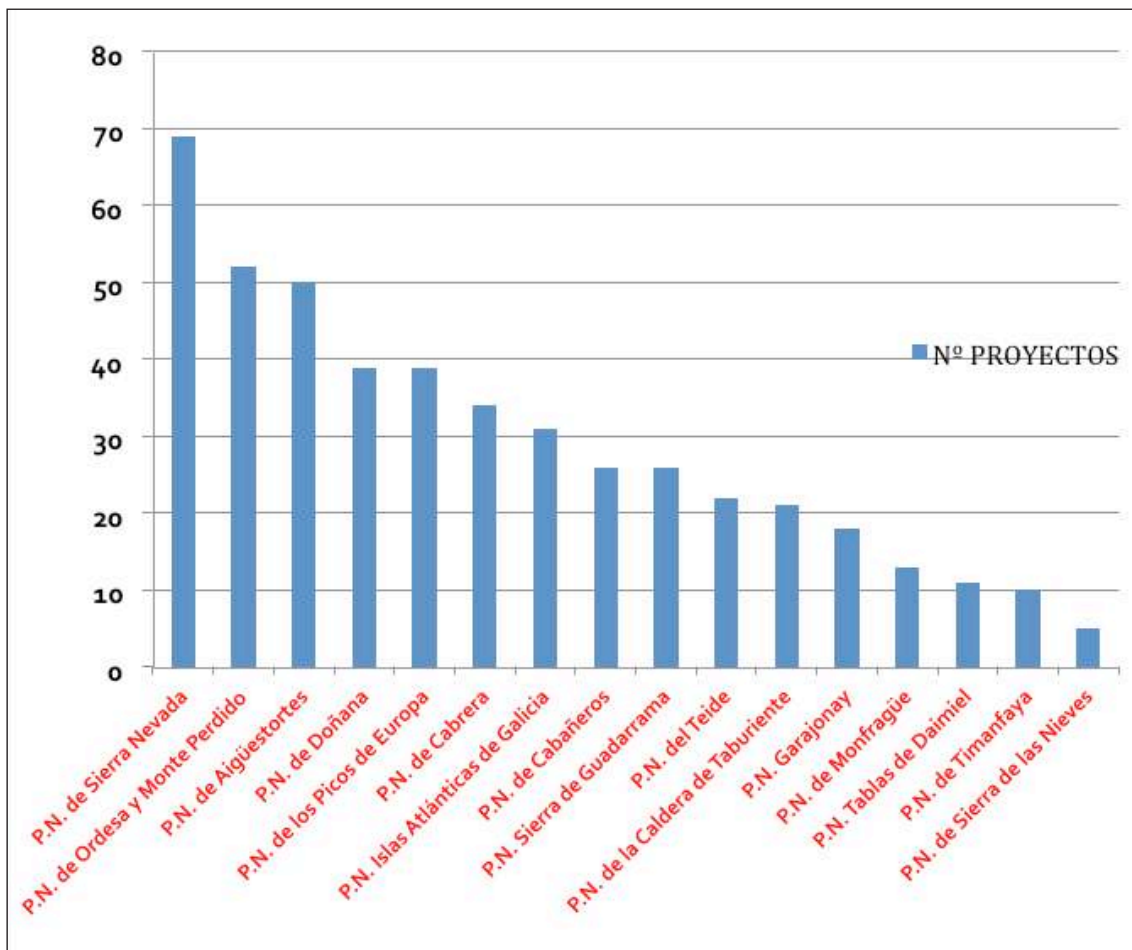
Tabla 2: distribución de los proyectos presentados y concedidos por año de convocatoria. En rojo los resultados de la convocatoria de 2022. * Porcentaje de proyectos concedidos.



Gráfica 2

Es evidente que se trata de una convocatoria muy competitiva: menos del 14% de los proyectos presentados son finalmente financiados, con una cantidad media de financiación alrededor de los 70 000 €/proyecto. Esta cantidad es menos de la mitad de la que recibe de media un proyecto del Plan Nacional (datos no mostrados), y obliga frecuentemente a que los IPs deban recurrir a otras convocatorias o fuentes de financiación. Es un tema de debate en el seno del Comité, ya que hay varias variables en juego: los fondos disponibles,

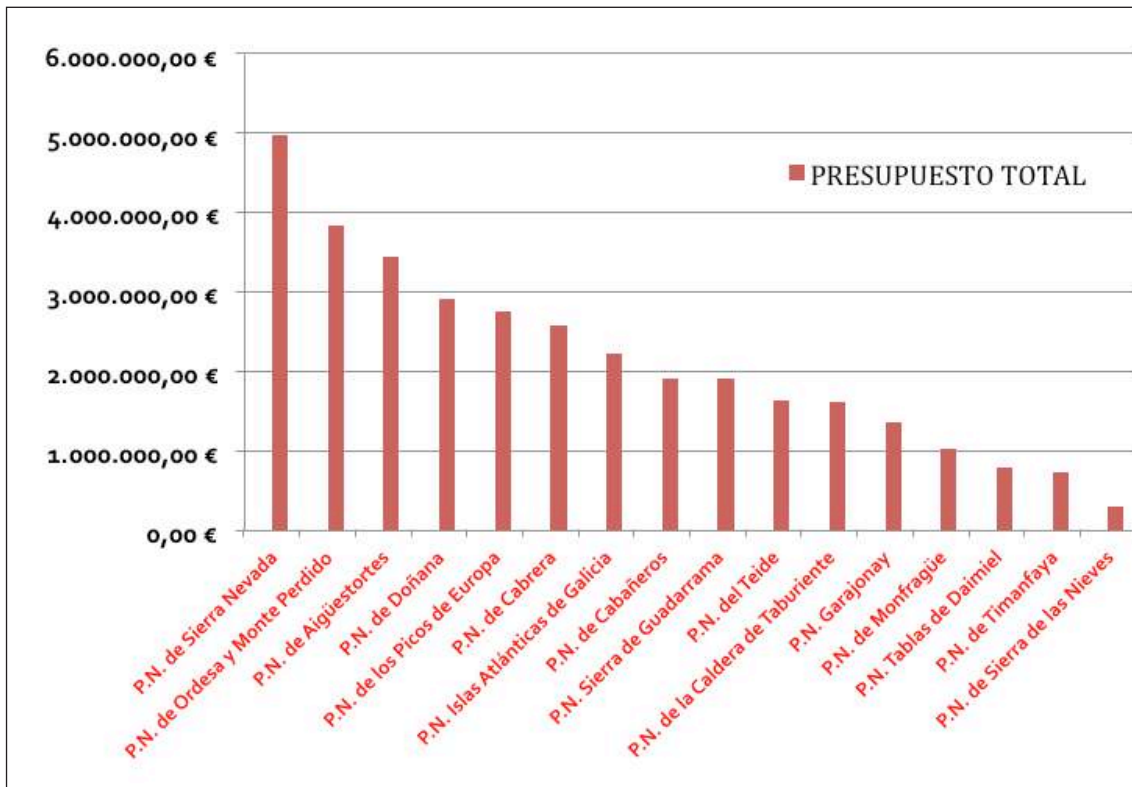
relativamente modestos; el elevado número de parques de la Red, que obliga a adoptar mecanismos de compensación para seleccionar positivamente aquellos parques que, por su edad, tipología, localización geográfica, facilidad de acceso por parte de los equipos de investigación más competitivos, o por otras causas que deben ser analizadas todavía, reciben menos financiación. El Programa no reparte fondos equitativamente entre los parques, y solo la calidad de los proyectos presentados y la elección de los espacios experimentales por parte de los investigadores deciden el destino final de los fondos. Pero no es menos cierto que los parques forman una Red, y ese hecho incontrovertible obliga a un cierto reparto de juego para todos los actores implicados. El sesgo del programa queda claramente reflejado en la siguiente gráfica:



Gráfica 3: Proyectos concedidos por parque nacional 2002-2022

Tres parques de montaña -Sierra Nevada, Ordesa y Aigües Tortes- figuran como parques en donde aplican los proyectos en el 25, 19 y 18 % de los proyectos financiados, respectivamente, frente a parques como Timanfaya, Monfragüe o Daimiel que apenas reciben entre un 3-4% de proyectos.

Para compensar siquiera parcialmente un sesgo tan pronunciado, se han adoptado distintas estrategias, centradas fundamentalmente en la propuesta de líneas específicas para los parques macaronésicos, mediterráneos, etc, con resultados desiguales. En este sentido, la decisión de financiar mejor a menos proyectos provocaría un sesgo aún mayor, que dejaría a determinadas tipologías de parque sin financiación de forma crónica. La gráfica equivalente planteando la inversión por parque arroja un resultado prácticamente idéntico:



4. Análisis de sesgo de género del Programa de Investigación de la Red de parques

En los últimos años se están realizando por parte de las administraciones responsables de la administración de fondos públicos destinados a investigación numerosos estudios, fundamentalmente en el extranjero, pero también en nuestro país, sobre si existe o no sesgo de género en los procesos de solicitud y selección de los proyectos de investigación. Es evidente que un análisis de este tipo nos interesaba profundamente, ya hay una parte del procedimiento, el proceso selectivo, sobre el que sí tenemos capacidad de actuar. La decisión primera es libre para los investigadores e independientemente de su género, aunque es evidente que pueden existir factores como la maternidad que condicionan profundamente la capacidad de acudir a una convocatoria.

Interesaba por tanto analizar estos factores en relación a nuestro programa. Los resultados por convocatoria y agregados, tanto en los proyectos presentados, como en el proceso selectivo, quedan recogidos en la tabla 3:

Año convocatoria	PROYECTOS SOLICITADOS				PROYECTOS CONCEDIDOS			
	IP hombres	IP mujeres	Total	% mujeres	IP hombres	IP mujeres	Total	% Mujeres
2002	90	26	116	22,4%	21	5	26	19,2%
2003	109	39	148	26,4%	21	8	29	27,6%
2005	110	21	131	16,0%	14	1	15	6,7%
2007	69	20	89	22,5%	16	8	24	33,3%
2008	28	11	39	28,2%	10	2	12	16,7%
2009	86	24	110	21,8%	11	3	14	21,4%
2010	103	44	147	29,9%	13	9	22	40,9%
2011	122	48	170	28,2%	15	4	19	21,1%
2012	154	71	225	31,6%	14	8	22	36,4%
2013	128	41	169	24,3%	8	1	9	11,1%
2014	96	48	144	33,3%	8	1	9	11,1%
2015	61	37	98	37,8%	6	5	11	45,5%
2017	93	25	118	21,2%	13	3	16	18,8%
2020	73	39	112	34,8%	4	3	7	42,9%
2021	66	30	96	31,3%	10	7	17	41,2%
	1388	524	1912	27,4%	184	68	252	27,0%

Los resultados preliminares, a falta de un análisis estadístico más completo, son concluyentes: 3 de cada 4 investigadores principales que se presentan a la convocatoria son varones, lo cual muestra que la capacidad de respuesta a una convocatoria —muy probablemente con independencia del perfil de esta— no es equivalente entre los dos sexos, y por tanto existe sesgo de género. Ahora bien, en la fase del procedimiento que depende del propio programa —el proceso selectivo— no se produce discriminación: casi exactamente el mismo porcentaje de proyectos presentados por mujeres (el 27,4%) son finalmente seleccionados (un 27%). Un resultado remarcable que nos reafirma en la idoneidad del proceso selectivo, también en este aspecto.

5. El Programa de Investigación en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Como acabamos de comentar, Ordesa es el segundo Parque Nacional que ha recibido más proyectos (52) y más financiación (3 829 252,79 €, más 577 000 € de proyectos de Red) de la Red, superado únicamente por Sierra Nevada, otro parque de montaña. Es evidente que esta tipología de parques y su riqueza de hábitats naturales y procesos de interés, y muy fundamentalmente, la presencia a escasa distancia de potentes centros de investigación como el Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), suponen un aliciente para que sus equipos investigadores presenten proyectos.

En Ordesa las tipologías de proyectos presentados son muy variadas, predominando los proyectos relacionados con los sistemas naturales y hábitats de alta montaña —lagos pirenaicos, pastizales supramontanos— los fenómenos relacionados con la innivación y el glaciario —con el glaciar de Monte Perdido como elemento singular y profundamente monitorizado y estudiado—, el cambio climático/global y sus efectos sobre los sistemas naturales y especies singulares y la presencia de especies amenazadas como el desmán, la flora endémica de montaña y otros.

La siguiente tabla recoge los proyectos concedidos en la convocatoria de 2022:

Parques	Referencia	Título	Investigador principal	Centro	Presupuesto concedido
P.N. de la Sierra de Guadarrama P.N. de los Picos de Europa P.N. de Ordesa y Monte Perdido P.N. de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici P.N. de Sierra Nevada	2908/2022	Seguimiento y evaluación de impactos del cambio climático y/o global en los recursos hídricos nivales en los Parques de Montaña.	David Pulido Velázquez	Instituto Geológico Minero - CSIC	64.121,70 €
P.N. de Ordesa y Monte Perdido	2852/2022	Dinámica milenaria de los PASTos y la ganadería en el PN de ORdesA y Monte Perdido: una aproximación transdisciplinar	Penélope González Samperiz	Instituto Pirenaico de Ecología- CSIC	84.812,50 €
P.N. de los Picos Eurpoa P.N. de Ordesa y Monte Perdido P.N. de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici	2923/2022	Impacto del cambio climático sobre la viabilidad de peces y anfibios en parques de montaña: evaluación de riesgos y refugios climáticos en horizontes 2040, 2060 y 2080	Alfredo González Nicieza	Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo	96.314,80 €
TOTAL					245.249 €

6. Conclusión y resumen

El programa de investigación de la Red de Parques Nacionales es uno de los programas transversales de la Red de mayor significación. Ha permitido invertir casi 20 millones de euros en investigación directamente aplicada a la mejora del conocimiento y gestión de estos espacios singulares, lo cual convierte así mismo en una singularidad al propio programa, al valorarlo en relación con el resto de las redes de parques nacionales europeos. A pesar de lo prolijo de su tramitación, y de la irregularidad de los fondos disponibles, constituye un instrumento consolidado de fomento de la investigación aplicada en nuestros parques nacionales y un instrumento transversal que, entre otros, está consolidando a la Red de Parques Nacionales como un verdadero sistema de relaciones funcionales eficazmente conectado.



2. Tiempo de Setas: Estudiando la influencia del cambio climático en los hongos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Sergio de Miguel

Universidad de Lleida (UdL)
Unidad Mixta de Investigación CTFC -
AGROTECNIO -CERCA

Marta Goberna

Instituto Nacional de Investigación y
Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA-
CSIC)

Fernando Martínez Peña

Centro de Investigación y Tecnología
Agroalimentaria de Aragón (CITA)

Ana Rincón

Instituto de Ciencias Agrarias (ICA-CSIC)

Mihai Tanase

Universidad de Alcalá (UAH)

Cristina Aponte

Instituto Nacional de Investigación
y Tecnología Agraria y Alimentaria
(INIA-CSIC)



1. Introducción

Los ecosistemas forestales albergan una inmensa diversidad de hongos, un reino hiperdiverso que habitualmente supera en riqueza a la flora y fauna, pero cuya naturaleza críptica e inconspícua hace que formen parte de lo que habitualmente conocemos como «diversidad oculta» (Hawksworth y Lücking, 2017; Wardle, 2014; Tedersoo, 2014; Montagna, 2018). Los hongos no hacen ruido, viven bajo el suelo y, salvo aquellos que fructifican, apenas se ven a simple vista. Por este motivo, las comunidades fúngicas a menudo quedan en un segundo plano a pesar de que los hongos del suelo de los ecosistemas forestales desempeñan un papel clave en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (de-Miguel *et al.*, 2014; Tomao *et al.*, 2017, 2020), cumpliendo importantes funciones ecológicas y socioeconómicas (Pérez-Izquierdo *et al.*, 2017; 2019, Rincón *et al.*, 2021; Martínez de Aragón *et al.*, 2011).

Desde el punto de vista de sus estrategias tróficas, los hongos del suelo se dividen en tres grandes grupos funcionales: simbióticos, saprófitos y patógenos (Taylor y Sinsabaugh, 2015; Lebreton *et al.*, 2021). Los hongos simbióticos, también conocidos como micorrícicos, establecen relaciones mutualistas con las plantas huésped (Smith y Read, 2010). Mediante esta relación, algunas veces facultativa, pero en muchos casos obligatoria para el huésped (Molina *et al.*, 1992), la planta obtiene del hongo micorrícico nutrientes y agua, así como protección frente a estrés ambiental (ej. enfermedades, parásitos, sequía y metales pesados) y a cambio proporciona a los hongos carbohidratos procedentes de la fotosíntesis (Smith y Read, 2010; Rillig y Mummey, 2006; Miransari, 2010). Los bosques templados, como es el caso del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), formados por ejemplo por pinos, abetos, hayas y robles, dependen de esta interacción simbiótica con los hongos del suelo para su nutrición (Smith y Read, 2010; Steidinger *et al.*, 2019), hasta el punto que se estima que en dichos ecosistemas los hongos micorrícicos pueden llegar a proporcionar el 80% del nitrógeno y 75% del fósforo adquirido por los árboles (Van Der Heijden *et al.*, 2008). Los hongos saprófitos juegan un papel crucial en los ciclos biogeoquímicos (Dighton, 2016) siendo una pieza clave en el ciclo del carbono (Barron, 2003; Bardgett *et al.*, 2008). Estos hongos solubilizan el sustrato orgánico colonizado y posteriormente absorben el carbono y los nutrientes disueltos, contribuyendo así de forma determinante al proceso de descomposición de la materia orgánica y reciclaje de nutrientes en el ecosistema (Talbot *et al.*, 2015). Finalmente, los hongos patógenos sustraen los nutrientes y carbohidratos de árboles vivos a los que ocasionan daños e incluso a veces, la muerte (Dighton, 2016; Philpott *et al.*, 2014). Estos hongos extienden sus micelios por el suelo para alcanzar nuevos árboles (Piri, 1996; Baldrian, 2008) y participan de forma esencial en la dinámica natural de los ecosistemas forestales (Holdenrieder *et al.*, 2004). La susceptibilidad de los árboles huésped a los patógenos varía entre especies, genotipos y edades, por lo que la mortalidad derivada de hongos patógenos puede ser clave en la dinámica de crecimiento, mortalidad, regeneración, sucesión y biodiversidad forestal (Ostry y Laflamme, 2009). Los hongos del suelo, además de tener un papel central en el funcionamiento ecológico de los ecosistemas forestales, poseen un alto valor socioeconómico, reportando beneficios económicos directos y promoviendo el desarrollo socioeconómico (Martínez de Aragón *et al.*, 2011; de Frutos *et al.*, 2012). De esta manera, los hongos micorrícicos (ej. niscalos, rebozuelos, boletos, trufas), saprófitos (ej. champiñón silvestre, seta de cardo, matacandil) y parásitos (ej. hongo de miel) contribuyen también a la provisión de servicios ecosistémicos culturales y de aprovisionamiento.

Habida cuenta de la importancia de las comunidades fúngicas del suelo forestal, resulta obvio que cambios en la composición de estas comunidades, su diversidad y su productividad pueden tener impactos considerables en el funcionamiento del ecosistema forestal y en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (Chen *et al.*, 2018). Las variaciones climáticas pueden promover cambios significativos en las comunidades fúngicas del suelo (Bahram *et al.*, 2012; Truong *et al.*, 2019; Rincón *et al.*, 2015) que son especialmente vulnerables frente al calentamiento global (Steidinger *et al.*, 2019; Morera *et al.*, 2022) y, al mismo tiempo, un indicador biológico de dichos cambios. El impacto del cambio climático en las comunidades de micorrizas podría alterar su relación mutualista limitando los beneficios que aportan a las plantas huésped y con ello disminuyendo la capacidad de resiliencia de las masas forestales ante la creciente aridez asociada al cambio climático (Pickles y Simard, 2017). En esta línea, los cambios en las comunidades micorrícicas podrían llegar a reducir la capacidad de almacenamiento de carbono por parte de los ecosistemas forestales del planeta, limitando su papel mitigador del cambio climático, contribuyendo así al círculo vicioso del calentamiento global (Steidinger *et al.*, 2019). A su vez, se estima que cambios en la diversidad de hongos saprófitos puede alterar los procesos de descomposición y ciclos de carbono y nutrientes en el ecosistema (LeBauer, 2010; van der Wal *et al.*, 2013; Setälä y McLean, 2004). Y por lo que respecta a los hongos patógenos, la llegada de especies exóticas y/o especialmente virulentas unidas a la mayor frecuencia de situaciones de estrés ambiental que debiliten al arbolado puede resultar en un grave problema de salud para los ecosistemas forestales tal y como hoy los conocemos (Wingfield *et al.*, 2001; Marçais y Breda, 2006).

En resumen, los hongos juegan un papel clave en el funcionamiento y conservación de los sistemas forestales, por lo que su estudio y seguimiento resulta crucial para la gestión y conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas forestales, así como para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos que ofrecen. En ese sentido, los Parques Nacionales de montaña como el PNOMP no solamente representan el paradigma de la conservación de los bosques y de las comunidades fúngicas (Dahlberg *et al.*, 2010), sino que además constituyen un escenario sin parangón para poder estudiar en impacto del cambio climático sobre los hongos en ausencia de otras perturbaciones de origen antropogénico.

En este contexto se desarrolla el proyecto «Tiempo de Setas: El impacto del cambio climático en las comunidades de hongos del suelo en Parques Nacionales de montaña» (2711/2021), financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales y el Ministerio de Innovación y Ciencia. El proyecto, centrado en el PNOM y otros

Parques Nacionales de montaña, comenzó en Diciembre de 2022 y tiene como objetivos: 1) Cuantificar el impacto del clima en la diversidad y composición de las comunidades de hongos del suelo, 2) Evaluar el efecto directo e indirecto del clima en la producción de carpóforos (las setas o cuerpos fructíferos que producen numerosas especies de hongos), y 3) Estimar el cambio en la estructura de las comunidades fúngicas y la producción de carpóforos en distintos escenarios climáticos. Los resultados del proyecto contribuirán al conocimiento del impacto del calentamiento global sobre los hongos y, por ende, sobre el conjunto de los ecosistemas forestales de los PPNN de montaña mediante la metodología de seguimiento y análisis que describimos a continuación.

2. Material y métodos

Diseño de la metodología

Para alcanzar los objetivos mencionados anteriormente, el proyecto combina distintos enfoques metodológicos, incluyendo un estudio descriptivo de campo, el análisis de series de datos espacio-temporales y la modelización y clasificación espacial. Los métodos y técnicas detallados a continuación incluyen sistemas de información geográfica para identificar las zonas de muestreo, métodos moleculares (amplificación de marcadores moleculares y secuenciación masiva) para identificar las especies de hongos de muestras de suelo, armonización y análisis de grandes bases de datos mediante modelos de ecuaciones estructurales, y técnicas de teledetección pasiva (óptica) y activa (radar, lidar) para la extracción de variables ambientales. El proyecto pretende por tanto abordar el estudio integrado de todos los componentes que interactúan en la dinámica de las comunidades fúngicas forestales —con una perspectiva multidisciplinar que abarca desde registros observacionales y remotos hasta modelización—, que permitirá desgranar la influencia directa e indirecta del clima sobre los hongos y realizar predicciones útiles para la toma de decisiones en las áreas de los PPNN de montaña y, en particular del PNOMP, en función de diferentes escenarios de cambio climático.

Estudio de las comunidades de hongos del suelo en el PNOMP

El diseño experimental consistió en 6 gradientes altitudinales (3 en exposición norte y 3 en exposición sur) que cubren el rango de distribución de los bosques *Pinus sylvestris* L. en el Parque Nacional y su zona de influencia. En cada gradiente, se marcaron tres transectos horizontales correspondientes a la zona alta (1600-1800 m), media (1400-1600 m) y baja

(1200-1400 m) de la distribución de este ecosistema forestal (Figura 1). A su vez, en cada transecto se situaron tres parcelas circulares de muestreo de 0.1ha (18m radio) a 50 m de distancia entre sí. En total, 54 parcelas de muestreo en el PNOMP. Este mismo diseño se aplicó en otros dos Parques Nacionales de montaña: Sierra Nevada y Sierra de Guadarrama.

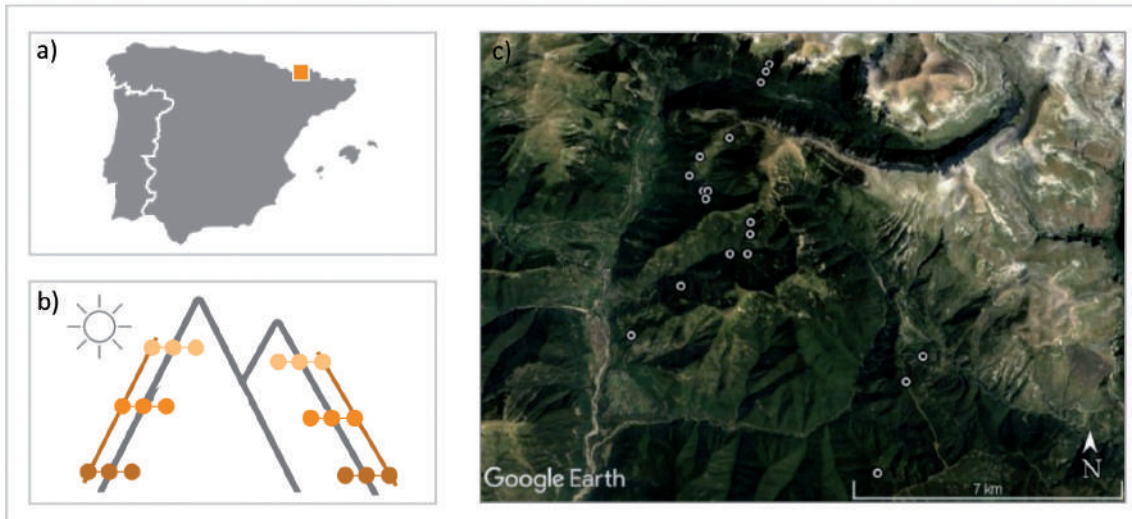


Figura 1. Diseño del muestreo para el estudio del impacto del cambio climático sobre las comunidades de hongos en el PNOMP. a) Localización del PNOM, b) Esquema del muestreo a largo de gradientes altitudinales en laderas norte y sur, transectos horizontales a cotas alta, media y bajas del rango de distribución de *Pinus sylvestris*, y tres parcelas de muestreo en cada transecto. 3) Localización de los transectos muestreados en el PNOMP (6 gradientes x 3 transectos).

El muestreo se realizó en otoño de 2022. En cada parcela circular se tomaron cinco sub-muestras de suelo de 0 a 10 cm de profundidad (una en el centro y las otras cuatro a 2.5 metros en los cuatro puntos cardinales). Las sub-muestras se combinaron en una única muestra por parcela que se mantuvo en frío y fue transportada al laboratorio. Una vez allí, cada muestra se dividió en dos fracciones, una de las cuales se congeló y almacenó para análisis molecular (para conocer la composición de la comunidad fúngica a partir del ADN de hongos del suelo) y la otra se secó al aire para caracterización física y química de suelo (pH, conductividad eléctrica, contenido en materia orgánica, concentración de macro y micronutrientes y textura). En cada parcela se estimó, además, el área basimétrica y la densidad de la masa forestal, y se cuantificó la cobertura de especies vegetales leñosas arbóreas y arbustivas mediante el método de interceptación lineal a lo largo de los radios Norte, Sur, Este y Oeste de la circunferencia que delimitaba cada parcela (Figura 2).



Figura 2. Toma de muestras y datos en el PNOMP. De izquierda a derecha, extracción de muestras del suelo, medidas para la estima del área basimétrica, evaluación de la cobertura arbustiva mediante transecto lineal.

Para el análisis molecular se realizará la extracción de ADN total del suelo mediante el kit DNeasy PowerSoil HTP 96 Kit (Qiagen) y se secuenciará la región ribosómica el ITS con cebadores específicos de hongos. Los amplicones secuenciados serán comparados con las secuencias existentes en las bases de datos nucleotídicas de referencia GENBANK (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank>) y UNITE (<http://unite.ut.ee/>) para determinar su clasificación taxonómica y la base de datos FUNGUILD (<http://www.funguild.org/>) para clasificar las secuencias en grupos funcionales (Nguyen *et al.*, 2016).

Las variables climáticas y topográficas de cada parcela se extraerán de bases de datos espaciales (ej. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica, Modelos Digitales de Terreno). Los datos referentes a la vegetación y la humedad se obtendrán de imágenes de sensores remotos: las series temporales del sensor óptico LANDSAT se usan para estimar productividad a través de los índices espectrales (ej. NDVI) (Olano *et al.*, 2020). Los sensores Lidar aeroportados (vuelos nacionales PNOA-LiDAR, 2009, 2015) proporcionan información precisa sobre la estructura vertical del bosque (Tanase *et al.*, 2013) lo cual permite estimar también cómo los hongos se ven afectados por diferentes estructuras forestales (Pascual y de-Miguel, 2022), mientras que las series temporales de los sensores de radar de apertura sintética permiten evaluar cambios en la estructura del bosque (Tanase *et al.*, 2018) así como información de la humedad del suelo y la vegetación (Tanase *et al.*, 2015; Olano *et al.*, 2020).

La influencia de las condiciones climáticas en las diversidad y composición taxonómica y funcional de las comunidades de hongos del suelo se analizará mediante técnicas multivariantes de ordenación de comunidades que permitan visibilizar los cambios composicionales, y modelos mixtos y análisis de partición de la varianza que

muestren la importancia relativa de las diversas variables predictoras (Figura 1). Además, se identificarán los taxones más susceptibles a los cambios en las condiciones climáticas.

Obtención y análisis de bases de datos de hongos existentes en España

Para evaluar el efecto directo e indirecto del clima en la producción de carpóforos de hongos se recopilaron bases de datos existentes de diversidad y productividad de carpóforos procedentes de bosques de *P. sylvestris* de Cataluña, Castilla y León, Andalucía y Navarra. Dicha información se analizará junto con información del clima, la productividad y estructura de la vegetación y las condiciones edáficas mediante modelos predictivos basados en algoritmos de inteligencia artificial para determinar la importancia relativa de las variables predictoras en la diversidad y productividad de carpóforos (Morera *et al.*, 2021). Entre las variables climáticas se incluirá la precipitación y la temperatura a diversas escalas temporales, así como la ocurrencia e intensidad de eventos extremos. Además, se trabajará con modelos de ecuaciones estructurales para testar y cuantificar, además, el efecto indirecto que el clima ejerce a través de la vegetación.

Modelización de la estructura de las comunidades fúngicas y la producción de carpóforos en distintos escenarios climáticos.

En base a los resultados obtenidos sobre las comunidades fúngicas del suelo y la producción de carpóforos se parametrizarán modelos de predicción con los que se generarán mapas espacialmente explícitos de diversidad, composición y productividad de carpóforos para el ecosistema de *P. sylvestris* del PNOMP y otros parques nacionales de montaña mencionados anteriormente. Las predicciones se realizarán utilizando tanto datos climáticos actuales, como datos climáticos derivados de las proyecciones de cambio climático para los periodos 2046-2061, 2081-2100 y los escenarios climáticos RCP 4.5 y 8.5 (Pachauri *et al.*, 2014). Estos escenarios climáticos hacen referencia a trayectorias de concentración de gases invernadero y esfuerzos de mitigación que se relacionan con variaciones más pronunciadas en la temperatura y la precipitación. La comparación entre las predicciones permitirá detectar las especies y grupos de hongos más vulnerables, así como ubicar las principales zonas de cambio y clasificarlas atendiendo a su magnitud.

3. Resultados preliminares y discusión

Durante este primer año de proyecto se han realizado los muestreos en el PNOMP y los otros parques nacionales de montaña (PN Sierra Nevada y PN Sierra de Guadarrama) y

se han obtenido todos los datos complementarios. En los siguientes dos años se procederá al análisis de los datos y la elaboración de los resultados y conclusiones, respondiendo a los objetivos de investigación del proyecto.

Resultados preliminares, basados en la modelización de algunas de las bases de datos ya existentes, han permitido explorar ya en el marco del proyecto posibles impactos del cambio climático pasado y futuro sobre las comunidades fúngicas en pinares de montaña (Morera *et al.*, 2022). Concretamente se utilizó la información de más de un centenar de parcelas permanentes de muestreo (10m x 10m) distribuidas por pinares en Cataluña y muestreados semanalmente durante la época de mayor fructificación de los hongos (entre junio y diciembre) desde 1997 hasta 2020. Los valores de productividad anual de carpóforos de esta red de parcelas junto con la información obtenida de la red de estaciones meteorológicas se emplearon para parametrizar modelos de aprendizaje automático (*machine learning*) basados en el algoritmo de *random forest* para estimar la productividad total anual de carpóforos, así como de diferentes grupos funcionales como los hongos micorrícicos y saprofitos. Con estos modelos y los registros meteorológicos históricos y las proyecciones climáticas futuras basadas en los resultados de la iniciativa EURO-CORDEX se predijo la productividad anual de carpóforos de forma espacialmente explícita desde 1976 al 2100 para diferentes pisos bioclimáticos con una resolución de 1 km².

Estas predicciones mostraron que el cambio climático reduce la productividad anual de carpóforos, siendo precisamente los bosques subalpinos como los del PNOMP los más afectados. En el escenario de cambio climático más severo se observó una reducción en la productividad de hongos de hasta un 50%, mientras que en escenarios con cambios en el clima menos severos la reducción de la productividad no superaría el 20% y sucedería de forma más localizada. Se observaron diferencias en los efectos sobre los distintos grupos funcionales, de manera que, si bien se prevé una disminución de la productividad de hongos micorrícicos (los cuales representan la mayor parte de la biomasa total de carpóforos), los hongos saprófitos no se verían tan afectados (Figura 3). Estos resultados ponen de relevancia la complejidad de los impactos del cambio climático sobre la productividad y abundancia fúngicas a escala de paisaje, con efectos dependientes de las condiciones climáticas pasadas y futuras, así como de las diferencias en los requerimientos ecológicos de los ecosistemas forestales y los hongos en diferentes pisos bioclimáticos. Todo ello incide en la necesidad de anticiparse a estos cambios y desarrollar estrategias de gestión y conservación adaptativa al cambio climático orientadas a mantener el importante papel de los hongos en el funcionamiento del ecosistema y en la provisión de servicios ecosistémicos, incluyendo también el rol de los hongos en la mitigación y adaptación al cambio climático. Estos resultados preliminares del proyecto son un primer paso para

poder estimar y predecir los impactos del cambio climático sobre las comunidades de hongos del suelo en el PNOMP y otros parques nacionales de montaña de España.

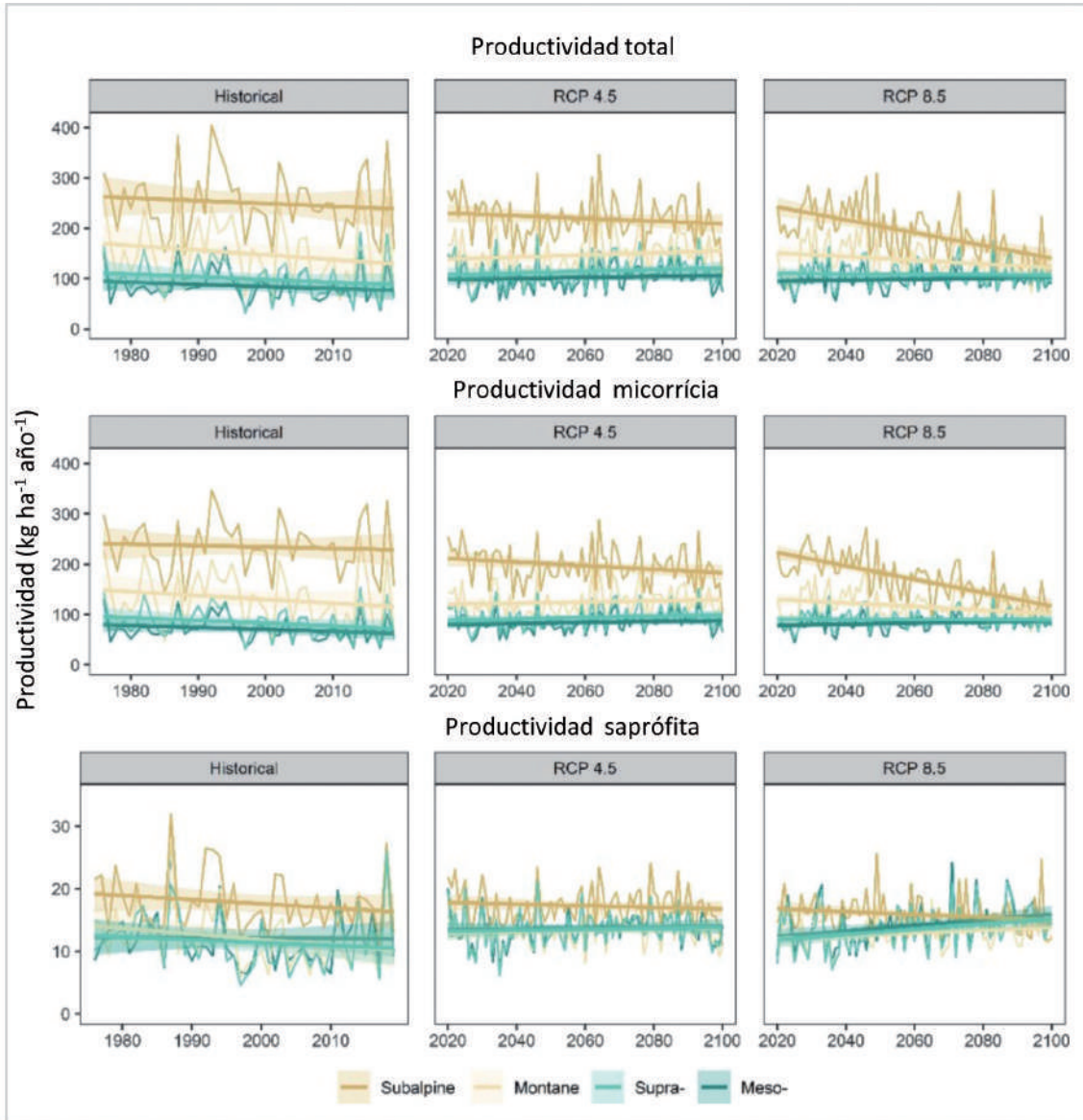


Figura 3. Impacto del cambio climático sobre la abundancia/productividad total de hongos, así como de diferentes grupos funcionales (micorrícicos y saprófitos), en el pasado, e impacto previsto para diferentes escenarios de cambio climático (RCP 4.5 y 8.5) (Fuente: Morera *et al.*, 2022)

Referencias

- BAHRAM, M., PÖLME, S., KÖLJALG, U., ZARRE, S. & TEDERSOO, L. (2012), «Regional and local patterns of ectomycorrhizal fungal diversity and community structure along an altitudinal gradient in the Hyrcanian forests of northern Iran». *New Phytologist*, 193, 465-473.
- CHEN, W., KOIDE, R. T. & EISSENSTAT, D. M. (2018), «Nutrient foraging by mycorrhizas: from species functional traits to ecosystem processes». *Functional Ecology*, 32, 858-869.
- CONTRERAS, A. I. B., EDE, F., WAYMOUTH, V., MILLER, R. E. & APONTE, C. (2020), «Revegetation technique changes root mycorrhizal communities: the advantage of direct seeding over transplanting tube-stock in riparian ecosystems». *Plant Ecology*, 221, 813-828.
- DAHLBERG, A., GENNEY, D. R. & HEILMANN-CLAUSEN, J. (2010), «Developing a comprehensive strategy for fungal conservation in Europe: current status and future needs». *Fungal Ecology*, 3, 50-64.
- DE-MIGUEL, S., BONET, J. A., PUKKALA, T. & MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J. (2014), «Impact of forest management intensity on landscape-level mushroom productivity: A regional model-based scenario analysis». *Forest Ecology and Management*, 330, 218-227.
- MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J. M., RIERA, P., GIERGICZNY, M. & COLINAS, C. (2011), «Value of wild mushroom picking as an environmental service». *Forest Policy and Economics*, 13, 419-424.
- DE FRUTOS MADRAZO, P., PEÑA, F. M. & LALEONA, S. E. (2012), «Edible wild mushroom tourism as a source of income and employment in rural areas. The case of Castilla y León». *Forest systems*, 21, 81-98.
- DIGHTON, J. (2016), *Fungi in ecosystem processes*. CRC Press.
- HAWKSWORTH, D.L. & LÜCKING, R. (2017), «Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species». *Microbial Spectrum* 5(4), 1-17.
- HOLDENRIEDER, O., PAUTASSO, M., WEISBERG, P. J. & LONSDALE, D. (2004), «Tree diseases and landscape processes: the challenge of landscape pathology». *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 446-452.
- LAUBER, C. L., STRICKLAND, M. S., BRADFORD, M. A. & FIERER, N. (2008), «The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types». *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2407-2415.
- LEBAUER, D. S. (2010), «Litter degradation rate and β -glucosidase activity increase with fungal diversity». *Canadian Journal of Forest Research*, 40, 1076-1085.

- LEBRETON, A., ZENG, Q., MIYAUCHI, S., KOHLER, A., DAI, Y. & MARTIN, F. (2021). «Evolution of the Mode of Nutrition in Symbiotic and Saprotrophic Fungi in Forest Ecosystems». *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 2021. 52:385-404.
- MARÇAIS, B. & BREDAS, N. (2006), «Role of an opportunistic pathogen in the decline of stressed oak trees». *Journal of Ecology*, 94, 1214-1223.
- MIRANSARI, M. (2010), «Contribution of arbuscular mycorrhizal symbiosis to plant growth under different types of soil stress». *Plant Biology*, 12, 563-569.
- MOLINA, R., MASSICOTTE, H. & TRAPPE, J. M. (1992), «Specificity phenomena in mycorrhizal symbioses: community-ecological consequences and practical implications». En *Mycorrhizal functioning: an integrative plant-fungal process*. Allen M (ed.). Chapman and Hall, New York, pp. 357-423.
- MONTAGNA, M., BERRUTI, A., BIANCIOTTO, V., CREMONESI, P., GIANNICO, R., GUSMEROLI, F., LUMINI, E., PIERCE, S., PIZZI, F. & TURRI, F. (2018), «Differential biodiversity responses between kingdoms (plants, fungi, bacteria and metazoa) along an Alpine succession gradient». *Molecular Ecology*, 27, 3671-3685.
- MORERA, A., MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J., BONET, J. A., LIANG, J. & DE-MIGUEL, S. (2021), «Performance of statistical and machine learning-based methods for predicting biogeographical patterns of fungal productivity in forest ecosystems». *Forest Ecosystems*, 8, 21.
- MORERA, A., MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J., DE CÁCERES, M., BONET, J. A., & DE-MIGUEL, S. (2022), «Historical and future spatially-explicit climate change impacts on mycorrhizal and saprotrophic macrofungal productivity in Mediterranean pine forests». *Agricultural and Forest Meteorology*, 319, 108918.
- NGUYEN, N. H., SONG, Z., BATES, S. T., BRANCO, S., TEDERSOO, L., MENKE, J., SCHILLING, J. S. & KENNEDY, P. G. (2016), «FUNGuild: an open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild». *Fungal Ecology*, 20, 241-248.
- OLANO, J. M., MARTÍNEZ-RODRIGO, R., ALTELARREA, J. M., AGREDA, T., FERNANDEZ-TOIRAN, M., GARCÍA-CERVIGÓN, A. I., RODRÍGUEZ-PUERTA, F. & ÁGUEDA, B. (2020), «Primary productivity and climate control mushroom yields in Mediterranean pine forests». *Agricultural and Forest Meteorology*, 288, 108015.
- OSTRY, M. & LAFLAMME, G. (2009), «Fungi and diseases —natural components of healthy forests». *Botany*, 87, 22-25.
- PACHAURI, R. K., ALLEN, M. R., BARROS, V. R., BROOME, J., CRAMER, W., CHRIST, R., CHURCH, J. A., CLARKE, L., DAHE, Q. & DASGUPTA, P. (2014) «Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change». IPCC.

- PASCUAL, A., DE-MIGUEL, S. (2022), «Evaluation of mushroom production potential by combining spatial optimization and LiDAR-based forest mapping data». *Science of The Total Environment*, 850, 157980.
- PÉREZ-IZQUIERDO, L., ZABAL-AGUIRRE, M., FLORES-RENTERÍA, D., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. C., BUÉE, M. & RINCÓN, A. (2017), «Functional outcomes of fungal community shifts driven by tree genotype and spatial-temporal factors in Mediterranean pine forests». *Environmental Microbiology*, 19, 1639-1652.
- PÉREZ-IZQUIERDO, L., ZABAL-AGUIRRE, M., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. C., BUÉE, M., VERDÚ, M., RINCÓN, A. & GOBERNA, M. (2019), «Plant intraspecific variation modulates nutrient cycling through its below ground rhizospheric microbiome». *Journal of Ecology*, 107, 1594-1605.
- PHILPOTT, T., PRESCOTT, C., CHAPMAN, W. & GRAYSTON, S. (2014), «Nitrogen translocation and accumulation by a cord-forming fungus (*Hypholoma fasciculare*) into simulated woody debris». *Forest Ecology and Management*, 315, 121-128.
- PICKLES, B. J. & SIMARD, S. W. (2017), «Mycorrhizal networks and forest resilience to drought». En COLLINS-JOHNSON, N., GEHRING, C., JANSA, J. (eds), *Mycorrhizal Mediation of Soil: Fertility, Structure and Carbon Storage*, pp. 319-339. Elsevier Inc.
- PIRI, T. (1996), «The spreading of the S type of *Heterobasidion annosum* from Norway spruce stumps to the subsequent tree stand». *European Journal of Forest Pathology*, 26, 193-204.
- RILLIG, M. C. & MUMMEY, D. L. (2006), «Mycorrhizas and soil structure». *New Phytologist*, 171, 41-53.
- RINCÓN, A., PÉREZ-IZQUIERDO, L., DE MIGUEL, S. & PARLADÉ, J. (2021), «Fo-rest dynamics, biodiversity and biotic interactions: Mycorrhizae in Mediterranean pine and mixed forests». En *Pines and their mixed forests in the Mediterranean Basin (MedPine)*, Series: Managing Forest Ecosystems. Neeman G, Osem Y (eds). Springer, Cham, pp: 395-418.
- RINCÓN, A., SANTAMARÍA-PÉREZ, B., RABASA, S. G., COINCE, A., MARÇAIS, B. & BUÉE, M. (2015), «Compartmentalized and contrasted response of ectomycorrhizal and soil fungal communities of Scots pine forests along elevation gradients in France and Spain». *Environmental Microbiology*, 17, 3009-3024.
- SETÄLÄ, H. & MCLEAN, M. A. (2004), «Decomposition rate of organic substrates in relation to the species diversity of soil saprophytic fungi». *Oecologia*, 139, 98-107.
- SMITH, S. E. & READ, D. J. (2010), *Mycorrhizal symbiosis*. Academic press.

- STEIDINGER, B. S., CROWTHER, T. W., LIANG, J., VAN NULAND, M. E., WERNER, G. D. A., REICH, P. B., NABUURS, G. J., DE-MIGUEL, S. *ET AL.* (2019), «Climatic controls of decomposition drive the global biogeography of forest-tree symbioses». *Nature*, 569, 404-408.
- TALBOT, J. M., MARTIN, F., KOHLER, A., HENRISSAT, B. & PEAY, K. G. (2015), «Functional guild classification predicts the enzymatic role of fungi in litter and soil biogeochemistry». *Soil Biology and Biochemistry*, 88, 441-456.
- TANASE, M. A., APONTE, C., MERMOZ, S., BOUVET, A., LE TOAN, T. & HEURICH, M. (2018), «Detection of windthrows and insect outbreaks by L-band SAR: A case study in the Bavarian Forest National Park». *Remote Sensing of Environment*, 209, 700-711.
- TANASE, M. A., PANCIERA, R., LOWELL, K., APONTE, C., HACKER, J. M. & WALKER, J. P. (2013), «Forest biomass estimation at high spatial resolution: Radar versus lidar sensors». *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 11, 711-715.
- TAYLOR, D. L. & SINSABAUGH, R. L. (2015), «The soil fungi: occurrence, phylogeny, and ecology». En *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Paul EA (ed). Academic Press, pp. 77e110.
- TEDERSOO, L., BAHRAM, M., PÖLME, S., KÖLJALG, U., YOROU, N. S., WIJESUNDERA, R., RUIZ, L. V., VASCO-PALACIOS, A. M., THU, P. Q. & SUIJA, A. (2014), *Global diversity and geography of soil fungi*. *Science*, 346: 6213.
- TOMAO, A., BONET, J. A., CASTAÑO, C. & DE-MIGUEL, S. (2020), «How does forest management affect fungal diversity and community composition? Current knowledge and future perspectives for the conservation of forest fungi». *Forest Ecology and Management*, 457, 117678.
- TOMAO, A., BONET, J. A., MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J. & DE-MIGUEL, S. (2017), «Is silviculture able to enhance wild forest mushroom resources? Current knowledge and future perspectives». *Forest Ecology and Management*, 402, 102-114.
- TRUONG, C., GABBARINI, L. A., CORRALES, A., MUJIC, A. B., ESCOBAR, J. M., MORETTO, A. & SMITH, M. E. (2019), «Ectomycorrhizal fungi and soil enzymes exhibit contrasting patterns along elevation gradients in southern Patagonia». *New Phytologist*, 222, 1936-1950.
- VAN DER HEIJDEN, M. G., BARDGETT, R. D. & VAN STRAALLEN, N. M. (2008), «The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems». *Ecology Letters*, 11, 296-310.
- VAN DER WAL, A., GEYDAN, T. D., KUYPER, T. W. & DE BOER, W. (2013), «A thready affair: linking fungal diversity and community dynamics to terrestrial decomposition processes». *FEMS Microbiology Reviews*, 37, 477-494.

WARDLE, D. A. & LINDAHL, B. D. (2014), *Disentangling global soil fungal diversity*. *Science*, 346, 1052-1053.

WINGFIELD, M. J., SLIPPERS, B., ROUX, J. & WINGFIELD, B. D. (2001), «Worldwide movement of exotic forest fungi, especially in the tropics and the southern hemisphere: This article examines the impact of fungal pathogens introduced in plantation forestry». *Bioscience*, 51, 134-140.



3. Dinámica de claros en bosques maduros de abeto (*Abies alba*) del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Ester González de Andrés

Instituto Pirenaico de Ecología (IPE – CSIC)

Jonàs Oliva Colina

Departament de Producció Vegetal i Ciència Forestal, Universitat de Lleida

Joint Research Unit CTFC –
AGROTECNIO-CERCA

Antonio Gazol Burgos

Instituto Pirenaico de Ecología (IPE – CSIC)

Michele Colangelo

Instituto Pirenaico de Ecología (IPE – CSIC)

J. Julio Camarero Martínez

Instituto Pirenaico de Ecología (IPE – CSIC)



1. Introducción

La actividad antrópica ha modelado con diferentes grados de intensidad los bosques de montaña mucho antes de la declaración de los parques nacionales a lo largo del siglo XX. Al cesar la explotación, el bosque evoluciona y envejece, lo que da lugar a cambios en la estructura, composición y dinámica en función de las diferentes estrategias de crecimiento y captación de recursos de cada especie. Este proceso de sucesión conlleva cambios en la diversidad vegetal y de las comunidades microbianas del suelo, incluidos los organismos patógenos que pueden contribuir a la pérdida de vigor y a la mortalidad de los árboles en procesos de decaimiento desencadenados por eventos climáticos extremos como las sequías.

Los bosques maduros se caracterizan por albergar una elevada biodiversidad de plantas, animales, hongos y otros organismos y reflejan el efecto de las perturbaciones. Son además sumideros de carbono importantes a largo plazo y proporcionan a la humanidad múltiples servicios ecosistémicos. Entre los rasgos atribuidos a los bosques maduros se incluye una gran diversidad estructural con varios estratos verticales que permiten la coexistencia de especies de árboles con distinta tolerancia a la sombra, distribución horizontal aleatoria, y abundantes claros de bosque o «gaps».

Una de las características de la dinámica de los bosques maduros son los episodios de decaimiento y mortalidad que dan lugar a una diversificación de su estructura a través de la supervivencia de individuos más resistentes a eventos climáticos extremos y a patógenos. La regeneración es un proceso clave para la persistencia de los bosques maduros. La composición y estructura de la masa forestal dependerá de la dinámica de perturbaciones y la disponibilidad y capacidad de regeneración de las diferentes especies. Muchos de los procesos relacionados con la dinámica de los bosques maduros pueden verse afectados por el cambio climático

En ausencia de intervenciones silvícolas, la creación de claros de pequeña escala debido a la muerte de algunos individuos supone una oportunidad a la regeneración y a la persistencia de especies con distintas tolerancias a la sombra y con una estructura de edades heterogénea. Estos claros son un componente esencial de la sucesión forestal en bosques maduros. Uno de los principales agentes creadores de este tipo de claros son los hongos patógenos, como es el caso de *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. que provoca la podredumbre de las raíces y la base del tronco. Este hongo entra en el árbol a través de contactos de raíz a raíz con árboles vecinos infectados o tocones, y se extiende a través del duramen formando columnas de descomposición de hasta 10 m. Como consecuencia de la infección por *H. annosum*, el árbol invierte gran cantidad de recursos de defensa a expensas del crecimiento radial, lo que da lugar a una menor conductividad hidráulica y la formación de anillos anuales de crecimiento estrechos. Por tanto, la infección por *H. annosum* puede acentuar la sensibilidad de los árboles a eventos climáticos extremos como las sequías e incluso matarlos.

Los objetivos de este estudio fueron: (i) la caracterización de los patrones de crecimiento radial de los árboles situados en torno a los claros forestales («gaps») producidos por *H. annosum* en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, así como (ii) la evaluación de los suelos en cuanto a su composición de nutrientes y comunidades de microorganismos, para comprender mejor la dinámica forestal en masas maduras de abeto (*Abies alba* Mill.) con o sin claros de bosque.

2. Material y métodos

Zona de estudio y datos climáticos

La zona de estudio está localizada dentro del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, en la parte baja del barranco de Cotatuero (42° 38' 47" N; 0° 2' 38" W; 1540 m a.s.l.) con una orientación W-SW y una pendiente media de 5-15°. Se trata de un bosque montano dominado por abeto, si bien forma una masa mixta con especies acompañantes como el pino albar (*Pinus sylvestris* L.) y el haya (*Fagus sylvatica* L.) (**Fig. 1A**). Otras

especies del sotobosque son *Daphne laureola* L. y *Atropa belladonna* L. Debido a las estrictas políticas de conservación aplicadas desde la creación del Parque Nacional en 1918, la zona de estudio no se ha talado desde hace al menos 50 años. La densidad media del rodal es de $648,9 \pm 74,1$ pies ha^{-1} con un área basal de $132,5 \pm 10,1$ $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, La madera muerta en suelo es abundante con un volumen medio de $89,69 \pm 42,53$ $\text{m}^3 \text{m}^{-2}$. Los suelos son básicos y formados sobre calizas.

El clima es continental con veranos relativamente frescos y húmedos. Los registros a largo plazo de los datos climáticos de la zona de estudio se obtuvieron de la base de datos E-OBS 24.0e (Cornes *et al.*, 2018). Para el periodo 1950-2020, la temperatura media anual fue de $7,0 \pm 0,7$ $^{\circ}\text{C}$ y la precipitación anual de 1235 ± 28 mm. Los meses más fríos y cálidos son enero y julio-agosto, respectivamente. Las precipitaciones se concentran principalmente durante la primavera (mayo) y un pico secundario se produce en noviembre (**Fig. 1B**). A pesar de ser ambientes relativamente húmedos, la disponibilidad hídrica puede ser un factor limitante para el crecimiento de los abetos. Para caracterizar la severidad de la sequía, calculamos el Índice de Precipitación-Evapotranspiración Estandarizado (SPEI) para el periodo 1950-2020. El SPEI es un índice estandarizado multiescalar de sequía basado en el déficit hídrico acumulado, en el que valores negativos indican un balance hídrico acumulado negativo (Vicente-Serrano *et al.*, 2010). Los valores del SPEI de enero a diciembre a diferentes escalas temporales se calcularon utilizando el paquete SPEI (Beguería y Vicente-Serrano, 2017) en el software R (R core Team, 2022). Así, identificamos que las sequías más severas de las últimas décadas tuvieron lugar en los años 1995, 2005 y 2012 (**Fig. 1C**).

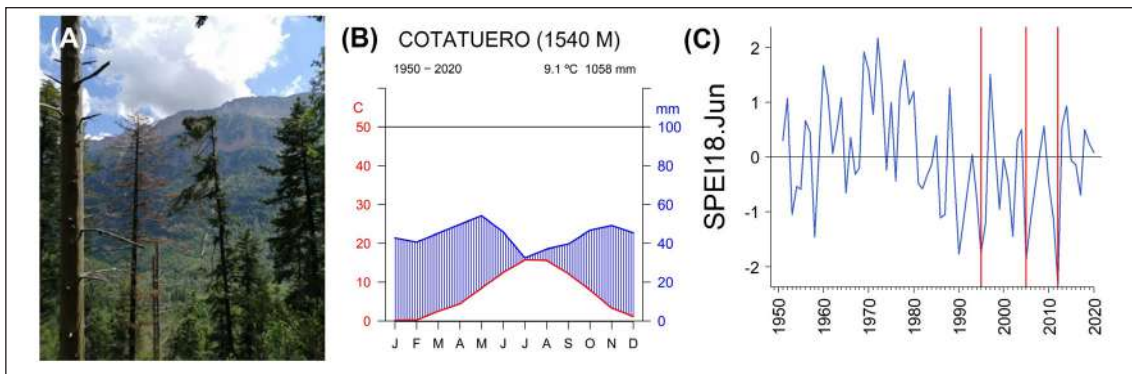


Figura 1. (A) Aspecto de un claro de bosque o «gap» provocado por *Heterobasidion annosum* en la zona de estudio. (B) Diagrama climático para la zona de estudio durante el periodo 1950-2020.

(C) Serie del Índice de Precipitación-Evapotranspiración Estandarizado (SPEI) de agosto calculado para un lapso temporal de 18 meses.

Muestreo de campo y métodos dendrocronológicos

Seleccionamos tres claros de bosque o «gaps» de tamaño comparable en los que pudimos detectar la presencia de cuerpos fructíferos del hongo patógeno de raíz *H. annosum*.

Se cartografiaron todos los árboles vivos y muertos (troncos y tocones) situados dentro y en el borde de los «gaps» tomando coordenadas cartesianas mediante una brújula y un distanciómetro o cintas métricas (**Fig. 2**). El tamaño del «gap» se calculó como el área del polígono creado por cada árbol del borde. Además, seleccionamos entre 7 y 10 árboles de control situados en zonas adyacentes con dosel cerrado. Se midió el diámetro a la altura del pecho (DBH) de todos los árboles.

Para el análisis del crecimiento radial, se extrajeron dos testigos de madera a 1,3 m de altura de una selección de árboles, utilizando barrenas Pressler de 5 mm (Haglöf, Suecia). En total, se seleccionaron 78 árboles: 53 abetos, 15 pinos y 10 hayas. Las muestras de madera se secaron al aire, se pegaron en soportes de madera y se pulieron hasta que los anillos fueron visibles (Fritts, 2001). Todas las muestras se dataron, y la anchura de los anillos de los árboles se midió con una resolución de 0,001 utilizando imágenes escaneadas (resolución de 2400 ppp) y el software CooRecorder y CDendro (Larsson y Larsson, 2018). La calidad de la datación cruzada se comprobó utilizando el software COFECHA (Holmes, 1983).

Las series anchura de los anillos se transformaron a incremento de área basimétrica (BAI) porque se trata de una medida bidimensional del incremento del área del tronco que refleja mejor el crecimiento de todo el árbol que la anchura unidimensional de los anillos (Biondi y Qeadan, 2008). Las series BAI se calcularon utilizando la siguiente ecuación y asumiendo anillos concéntricos:

$$BAI = \pi (R_t^2 - R_{t-1}^2), \quad (1)$$

donde R_t y R_{t-1} son los radios correspondientes a los años t y $t - 1$, respectivamente. Las series BAI y se calcularon utilizando el paquete dplR de R (Bunn *et al.*, 2020).

Se anotó la presencia o ausencia de cuerpos fructíferos de *H. annosum* en cada árbol cartografiado. Para identificar la infección del hongo patógeno en ausencia de cuerpos fructíferos, extrajimos un testigo adicional de madera de cada árbol seleccionado en la base del tronco. Los testigos se colocaron en placas de agar malta y se incubaron para detectar el desarrollo o no de colonias del hongo. Además, registramos la existencia de pudrición en el testigo en el momento de extraerlo como indicativo de una infección más prolongada por *H. annosum*. Se identificaron diferentes genotipos («genets») de *H. annosum* lo que nos permitió estimar la distribución espacial de cada «genet» dentro del «gap» (**Fig. 2**).

Análisis de los nutrientes y la comunidad microbiana del suelo

En cada «gap», recogimos 9 muestras de suelo distribuidas equitativamente entre el interior del «gap», el borde y los árboles de control ($n = 27$). Recogimos tres muestras de suelo por debajo de la proyección de la copa de cada árbol utilizando una barrena de suelo de los 15 cm superiores, donde se encuentran la mayoría de las raíces finas (Janssens *et al.*, 2002). Se retiró la hojarasca antes de recoger las muestras y se desinfectó la barrena entre muestra y muestra para evitar la contaminación. Las submuestras de suelo se mezclaron en bolsas de plástico selladas para crear una única muestra compuesta por árbol

y se transportaron al laboratorio. Estas fueron separadas en dos fracciones una destinada los análisis de las propiedades físico-químicas y la estructura y diversidad microbiana.

Para el análisis de las propiedades físico-químicas, suelos secaron al aire en un invernadero y se tamizaron con un tamiz de 2 mm. La textura del suelo se determinó con un método de difracción láser en un analizador de partículas y las concentraciones de C (orgánico y total), N, P, Ca, K y Mg del suelo se determinaron con un analizador elemental (Element Analyzer VarioMAX N/CM, Hanau, Alemania). Se utilizaron ácidos grasos fosfolípidos (PLFAs) para cuantificar la biomasa de los principales grupos que componen la microbiota del suelo siguiendo la metodología propuesta por (Buyer y Sasser, 2012). Se utilizaron PLFAs específicos como biomarcadores para cuantificar biomásas de eucariotas, bacterias Gram-positivas y Gram-negativas, actinobacterias, hongos, hongos micorrízicos arbusculares y bacterias anaerobias (Zelles, 1999).

Análisis estadísticos

Los eventos de liberación del crecimiento en abetos situados en diferentes posiciones de los «gaps» se identificaron utilizando el método de la línea límite (Black y Abrams, 2003), que proporciona un enfoque estandarizado para la detección de liberaciones y permite tener en cuenta las relaciones entre la edad del árbol, el tamaño y la clase de dosel que determinan la tasa de crecimiento radial. Computamos el método de promediado de crecimiento radial (Nowacki y Abrams, 1997) y el umbral por encima del cual se identificó un evento de liberación se identificó en función a una base de datos de crecimiento de abetos regional del Pirineo. Estos análisis se realizaron utilizando el paquete de R TRADER (Altman *et al.*, 2014) para el periodo común 1890-2020.

Se utilizaron modelos lineales de efectos mixtos (Pinheiro y Bates, 2000) para estudiar la relación entre el crecimiento radial y el índice de sequía SPEI. Se ajustaron diferentes modelos entre el BAI (transformado logarítmicamente) y SPEI calculado a escalas temporales de 1, 3, 6, 12, 18 y 24 meses, incluyendo la identidad del árbol como efecto aleatorio, ya que las series de anchura de anillos son medidas repetidas sobre el mismo individuo, y una estructura de autocorrelación de primer orden (Zuur *et al.*, 2009). La selección de modelos basada en el criterio de información de Akaike (AIC) señaló al SPEI de junio calculado a 18 meses (SPEI18.Jun) como el mejor predictor de la variabilidad interanual del BAI. Posteriormente, evaluamos las diferencias entre abetos con y sin pudrición de la madera como indicador de infección prolongada por *H. annosum* usando modelos lineales mixtos incluyendo SPEI18.Jun, la pudrición y la interacción entre ellas como variables explicativas. También se incluyeron el DBH y la edad del árbol como efectos fijos. Utilizamos los paquetes R nlme (Pinheiro *et al.*, 2020) y MuMIn (Barton, 2019) para ajustar y calcular la bondad de ajuste de los modelos, respectivamente.

Además, calculamos tres índices de resiliencia a las sequías más severas de las últimas décadas (1995, 2005 y 2012) basados en ratios de crecimiento durante los periodos

de pre sequía (BAI_{preD}), sequía (BAI_D) y post sequía (BAI_{postD}) propuestos por (Lloret *et al.*, 2011). Los índices fueron: resistencia (Rt), que es la reversión de la reducción del rendimiento ecológico durante la perturbación; recuperación (Rc) que da cuenta de la capacidad de recuperación en relación con el daño experimentado; y resiliencia (Rs), que indica la capacidad de un árbol para alcanzar un nivel de crecimiento anterior a la sequía. Nuevamente evaluamos las diferencias entre árboles con y sin pudrición en la base del tronco respecto a los índices de resiliencia utilizando la prueba de Kruskal Wallis.

Finalmente, usamos el Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) (Legendre y Legendre, 2012), una técnica no paramétrica de ordenación, con disimilitud euclidiana para visualizar las diferencias en la estructura de la comunidad microbiana del suelo (PLFAs) entre posiciones con respecto al «gap». Las diferencias significativas con el análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA) (Anderson, 2001). Los ejes NMDS se correlacionaron con la biomasa microbiana total, los porcentajes molares de biomasa de eucariotas, bacterias Gram-positivas y Gram-negativas, actinobacterias, hongos y micorrizas arbusculares (MA). El análisis multivariante se realizó con el paquete R *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019).

3. Resultados y discusión

Características de los «gaps» en relación a *H. annosum*

En total, se identificaron 9 genotipos («genets») diferentes de *H. annosum* (Fig. 2). Estimamos la superficie ocupada por cada «genet» como la suma del área basal de los árboles infectados por cada «genet». Encontramos que el tamaño medio de cada «genet» fue de $0,67 \pm 0,22 \text{ m}^2$.

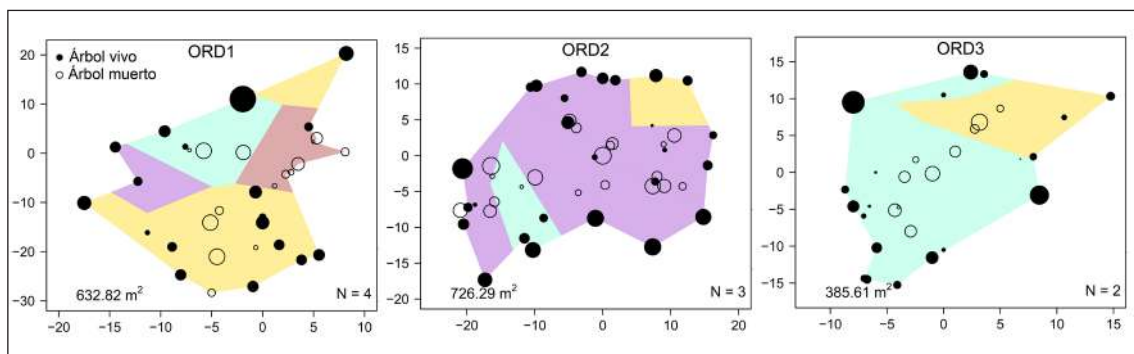


Figura 2. Mapas de los «gaps» muestreados. El área coloreada corresponde al «gap» y los tipos de símbolos indican árboles vivos (símbolo relleno) y árboles muertos (símbolo vacío). Diferentes colores indican diferentes «genets» de *Heterobasidion annosum*. La superficie aproximada de cada «gap» se muestra en la esquina inferior izquierda y el número de «genets» de *H. annosum* identificados en cada «gap» en la esquina inferior derecha. Los ejes cartesianos muestran las distancias en metros desde el centro del «gap».

Patrones de crecimiento radial

No encontramos diferencias ni en el DBH, ni en la edad de los árboles, ni en el BAI entre los árboles que ocupaban diferentes posiciones respecto al “gap”. Los abetos situados dentro del “gap” crecieron menos que los árboles de los bordes y control y este declive en el crecimiento comenzó a mediados de los años 80 (**Fig. 3A**). La baja competencia por luz, agua o nutrientes en el interior del “gap” indica que *H. annosum* es el principal factor que predispone a la disminución del crecimiento y muerte de los árboles del “gap”. El crecimiento radial de las especies acompañantes mostró patrones contrastados. El crecimiento del pino ha estado disminuyendo durante varias décadas ya que se encuentra en la fase de exclusión debido a la competencia por la luz con las otras especies (**Fig. 3B**). Por el contrario, el crecimiento del haya mostró una tendencia creciente alcanzando valores de BAI superiores a 30 cm² durante las dos últimas décadas (**Fig. 3C**).

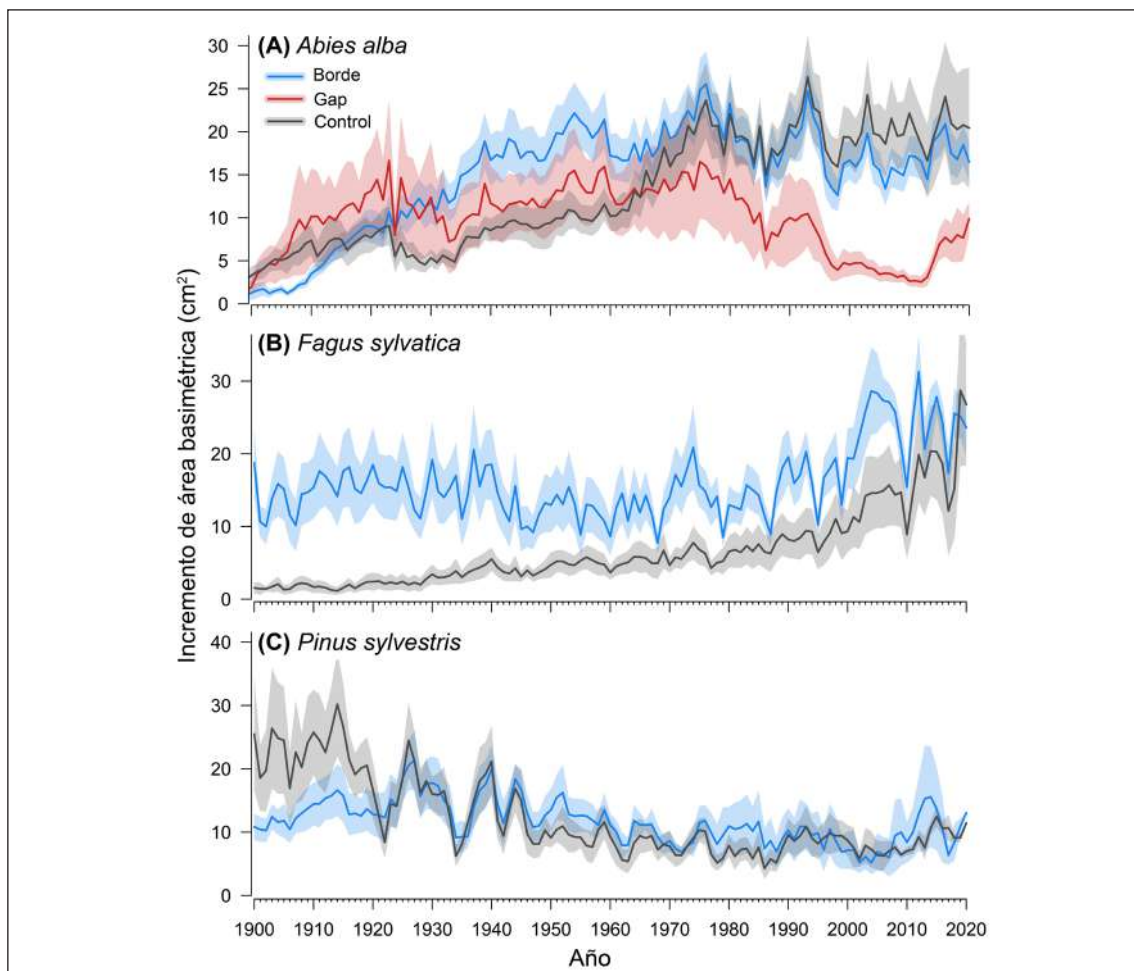


Figura 3. Incremento de área basimétrica (BAI) de abeto (*Abies alba*; A), haya (*Fagus sylvatica*; B) y pino albar (*Pinus sylvestris*; C). Las líneas de distinto color representan los árboles situados en el borde (líneas azules), dentro del “gap” (líneas rojas) y los árboles de control bajo dosel cerrado (líneas grises). Las líneas continuas representan las medias y las áreas sombreadas muestran el error estándar de la media.

De los 53 árboles incluidos en el análisis de liberaciones de crecimiento, se identificaron un total de 98 valores de cambio porcentual de crecimiento superiores al 25% (**Fig. 4**). Después de escalar estos eventos relativos a la línea límite, 38 fueron calificados como eventos de liberación importantes (por encima del 50%). La frecuencia de árboles que mostraban liberaciones de crecimiento varió a lo largo del tiempo y difirió entre posiciones con respecto a la separación. Hubo liberaciones moderadas de árboles de borde en la década de 1910-1919 y de árboles de control en la década de 1960-1969 (**Fig. 4**). Durante las dos últimas décadas, el porcentaje de árboles del «gap» que mostraron liberaciones importantes de crecimiento ($9,01 \pm 4,95\%$) fue mayor que el mostrado por los árboles de borde ($3,27 \pm 1,28\%$) y los árboles de control ($4,35 \pm 0,99\%$). Podemos explicar las liberaciones observadas en los árboles de «gap» durante las últimas dos décadas debido a la muerte de árboles vecinos y, por tanto, aumento del espacio y recursos disponibles y menor competencia para los árboles que sobrevivieron.

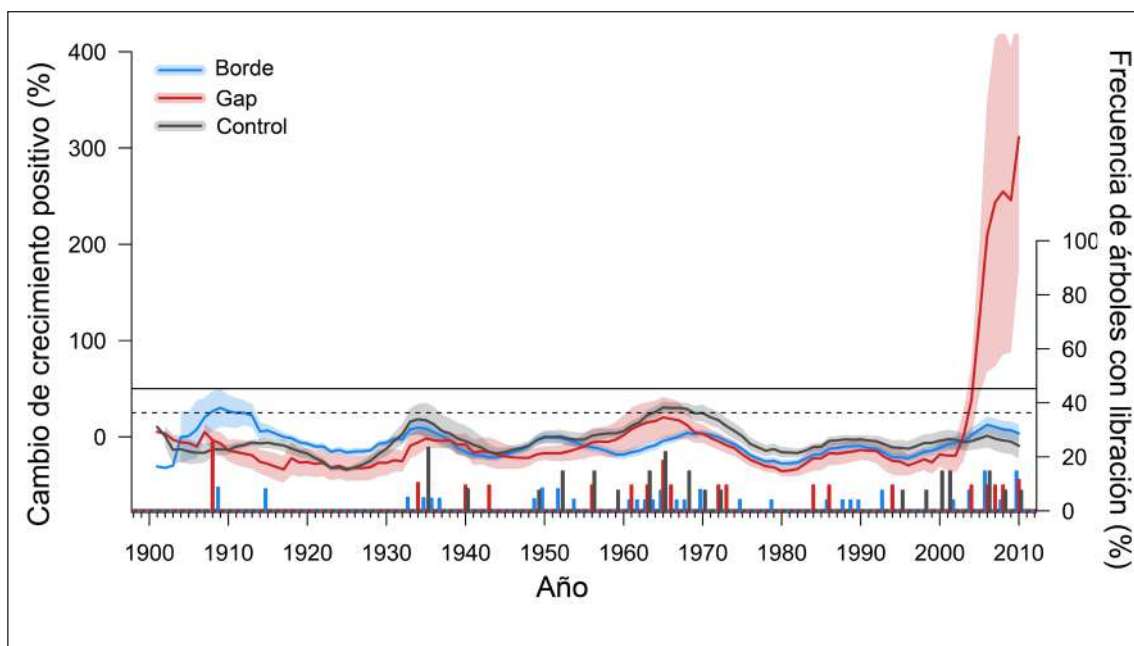
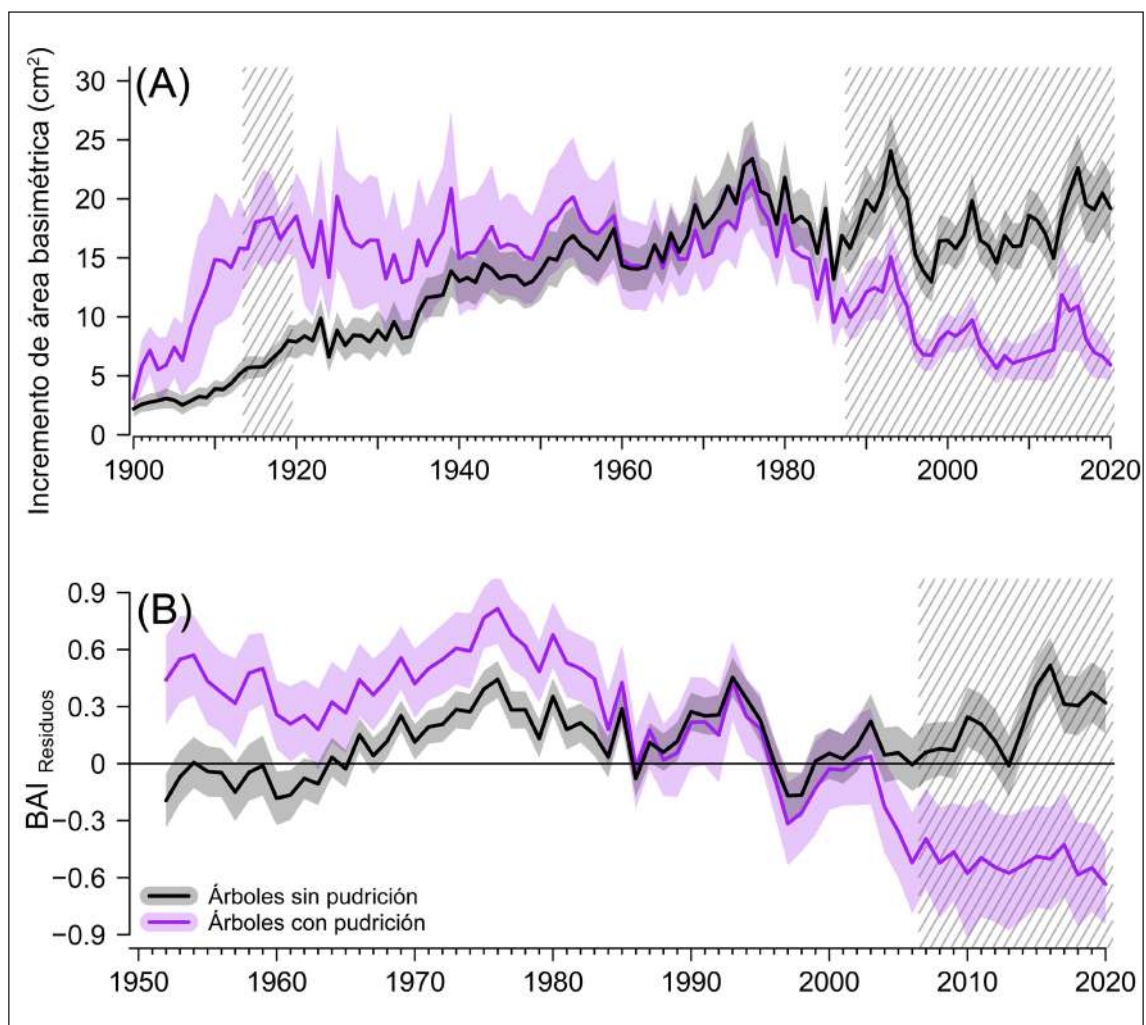


Figura 4. Series de cambio porcentual de crecimiento que muestran las liberaciones de crecimiento de los abetos. Las líneas de distinto color representan los árboles situados en el borde (líneas azules), dentro del «gap» (líneas rojas) y los árboles de control bajo dosel cerrado (líneas grises). Las líneas continuas representan las medias y las áreas sombreadas a su alrededor el error estándar de la media. La línea horizontal discontinua y sólida indican las liberaciones de crecimiento moderadas (>25%) y mayores (>50%), respectivamente. En el eje de la derecha, se representa la frecuencia de árboles que muestran tanto liberaciones de crecimiento moderadas como mayores.

Respuesta del crecimiento a la sequía

Como era esperable, el porcentaje de árboles que presentaron pudrición en los testigos de madera extraídos de la base del tronco como indicativo de una infección más prolongada por *H. annosum* fue mayor entre los que estaban dentro del «gap» (45,5%) que en árboles del borde (17,9%) y árboles control (7,1%). A partir de 1988 los árboles con pudrición crecieron menos que los sanos y mostrando una tendencia negativa desde entonces (**Fig. 5A**). Encontramos patrones similares en la variabilidad del crecimiento después de eliminar el efecto del tamaño del árbol, la edad y la sequía (es decir, los residuos de los modelos presentados en la **Tabla 1**) (**Fig. 5B**). Así, nuestros resultados apoyan el hecho de que la disminución del crecimiento de los árboles con pudrición puede estar relacionada con la infección prolongada por *H. annosum*.



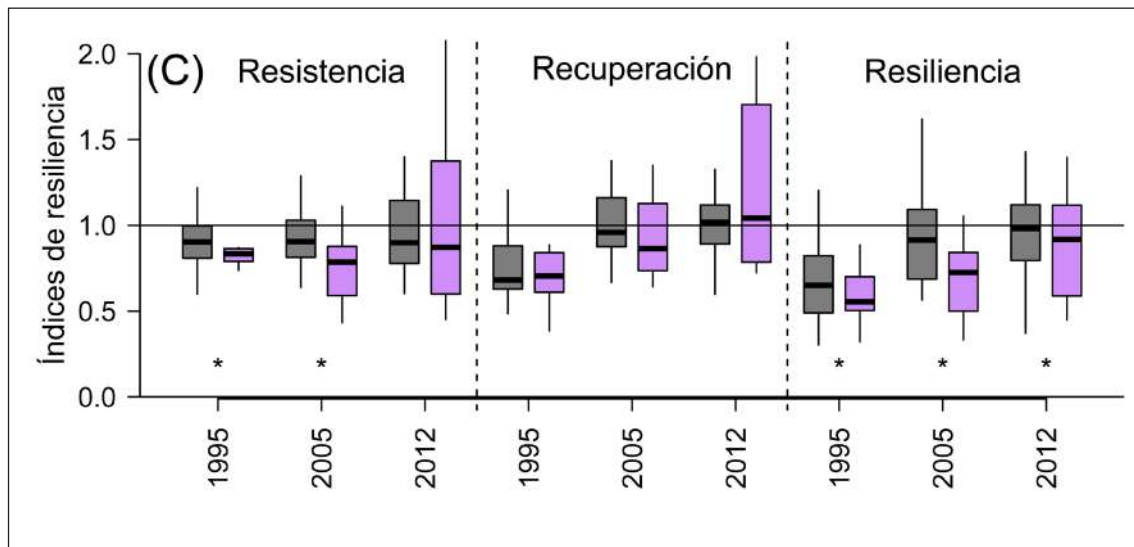


Figura 5. (A) Series de incremento de área basimétrica (BAI) de abetos sin pudrición en la base del tronco (negro/gris) y con pudrición (morado) como indicativo de infección prolongada por *H. annosum*. Las líneas continuas representan las medias y las áreas sombreadas a su alrededor el error estándar de la media. Las zonas grises discontinuas indican los periodos en los que el BAI de los árboles con y sin pudrición difería significativamente ($p < 0,05$) según la prueba de suma de rangos de Wilcoxon. (B) Respuestas del crecimiento a corto plazo según los índices de resiliencia calculados para tres sequías recientes (1995, 2005 y 2012). Las diferencias significativas entre árboles con distinta infección por *H. annosum* según la prueba de Kruskal Wallis se indican con asteriscos.

Nuestros resultados indicaron sensibilidad del crecimiento radial del abeto al déficit hídrico acumulado a lo largo de más de un año (SPEI18.Jun). Encontramos diferencias significativas entre las clases de infección prolongada por *H. annosum* en su respuesta a largo plazo a la sequía en el interior y el borde del «gap», donde los árboles con pudrición mostraron una mayor sensibilidad a la sequía que los árboles sin pudrición (**Tabla 1**). Estos resultados están respaldados por las respuestas a corto plazo a la sequía, ya que los árboles infectados por *H. annosum* mostraron menor resistencia (sequías de 1995 y 2005) y resiliencia (todos los eventos de sequía) que los árboles no infectados (**Fig. 5C**).

Tabla 1. Modelos lineales de efectos mixtos que caracterizan el incremento de área basimétrica (BAI) del abeto a nivel de árbol en los lugares de estudio para el periodo 1990 - 2020. La tabla muestra los estadísticos F con su p valor asociado (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$). Los efectos fijos incluyeron el diámetro a la altura del pecho (DBH), la edad del árbol, la pudrición en la base del tronco asociada a la infección por *Heterobasidion annosum* y el SPEI de junio calculado a los 18 meses (SPEI18.Jun). El poder explicativo de cada modelo se indica mediante $R_{GLMM(m)}^2$ (proporción de varianza explicada por los factores fijos) y $R_{GLMM(c)}^2$ (proporción de varianza explicada por todo el modelo) (Nakagawa *et al.*, 2017).

	Borde	Gap	Control
DBH	17,913 ***	25,216 ***	17,212 ***
Edad del árbol	0,004	4,637 *	0,421
Pudrición	0,506	2,769	1,095
SPEI18.Jun	13,379 ***	25,192 ***	11,097 ***
Pudrición x SPEI18.Jun	4,234 *	3,908 *	0,297
$R_{GLMM(m)}^2$	0,233	0,307	0,374
$R_{GLMM(c)}^2$	0,655	0,636	0,697

Composición del suelo

Las propiedades del suelo no difirieron entre posiciones respecto al «gap», excepto por la textura menos arenosa de los suelos del «gap» (Fig. 6A). Del mismo modo, no encontramos ninguna diferencia significativa en la composición microbiana del suelo entre los suelos de los árboles de borde, brecha y control basándonos en el análisis PERMANOVA (Fig. 6B).

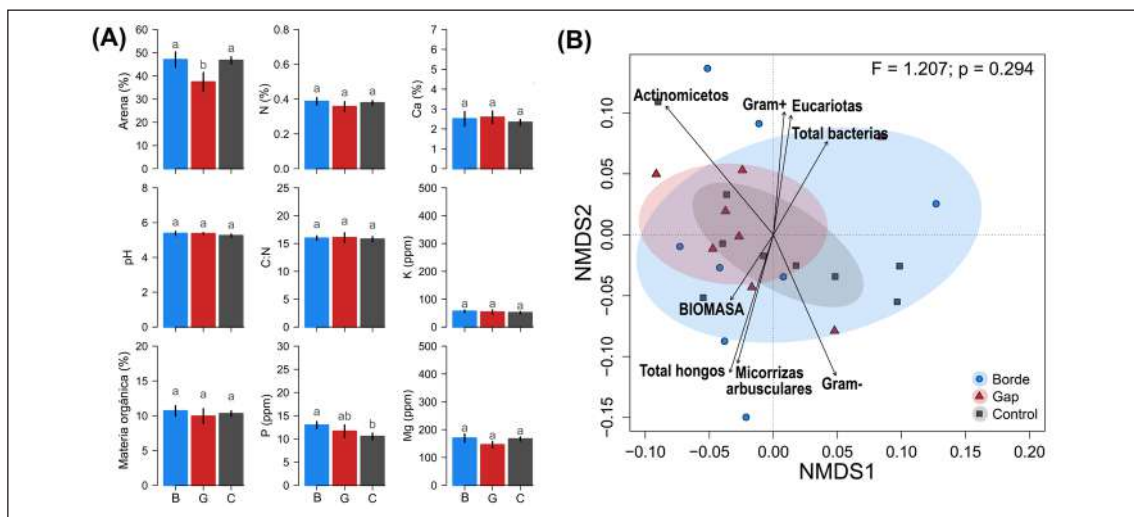


Figura 6. (A) Propiedades físico-de suelos del borde (B), del «gap» (G) y árboles control (C). Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre posiciones según la prueba de Kruskal Wallis. (B) Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) de la composición microbiana del suelo. Las áreas sombreadas representan el centroide de los valores para cada posición. Se muestran el estadístico F y el p valor asociado de la prueba PERMANOVA que compara las posiciones.

Conclusiones

Como resultado de este estudio podemos concluir que la infección prolongada por *H. annosum* produce declives en el crecimiento radial de los abetos, aumenta la sensibilidad al clima y las respuestas a sequías severas. Observamos también aumentos súbitos de crecimiento relacionados con la liberación de espacio y recursos debido a la muerte de algunos individuos. Las características físico-químicas del suelo y la estructura de las comunidades microbianas no difieren entre las diferentes posiciones respecto al “gap”. Estos resultados sugieren una serie de cambios progresivos en las propiedades del suelo en la dinámica forestal relacionada con este hongo patógeno que juega un papel fundamental para abrir claros de bosque y acelerar la sucesión forestal.

Referencias

- ALTMAN, J., FIBICH, P., DOLEZAL, J., AAKALA, T. (2014), «TRADER: A package for tree ring analysis of disturbance events». En *R. Dendrochronologia* 32, 107–112. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2014.01.004>
- ANDERSON, M.J. (2001), «A new method for non-parametric multivariate analysis of variance». *Austral Ecol.* 26, 32-46. <https://doi.org/10.1080/13645700903062353>
- BARTON, K. (2019), «MuMIn: Multi-Model Inference». *R package* version 1.43.15.
- BEGUERÍA, S. Y VICENTE-SERRANO, S.M. (2017), «SPEI: Calculation of the Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index». *R package* version 1.7.
- BIONDI, F. Y QEADAN, F. (2008), «A theory-driven approach to tree-ring standardization: Defining the biological trend from expected basal area increment». *Tree-Ring Res.* 64, 81-96. <https://doi.org/10.3959/2008-6.1>
- BLACK, B.A. Y ABRAMS, M.D. (2003), «Use of boundary-line growth patterns as a basis for dendroecological release criteria». *Ecol. Appl.* 13, 1733-1749. <https://doi.org/10.1890/02-5122>
- BUNN, A., KORPELA, M., BIONDI, F., CAMPELO, F., MÉRIAN, P., QEADAN, F. Y ZANG, C. (2020), «dplR: Dendrochronology Program Library». En *R. R package* version 1.7.1.
- BUYER, J.S. Y SASSER, M. (2012), «High throughput phospholipid fatty acid analysis of soils». *Appl. Soil Ecol.* 61, 127-130. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.06.005>

- CORNES, R., VAN DER SCHRIER, G., VAN DEN BESSELAAR, E.J.M., JONES, P.D. (2018), «An ensemble version of the E-OBS temperature and precipitation datasets». *J. Geophys. Res. Atmos.* 123, 9391-9409. <https://doi.org/10.1029/2017JD028200>
- FRITTS, H.C. (2001), *Tree Rings and Climate*. Blackburn Press, Caldwell, USA.
- HOLMES, R.L. (1983), «Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement». *Tree-Ring Bull.* 43, 69-78.
- JANSSENS, I.A., SAMPSON, D.A., CURIEL-YUSTE, J., CARRARA, A. Y CEULEMANS, R. (2002), «The carbon cost of fine root turnover in a Scots pine forest». *For. Ecol. Manage.* 168, 231-240. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00755-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00755-1)
- LARSSON, L.A. Y LARSSON, P.O. (2018), *CDendro and CooRecorder* (v. 9.3.1).
- LEGENDRE, P. Y LEGENDRE, L. (2012), *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- LLORET, F., KEELING, E.G. Y SALA, A. (2011), «Components of tree resilience: Effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests». *Oikos* 120, 1909-1920. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x>
- NAKAGAWA, S., JOHNSON, P.C.D. Y SCHIELZETH, H. (2017), «The coefficient of determination R² and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded». *J. R. Soc. Interface* 14. <https://doi.org/10.1098/rsif.2017.0213>
- NOWACKI, G.J. Y ABRAMS, M.D. (1997), «Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks». *Ecol. Monogr.* 67, 225-249. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0225:RGACFR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0225:RGACFR]2.0.CO;2)
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R. Y AL, E. (2019), «Vegan: Community Ecology Package». *R package* version 2.5-6.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D. Y TEAM, R.C., 2020. *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_*. R package version 3.1-145.
- PINHEIRO, J.C. Y BATES, D.M. (2000), *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. Springer-Verlag, New York.
- R CORE TEAM (2022), *R: A language and environment for statistical computing*. R foundation for statistical computing.
- VICENTE-SERRANO, S.M., BEGUERÍA, S. Y LÓPEZ-MORENO, J.I. (2010), «A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index». *J. Clim.* 23, 1696-1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>

ZELLES, L. (1999),« Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: A review». *Biol. Fertil. Soils* 29, 111-129. <https://doi.org/10.1007/s003740050533>

ZUUR, A.F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A. Y SMITH, G.M. (2009), *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.



4. Seguimiento de flora amenazada dentro de los trabajos de seguimiento ecológico en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Patricia Abadía Torrecilla

Sociedad Aragonesa
de Gestión Agroambiental

María Jarne Bretones

Sociedad Aragonesa
de Gestión Agroambiental



1. Introducción

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) cuenta con un Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG), aprobado en 2015, que establece, en sus directrices generales, la obligación de «realizar el seguimiento a largo plazo de los sistemas ecológicos y la evaluación de sus resultados».

Esta directriz pretende que se mantenga un programa de seguimiento ecológico a largo plazo que evalúe periódicamente el estado de conservación de los recursos naturales de forma que se pueda conocer su evolución temporal y establecer las medidas de gestión oportunas y dirigidas a su conservación.

En el año 2007 se implanta, en el Parque Nacional, el Programa de Inventariado y Monitorización de los Recursos Naturales. Desde la Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental (Sarga) se vienen realizando trabajos de inventariado y seguimiento ecológico, contemplando en ellos varias especies de flora y de fauna.

En 2011, el PNOMP, junto al Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), se integró en la red LTER-España (*Long Term Ecological Research*) (García, MB *et al.*, 2016), gracias a los estudios a largo plazo que vienen realizándose tanto con fines científicos como de gestión. En este contexto, son más de una docena las especies de flora para las que recientemente se inició el seguimiento a largo plazo, entre las que se encuentran las recogidas en estos trabajos.

A continuación, se exponen los trabajos de seguimiento de flora amenazada llevados a cabo por el equipo de seguimiento ecológico perteneciente a la empresa pública Sarga.

2. Selección de especies

En el Parque Nacional hay más de 1400 especies de plantas, el 10% de la biodiversidad de las plantas vasculares de Europa. Alrededor de 60 de esas especies son endemismos pirenaicos.

Para la selección de las especies de seguimiento se partió de la lista roja o catálogo de especies amenazadas del PNOMP (Benito *et al.*, 2000). Se tienen en cuenta aspectos como la catalogación de la especie, su vulnerabilidad, si se trata de especies en su límite de distribución o su endemidad. Algunas especies, además, son estructurales o típicas de un determinado hábitat de interés comunitario por lo que constituyen indicadores del estado de conservación de dichos hábitats.

Para diseñar los seguimientos, se cuenta con el asesoramiento de la doctora M^a Begoña García, investigadora del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC) y los manuales de seguimiento de Hábitats de Interés Comunitario y especies de flora de interés comunitario (García, MB *et al.*, 2019 y Goñi, D. & Guzmán, D., 2019). Desde el IPE se realiza el análisis de los resultados obtenidos en estos seguimientos junto con el de todas las plantas monitorizadas anualmente en el Parque Nacional, que es del orden de 70 especies.

Los seguimientos a largo plazo permiten monitorizar las tendencias poblacionales de las especies de flora y detectar cambios en el clima o en el uso del suelo. Por ejemplo, especies alpinas ligadas a ambientes húmedos pueden ser buenos identificadores de cambio climático por estar vinculados al recurso hídrico.

Así se seleccionaron especies que tienen aquí su límite de distribución como *Carex ferruginea* o *Carex bicolor* que es, además, una especie estructural del hábitat 7240; especies cuya distribución en el Parque Nacional es muy limitada como *Callitriche palustris* lo que le confiere vulnerabilidad; endemismos como *Vicia argentea*; o especies con alto grado de amenaza como *Cypripedium calceolus* catalogada en peligro de extinción. El seguimiento se ha completado con la icónica flor de nieve *Leontopodium alpinum*, que es abundante, no está amenazada, y tiene en el Pirineo su límite occidental de distribución europea. De este modo, se observan también tendencias de otras especies, *a priori*, menos sensibles.

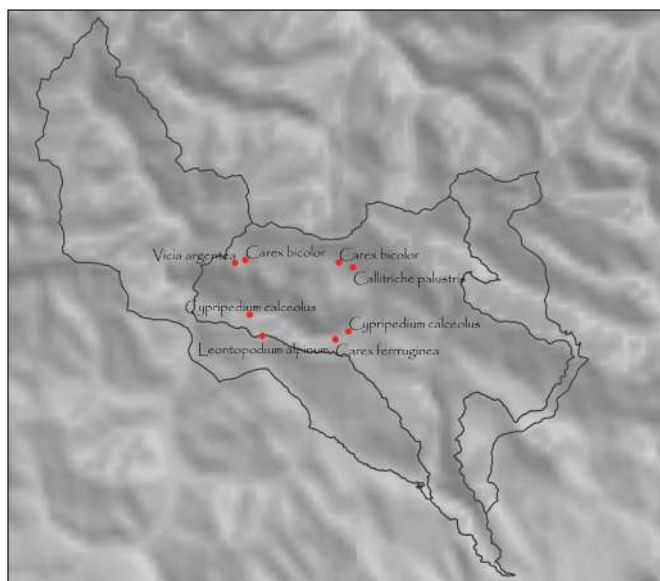
Tabla 1. Especies de flora monitorizadas

sp	CEAA/LAESRPE	Distribución
<i>Carex bicolor</i>	V	Lim S distribución
<i>Callitriche palustris</i>	LAESRPE	
<i>Eleocharis quinqueflora</i>		
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>		
<i>Leontodon duboisii</i>		endemismo Pirenaico-cantrábico
<i>Nardus stricta</i>		
<i>Polygonum viviparum</i>		Lim S distribución
<i>Carex frígida</i>		Lim S distribución
<i>Thalictrum alpinum</i>		Lim S distribución
<i>Poa alpina</i>		Lim S distribución
<i>Salix retusa</i>		Lim S distribución
<i>Carex ferruginea</i>	*	Lim S distribución
<i>Cypripedium calceolus</i>	PE	Lim S distribución
<i>Leontopodium alpinum</i>	*	Lim S distribución
<i>Vicia argentea</i>	LAESRPE	endemismo Pirenaico
<i>Cardus carlinoides carlinoides</i>		endemismo Pirenaico-cantrábico

* CEAA. Catálogo especies amenazadas de Aragón

LAESRPE. Listado Aragonés de Especies en Régimen de Protección Especial.

PE. Peligro de extinción/V. Vulnerable



2.1. *Carex bicolor* Bellardi ex All.



Figura 1. *Carex bicolor*. Vista de los utrículos (frutos) verde-azulados en contraste con las brácteas marrones.

Es una pequeña ciperácea que se desarrolla en pastos higrófilos no formadores de turba, en bordes de arroyos, fuentes, medios húmedos de alta montaña, en zonas con poca pendiente sobre sustrato calizo del piso alpino. 2100m-2700m

Estos ecosistemas higróturbosos de alta montaña caliza que son raros y vulnerables en España, se distribuyen en pequeñas superficies, lo que les confiere mayor vulnerabilidad.

C. bicolores es una especie característica del hábitat de interés comunitario de la Directiva 7240* “Formaciones pioneras alpinas de *Caricion bicoloris –atrofuscae*”. En este caso se trata del hábitat 54.32 del mapa de hábitat de Aragón: Pastos higróturbosos de *Carex bicolor*. (Benito, JL., 2019).

Catalogada como Vulnerable en el catálogo de especies amenazadas de Aragón (Decreto 129/2022, de 5 de septiembre) e incluida en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Amenazada de España bajo el criterio D2. En Francia está protegida en todo su territorio.

Distribución. Especie circumboreal, frecuente y abundante en los Alpes y montañas de Asia que en los Pirineos alcanza su límite de distribución más meridional.

En la península ibérica se conocen tres localidades: una en el macizo de Collarada, otra en Llauset (citada en 2017) y otra en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido donde se encuentran la mayor parte de sus efectivos poblacionales. Dentro del Parque Nacional se consideran cinco metapoblaciones: Carriata, Millaris, Faja Luenga, Rinconada de Góriz y Morrón de Arrablo.

Metodología de seguimiento (2013-2022)

Carex bicolor se monitoriza en dos localidades del Parque Nacional: Carriata y Faja Luenga e incluye el seguimiento de varias especies de su cohorte, lo que permite caracterizar el hábitat y detectar posibles perturbaciones o alteraciones hidrológicas.

El objetivo del seguimiento es obtener tendencias, no estimas poblacionales.



Figura 2. Humedal de Faja Luenga



Figura 3. Cuadrícula sobre transecto

Desde el año 2013 se repite el seguimiento, anualmente, en tres transectos permanentes diseñados en cada metapoblación.

El transecto queda definido por unas marcas fijas en el terreno que permiten la colocación de una cinta métrica sobre la que se coloca una cuadrícula de 20x20 cm cada determinado intervalo.

Para garantizar la repetibilidad de la toma de datos, dada la dificultad de marcaje en estos ambientes con suelos esponjosos a veces inundados que engullen o expulsan las clavijas, es necesaria la toma de datos GPS, realización de croquis fotográficos, y de toda referencia que permita recolocar las marcas en caso de pérdida.

Dentro de cada cuadrícula se toman los datos de interés prefijados: n.º individuos *Carex bicolor*, n.º reproductores, cobertura (%) de *Thalictrum alpinum* y cobertura y tipo de suelo.

Además se registra la presencia/ausencia de especies, que son en este caso las dominantes con las que cohabita el *C. bicolor*; que podrían aportar información ante alteraciones de hábitat: *Eleocharis quinqueflora*, *Juncus alpinoarticulatus*, *Leontodon duboisii*, *Nardus stricta*, *Polygonum viviparum*, *Poa alpina*, *Carex frigida*, *Salix retusa* y *Pinguicula grandiflora*.

Durante la mayor parte del año, estos ecosistemas permanecen cubiertos por la nieve y tienen un corto período estival en el que se activan los procesos biológicos. El muestreo se realiza a finales del mes de julio y primera quincena de agosto, el periodo óptimo de fructificación.

Se registran otros datos como perturbaciones, alteraciones hidrológicas, calidad del agua, estructura horizontal, diversidad, caracterización de la comunidad, especie típica, especie indeseable.

Resultados



Figura 4. *Vicia argentea* en Mondarruego

En los 10 años de seguimiento se observa una divergencia de tendencias entre las 2 metapoblaciones, ascendente en Faja Luenga y descendente en Carriata. Por el momento, no se ha logrado dar una explicación a esta divergencia ya que no se han detectado cambios en los ecosistemas, ni existen evidencias de perturbaciones en el régimen hídrico. Además la tendencia de las especies acompañantes es estable.

2.2. *Vicia argentea*

Esta leguminosa se desarrolla sobre zonas pedregosas, gleras y bases de roquedos, en los pisos alpino y subalpino en el rango altitudinal de (1900) 2000 – 2550 (2650) m

Es una hierba perenne pubescente, lo que le da el aspecto plateado del que viene su nombre.

Se ramifica por reproducción vegetativa y forma rodales constituidos por numerosos pies conectados subterráneamente. Su época de floración comienza en julio y finaliza en agosto.

Esta especie se encuentra recogida en el Listado Aragonés de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LAESRPE, Decreto 129/2022, de 5 de septiembre). Se encuentra recogida, asimismo, como «Vulnerable» en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española bajo el criterio D2.

Distribución. Endemismo del Pirineo central que se distribuye por el Pirineo francés y español (Huesca y Lérida). En Aragón está muy localizada en el centro y este del Pirineo, distribuyéndose en el Valle de Tena (barranco Portet Sallent), y en Castanesa al este. Una de sus escasas y fragmentadas poblaciones se ubica dentro del Parque Nacional, en la glera de Mondarruego.

Metodología de seguimiento (2015-2021)

En el año 2015 se delimitan 3 «parcelas alargadas» (25 m x 1m) para su seguimiento, siendo una de ellas una parcela control con baja presencia de la especie. Se realizan marcas

en la glera que permitan la recolocación, año tras año, de una cinta de métrica en esos 25 m, sobre la que se coloca (siempre al mismo lado) un marco de aluminio portátil (plegable), de un metro de lado, con un sistema de retícula interior formado por 25 celdillas.

Esta cuadrícula permite el cálculo de las coberturas (% superficie cubierta) dentro del área delimitada por esta estructura, ya que no es posible contar individuos. Se anota la presencia de reproductores, y se cuenta el número de ejemplares de *Carduus carlinoides*, sin tener en cuenta las plántulas, ya que años de mayor o menor germinación pueden afectar a los indicadores de tendencias poblacionales y es algo que queremos evitar.

Resultados

La representación de la evolución de la superficie ocupada por *Vicia argentea* en cada una de las parcelas sugiere, aunque no es concluyente, que puede haber cierto crecimiento poblacional, mientras la tendencia del *Carduus* es estable.

La variabilidad del número de reproductores no es determinante, ya que la detectabilidad varía en función del momento de muestreo y de la herbivoría.

El volcado de los datos en diagramas de colores, indica en este caso la fiabilidad y repetibilidad del muestreo.



Figura 5. *Callitriche palustris*

2.3. *Callitriche palustris* L.

Es un terófito hidrófito que crece en aguas limpias y estancadas o con poca corriente. En regatos, charcas y lagos de montaña. Pueden estar sumergidas como plantas acuáticas con una roseta flotante, o como terrestres en suelos muy húmedos.

Especie recogida en el Listado Aragonés de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LAESRPE, Decreto 129/2022, de 5 de septiembre). Se encuentra recogida en la Lista Roja de la Flora Vasculare española dentro de la Categoría UICN En peligro (EN) según los Criterios UICN: B1+2bc.

Distribución. Especie de distribución boreo-alpina. Se distribuye por el centro y norte de Europa y Rusia, hacia el sur se distribuye de forma fragmentada en cadenas montañosas de Francia, España, Italia, Balcanes y Caucaso.

En la península ibérica en los Pirineos, cordillera Cantábrica y sistema Ibérico.

En el Parque Nacional se conocen dos localidades: Una en el circo de Góriz, en la parte más oriental de la charca más oriental de la Faja Luenga. La otra localidad es una charca en la cabecera del barranco de La Pardina, tributario del río Bellós.

La poca superficie que ocupa la hace vulnerable, comprometiendo su viabilidad a medio plazo.

Metodología de seguimiento (2018-2022)

En el año 2018 se revisó el área de distribución de esta especie en el único punto del Parque Nacional en el que se contaba con información de su presencia: la charca más oriental del humedal de Faja Luenga.

Con ayuda de banderines de colores, colocados en los puntos donde se detecta la especie, se delimitan los límites de la población con ayuda de herramientas GPS. De este modo se puede comparar la superficie que ocupa en distintos años.

Además se prospectan los regatos cercanos en esa faja donde no se ha localizado la especie.

Resultados



Figura 6. *Leontopodium alpinum*

Se ha observado que en años en los que la lámina de agua permanece más tiempo en el regato la extensión de *Callitriche palustris* es mayor, llegando a la superficie delimitada en la que se localiza a 600 m².

Las especies acompañantes son *Polygonum aviculare* y *Eriophorum scheuchzeri*. En aquellas zonas donde *Juncus filiformis* forma densas macollas no se detecta la especie siendo, en las zonas más laxas de vegetación, donde la especie se distribuye de forma constante. La densidad de la especie es mayor en el extremo Este del regato, donde la profundidad de la cubeta es mayor y por lo tanto la presencia de agua se prolonga más en el tiempo.

2.4. *Leontopodium alpinum*

La flor de nieve tiene un rizoma leñoso del que salen varias rosetas de hojas. Inflorescencia con 1-10 capítulos en glómérulo rodeado de brácteas alargadas, blancas en forma de estrella.

Basófila calcícola. 1500 m a 2800 m

Crece sobre terrenos calcáreos, en todo tipo de pendientes y sobre suelos más o menos pedregosos: desde pastos hasta repisas de roquedo.

Distribución. Montañas del centro y sur de Europa, desde los Cárpatos hasta los Pirineos, donde alcanza su límite occidental de distribución. Su patrón de distribución en los Pirineos es muy claro, disminuyendo hacia el este, no estando representada en el Pirineo oriental.

Las poblaciones de esta especie icónica en el Parque Nacional son abundantes y bien nutridas.

Metodología de seguimiento (2018-2022)

Se selecciona una zona de fácil acceso que facilita la repetibilidad del seguimiento, el Mirador de la Herradura en la Sierra de las Cutas.

Se diseñaron tres parcelas alargadas en 2018, siendo una de ellas parcela control con baja presencia de la especie. Esta parcela alargada queda delimitada por una cinta métrica sobre la que se coloca cada metro una parcela de 1 m de lado, dividida en 25 cuadrículas de 20x20 cm.



Figura 7. *Carex ferruginea*

Se toman datos de cobertura de la especie, ya que es difícil separar individuos y se cuenta el número de tallos florales.

Resultados

En general, se observa una dinámica estable pero la colección de datos todavía es muy pequeña como para extraer conclusiones sólidas de la tendencia de esta población.

2.5. *Carex ferruginea* (*Carex austroalpina* Bech.)

Especie que forma céspedes de la familia de las ciperáceas. Con hojas estrechas ásperas, una espiga masculina solitaria y las femeninas laxifloras.

Floración: junio-agosto.

Crece en rellanos herbosos, laderas pendientes, canales de alud y taludes herbosos orientados al norte, con inclinación entre 30 y 45°, conviviendo con *Carex sempervirens*.

Ocupa también zonas menos pendientes con comunidades de megaforbios, en claros de bosque en ambiente de hayedos, abetales, y formaciones mixtas de hayedo y abeto.

Se encuentra recogida como «Vulnerable» en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española bajo el criterio D2.

Distribución. Endemismo de las montañas del sur de Europa. Únicamente se ha localizado en el sur de los Alpes y en los Pirineos. En el Parque Nacional tiene su límite de distribución, además de ser la única zona con presencia citada en la península ibérica.

Se conocen 2 localidades: la umbría de la parte baja de las Gradas de Soaso (1700-1735 m) y la Senda de los Cazadores-Calcilarruego (1700-1960 m). Es probable que su distribución sea más amplia, lo que es algo difícil de determinar por la inaccesibilidad a los sitios en los que crece.

En cuanto a su conservación, no parece estar sometido a presiones de tipo humano. La zona occidental de la Faja de Pelay (umbría del valle de Ordesa) es una reserva integral. La población de la Senda de los cazadores es vulnerable a la erosión y a la degradación de ejemplares que crecen junto al camino.

Metodología de seguimiento (2019-2022)

Debido al riesgo que supondría diseñar el muestreo en la población de la Senda de los Cazadores por el desprendimiento de piedras, se monitoriza la población en la Umbría de Soaso.

Se diseñaron tres macroplots (unidades de muestreo), que cubren la heterogeneidad de ambientes en los que se ha localizado la especie. Dos de ellos cerca de límites que

permitan observar cambios en la superficie que ocupan, posible retroceso o expansión de la población.



Figura 8. *Cypripedium calceolus*

Se opta por diseñar parcelas divididas que faciliten la localización de la especie, ya que no es sencillo distinguirla. Los fascículos de hojas del tallo estéril, que permiten distinguir la especie cuando no hay tallo florífero, no permiten discriminar individuos, por lo que no es posible realizar un conteo. El seguimiento se basa en información de presencia/ausencia.

La época óptima para realizar el seguimiento es el mes de agosto, cuando los utrículos están bien formados.

Resultados

La serie de datos es todavía muy corta para estimar tendencias poblacionales.

2.6. *Cypripedium calceolus*

Esta orquídea es un geófito rizomatoso. Basófila calcícola. Presenta una flor grande. El labelo es ahuecado y hueco, como un zueco, de color amarillo-púrpura. Hojas largas y anchas.

Tiene su óptimo en el piso montano húmedo. 1230-1560 (2000) m

Floración: Junio-Julio. Fructificación: Junio-Agosto

Es una planta de desarrollo muy lento, pasa entre 6-10 años en estado vegetativo antes de florecer, por lo que es importante que los periodos de estudio de las poblaciones se acoplen a estos plazos para poder extraer conclusiones sobre el comportamiento ecológico de la especie, así como para plantear medidas de conservación.

Esta especie está catalogada en Peligro de extinción, en la Lista Roja de la Flora Vasculosa española (criterios A1a, B1+2d, C1) y en los catálogos de especies amenazadas nacional y autonómico. Incluida, además, en los anexos II y IV de la Directiva Hábitat.

Distribución. Planta de distribución circumboreal; se encuentra en Eurasia y América del Norte. En la región eurosiberiana entra por los Alpes, macizo central Francés y los Pirineos donde alcanza su límite meridional. En la península ibérica solo en el Pirineo catalán y aragonés. Se conocen tres localidades en el Pirineo oscense: Tena, Ordesa y Pineta. En la población del valle de Ordesa, la de menor tamaño, se han detectados 3 núcleos entre Soaso y la Pradera.

Metodología de seguimiento (2019-2022)

Una vez delimitada el área en la que se distribuye la especie, a medida que se conocía su distribución, se delimitaron 3 parcelas permanentes grandes en las que se censan todos los individuos, lo que es posible por la baja densidad de la especie.

Se cuenta con datos de dos de los núcleos desde 2016 (seguimiento realizado por Agentes de Protección de la Naturaleza, APN) y del tercero desde 2018.

En el muestreo se recoge la cifra del número de tallos y de ejemplares reproductores (no se tiene en cuenta si se trata de un clon, ya que es difícil independizar los tallos del

mismo rizoma). Asimismo, se anota el número de individuos con signos de herbivoría (ungulados).

Resultados

La fluctuación del número de individuos es alta, ya que la especie está sujeta a episodios de herbivoría, más evidente en uno de los núcleos seguidos en los que ya se han adoptado medidas preventivas.

Lo restringido de su distribución la hace muy vulnerable.

Aunque la serie de datos no es suficiente y la fluctuación de número de efectivos, los análisis de los datos apuntan a una tendencia negativa.

3. Conclusiones

En cuanto a las tendencias de las poblaciones, aunque para la mayoría de las especies todavía no se cuenta con una serie de datos suficiente para un tratamiento estadístico robusto, todo apunta a tendencias estables para la mayoría de las especies, con salvedad de *Carex bicolor* en Carriata y *Cypripedium calceolus* en dos de sus núcleos dentro del Parque Nacional.

Cabe resaltar la importancia de la selección de especies que permita obtener la información que se pretende: tendencia de una población, estado de conservación de un hábitat de interés comunitario o evidencia de cambio climático, son algunos ejemplos. También es importante establecer metodologías de seguimiento robustas que permitan la repetibilidad de los seguimientos y la obtención de datos que permitan su tratamiento estadístico.

Es importante también seguir invirtiendo esfuerzo en ampliar el conocimiento de la distribución de especies.

Por último destacar que el seguimiento a largo plazo es una herramienta imprescindible para poder conocer la dinámica de las poblaciones y su vulnerabilidad ante cambios producidos por intervención humana o por modificaciones climáticas, ya que la respuesta de las especies y su adaptabilidad son procesos lentos.

La mejora del conocimiento permite aplicar medidas efectivas dirigidas a la gestión y conservación.

4. Agradecimientos

Especialmente a Marta Quintana, bióloga que, ahora desde el IPE, forma parte de este equipo de seguimiento. A Begoña García, Héctor Miranda y Pablo Tejero del Instituto Pirenaico de Ecología. A nuestros compañeros: Nacho Gómez, Fernando Carmena y Pilar Jimeno. Al personal del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, al personal del refugio de Góriz y a todo el personal de prácticas que año tras año se une al equipo de seguimiento ecológico.

5. Bibliografía

- ABADIA, P., JARNE, M. & VILLAESPESA, F. (2021), *Seguimiento de flora amenazada en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- BENITO, J.L. (2019), *Mapa de vegetación actual, a escala 1:10000, del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica de protección*.
- BENITO, J. L., D. GUZMÁN, & D. GOÑI (2000), *Estudio y medidas de gestión de la flora amenazada del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Informe inédito. Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Jaca. 69 pp.
- GARCÍA, M.B., G. SANZ, S. LÓPEZ, P. TEJERO, J.L. SILVA, I. PARDO, M. PIZARRO, D. GÓMEZ, C. FABREGAT, R. GARCÍA-GONZÁLEZ Y D. GUZMÁN (2019), *Manual de seguimiento para especies de flora de interés comunitario*. Serie Naturaleza. Consejo de Protección de la Naturaleza.
- GOÑI MARTÍNEZ, D. & D. GUZMÁN OTANO (2019), *Manual de seguimiento para Hábitats de Interés Comunitario*. Serie Naturaleza. Consejo de Protección de la Naturaleza.
- GARCÍA M.B., ALADOS, C.L., ANTOR, R., BENITO ALONSO, J.L., CAMARERO, J.J., CARMENA, F., ERREA, P., FILLAT, F., GARCÍA-GONZÁLEZ, R., GARCÍA-RUIZ, J.M., GARTZIA, M., GÓMEZ GARCÍA, D., GÓMEZ, I., GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, P., GUTIÉRREZ, E. JIMÉNEZ, J.J., LÓPEZ-MORENO, J.I., MATA, P., MORENO, A., MONTSERRAT, P., NUCHE, P., PARDO, I., REVUELTO, J., RIERADEVALL, M., SÁIZ, H., TEJERO, P., VICENTE-SERRANO, S., VILLAGRASA, E., VILLAR, L. Y VALERO-GARCÉS, B (2016), «Integrando escalas y métodos LTER para comprender la dinámica global de un espacio protegido de montaña: el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido». *Ecosistemas* 25(1): 19-30. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-1.04

5. Seguimiento Fitosanitario de las Masas Forestales de la Red de Parques Nacionales. Metodología, resultados y principales problemáticas en el PN de Ordesa y Monte Perdido



Iván Reina Belinchón

Árbol Técnicos, S.L.

Javier Fernández-Barragán Pérez

Árbol Técnicos, S.L.

M. Dolores Rollán Monedero

Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN)



Resumen: Desde 1986 se viene haciendo seguimiento del estado de salud de la vegetación del PN de Ordesa y Monte Perdido, dentro de una propuesta de seguimiento en Red implementada en los espacios de la Red de PPNN y Centros, dirigida por el Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN). Este se efectúa básicamente mediante la medición anual de determinados parámetros de salud en el arbolado de unos puntos fijos de observación, y la ejecución de transectos de control fitosanitario general. Adicionalmente, en 2012 se instauró un seguimiento complementario sobre determinados taxones (especies indicadoras) ante el cambio global. Se muestran en esta comunicación algunos de los principales resultados obtenidos en el seguimiento de la vegetación del PN de Ordesa y Monte Perdido en los últimos años.

Palabras clave: sanidad vegetal, Ordesa y Monte Perdido, Red de seguimiento.

1. Metodología

La Red de Seguimiento Fitosanitario de las Masas Forestales de los Parques Nacionales y Centros se inicia en 1986 en varios espacios de la Red de PPNN, entre ellos Ordesa y Monte Perdido, y desde entonces examina la salud de los bosques de estos Espacios a través de puntos de control, el seguimiento de itinerarios de detección de

daños por la extensión accesible de cada espacio, la evaluación de problemas concretos en seguimiento (seguimientos específicos) o por indicación de los gestores de los espacios y la monitorización de determinados agentes nocivos en relación con el cambio climático.

Su objetivo es la elaboración de un inventario periódico del estado fitosanitario y consecuentemente de la conservación de las masas arboladas de los Parques Nacionales, mediante el estudio de un conjunto de indicadores (defoliación, decoloración y agentes nocivos presentes en las masas forestales, entre otros).

El control de la vegetación de estos espacios naturales se efectúa por una doble vía, mediante el seguimiento del arbolado de puntos fijos y la ejecución de itinerarios de seguimiento.

1.1. Puntos de control

Este inventario se basa en una red formada por cuadrículas de 4 x 4 km. que abarcan la superficie total de cada uno de los espacios naturales considerados. En la intersección de éstas se constituye un punto de observación. Cada uno de ellos consta normalmente de 24 árboles tipo, observándose los mismos individuos todos los años. En cada punto se procede a una evaluación de tipo fitosanitario con identificación de agentes nocivos y recogida de muestras si no se conoce el origen del problema.

Se trata de un inventario a escala de los Parques Nacionales y Centros, con un nivel de intensidad mayor que la Red CE de Nivel I de ámbito estatal (16 x 16 km), y la de las propias de las Comunidades Autónomas (8 x 8 km), de la que toma su metodología (Reglamento CE 1737/2006 de la Comisión), que ha permitido disponer de una amplia base de datos sobre la evolución de la salud de sus bosques a lo largo de las últimas tres décadas.

La Red arranca en 1986 con 44 puntos y 1.035 árboles, y actualmente (2021) dispone de 235 puntos y 6.106 pies, de ellos 3.351 coníferas (55%) y 2.755 frondosas (45%).

En el caso particular del PNOMP se cuenta con 13 puntos (fig. 1) y una muestra total de 300 árboles (66% coníferas y 34% frondosas).

- *Pinus sylvestris*: 80 pies (27%).
- *Pinus uncinata*: 78 pies (26%).
- *Fagus sylvatica*: 60 pies (20%).
- *Quercus ilex*: 30 pies (10%).
- *Abies alba*: 30 pies (10%).
- Otros: 22 pies (7%).

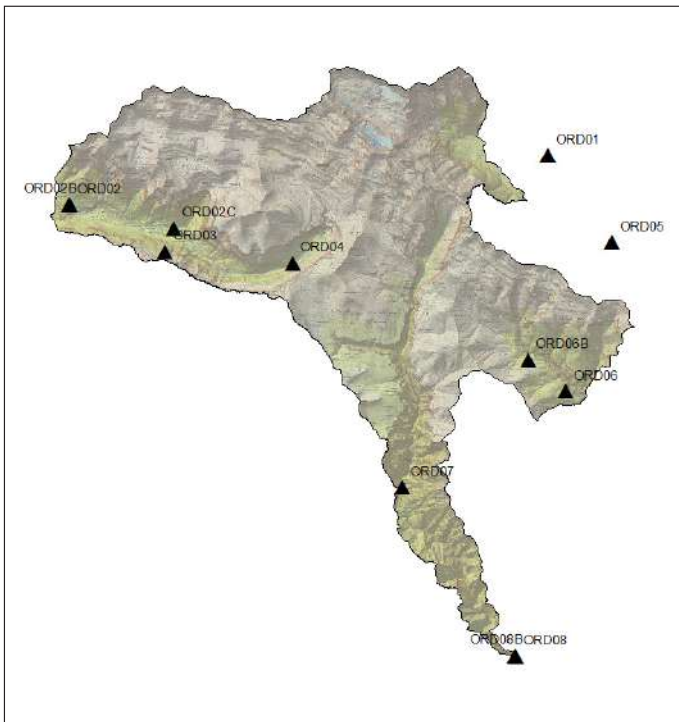


Figura 1: Ubicación de puntos de seguimiento fitosanitario en el PNOMP

1.2. Itinerarios

Las revisiones mediante itinerarios se basan en el recorrido de transectos georreferenciados que permiten tener una visión global del estado fitosanitario del espacio a revisar. Los itinerarios se encuentran apoyados generalmente en infraestructuras que cubren la máxima superficie y tiene por objeto recoger la mayor cantidad de información posible. Estos itinerarios se realizan en vehículo todo terreno o a pie, efectuando cuantas paradas son necesarias. Todos los problemas se fotografían, caracterizan, georreferencian y se recogen muestras si es necesario.

Durante los itinerarios (figura 2) se revisan, entre otras:

- Zonas de riesgo sensibles con daños habituales de algún tipo.
- Evolución de problemas anteriores.
- Daños de nueva irrupción.
- Problemas indicados por el personal del PN.
- Plagas invasoras o cuarentenarias.
- Seguimientos específicos: En el caso concreto del PNOMP se revisa la procesionaria en altitud.
- ...

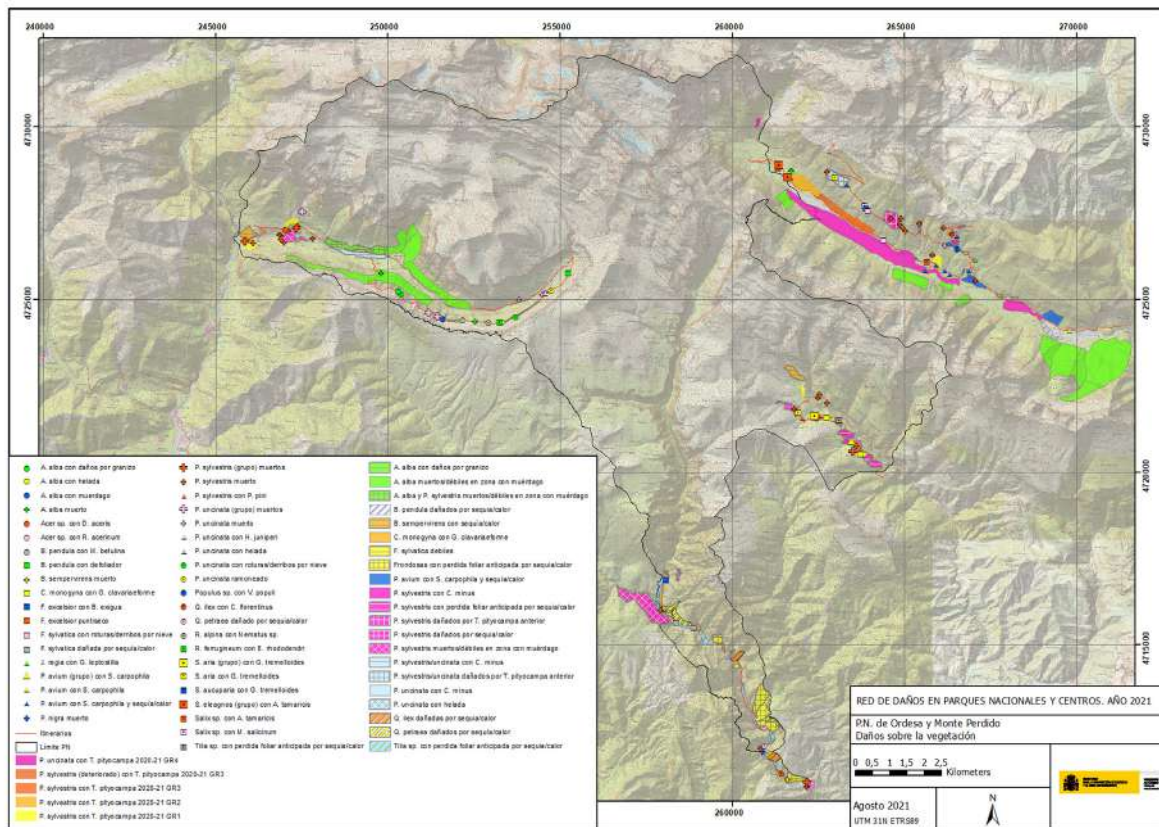


Figura 2: Ejemplo de resultados de seguimiento por itinerarios

1.3. Seguimiento de especies indicadoras

En 2012 se implementó un nuevo seguimiento en la Red para el estudio de los potenciales cambios en las comunidades y especies vegetales que puedan atribuirse a perturbaciones climáticas, en el contexto actual de cambio climático global.

Este seguimiento se puede resumir en los siguientes puntos:

- Estudio de la estructura de la vegetación en las parcelas de la Red de daños.
- Determinación y seguimiento del estado de conservación de especies indicadoras seleccionadas según su representatividad en los diferentes Parques Nacionales y posible afección por el cambio global. De esta manera, se seleccionaron cierta cantidad de ejemplares, de especies arbóreas y arbustivas, en algunos puntos de la red de daños, aumentando el número de pies objeto de seguimiento o bien instalándose puntos nuevos.
- Se seleccionaron 30 o 60 ejemplares por especie que estuviesen presentes en diferentes fitoclimas como mínimo en 2 o 3 Parques Nacionales, disponiéndose

en toda la Red de 54 parcelas de seguimiento de especies indicadoras arbóreas (1.705 pies) y 14 de arbustivas (309 pies). Las especies indicadoras objeto de seguimiento, se seleccionaron teniendo como referencia varios documentos técnicos: FELICISIMO, 2010; DOMÍNGUEZ, 2009; VV.AA. 2009.

En estas parcelas se efectúa una evaluación fitosanitaria anual algo más detallada que la que realiza en el resto, con datos adicionales (entre otros) sobre fructificación, densidad, clase social y sombreado. Además, se miden crecimientos en diámetro, altura y tamaño de la copa cada 5 años.

En el caso particular del PNOMP, de los 13 puntos de seguimiento antes citados, en 7 de ellos se hace seguimiento de especies indicadoras arbóreas (*F. sylvatica*, *P. uncinata*, *A. alba*, *Q. ilex*) y arbustivas (*Buxus sempervirens*).

1.4. Indicadores de salud en puntos de la red

Se resumen a continuación los principales indicadores de vitalidad y la información sobre agentes nocivos que se obtienen en el arbolado de los puntos de control.

1.4.1. Defoliación

La defoliación se puede considerar el parámetro más importante entre los que se miden en el arbolado de las parcelas, siendo el que refleja más fielmente el estado de salud del árbol. Se realiza diferenciando porcentajes del 5%, en función de la cantidad de hoja/acícula seca o perdida por el árbol. La referencia utilizada para la interpretación de los resultados son las clases de defoliación definidas por el *ICP-Forests* (EICHHORN *et al*, 2016):

- Clase 0: Defoliación 0-10% (árbol sano).
- Clase 1: Defoliación >10-25% (árbol con defoliación ligera).
- Clase 2.1: Defoliación >25-40% (defoliación moderada-baja).
- Clase 2.2: Defoliación >40-60% (defoliación moderada-alta).
- Clase 3: Defoliación >60% (defoliación grave).
- Clase 4: Defoliación de 100% (árbol seco o desaparecido)

En general, para el análisis e interpretación de los datos, los cálculos más comúnmente realizados son los de defoliación media (DM) y el número de elementos incluidos en cada clase de defoliación: arbolado sano (clases 0+1), dañados (clases 2+3), graves (clase 3) y secos (clase 4). A su vez, estos indicadores disponen de índices

de referencia en cada PN y especie considerada (IR), además de un índice de tolerancia general (IT).

1.4.2. Decoloración

Otro de los parámetros que se observa en el arbolado es la decoloración, definida como la alteración en el cromatismo de las hojas/acículas con referencia al color teóricamente normal de esa especie en esa localización. Esta clorosis se categoriza de la siguiente manera:

- Clase 0: Decoloración NULA
- Clase 1: Decoloración LIGERA
- Clase 2: Decoloración MODERADA
- Clase 3: Decoloración GRAVE
- Clase 4: ÁRBOL SECO o desaparecido

1.4.3. Agentes nocivos

Cuando se encuentra un pie dañado (defoliación > 25%) se han de consignar el/los agentes de cualquier origen que están incidiendo en el estado de salud del ejemplar estudiado.

La información debe ser lo más completa posible, incluyendo la localización y la extensión del daño, así como la identificación del agente cuando sea posible y su antigüedad.

1.4.4. Agentes nocivos de seguimiento específico

Con objeto de tener una referencia de la evolución concreta de determinados agentes nocivos en los puntos de control, bien por ser agentes en expansión, o bien por estar directamente implicados en situaciones de decaimiento, producir importantes daños cíclicos sobre la vegetación, ser organismos de nueva irrupción o por cualquier otra causa que resulte relevante, en cada uno de los árboles en seguimiento se toman datos sobre la presencia específica de determinados agentes. En concreto, en el PNOMP se hace seguimiento de:

- *Cerambyx* sp. y *Platypus cylindrus* sobre *Quercus* spp.: ausencia/presencia.
- *Peridermium pini* (*Pinus* spp.) y *Viscum album* (*Pinus* spp. y *Abies alba*): ausencia/presencia.
- *Thaumetopoea pityocampa* (*Pinus* spp.): Cantidad de colonias observadas.

2. Principales resultados

2.1. Defoliación media

Atendiendo a la evolución del parámetro DM (figura 3) en el PNOMP, en seguimiento desde 1986, se destacan los siguientes hechos:

- En términos generales la DM del PNOMP presenta valores aceptables, por debajo de lo que se considera dañado (25%), con alguna salvedad correspondiente a años de particular estrés termohídrico (2007, 2017).
- No obstante, se pueden distinguir 2 etapas, obteniéndose valores mucho más favorables en los primeros años de seguimiento (hasta 2002 aproximadamente).
- Comparando con la serie de DM correspondiente a toda la Red, los datos del PNOMP son en general más favorables, significativamente en los primeros muestreos.

Atendiendo a la evolución del parámetro DM de las principales especies muestreadas en el PNOMP (figura 4):

- *P. uncinata* y *F. sylvatica* son las que presentan un mejor comportamiento, generalmente por debajo del 25%, salvo en el caso del haya en los años 2016 y 2017, en los que la sequía y las heladas tardías incidieron con especial intensidad en esta especie, si bien se presentó una buena recuperación posterior.

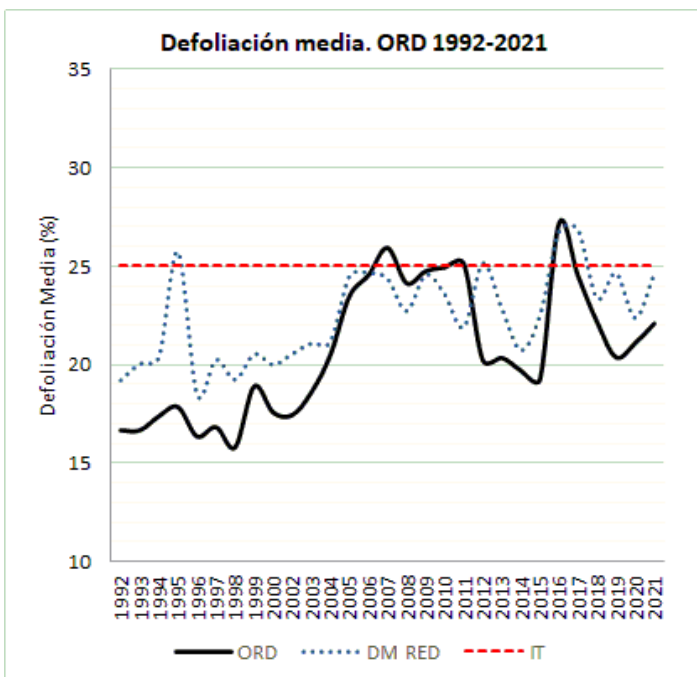


Figura 3: Evolución de la defoliación media en el PNOMP. ORD: Serie de DM del PNOMP, DM RED: Defoliación media Red Seguimiento, IT: Índice de tolerancia para la DM a partir del cual el arbolado se considera dañado (25%).

- *P. sylvestris*, en buen estado en los primeros años de seguimiento, se considera reiteradamente dañado en la última época. La muestra de esta especie en el PN padece ultimamente problemas en ubicaciones desfavorables (baja altitud, solanas, poco suelo, pendiente), y eventualmente muy afectadas crónicamente por muérdago, relacionados con estrés termopluviométrico.
- En cuanto a *A. alba* y *Q. ilex* solo se dispone de una muestra significativa de estas especies desde el año 2012, cuando comenzó el seguimiento de especies indicadoras. A partir de 2016, ambas especies presentan valores de DM superiores al 25% (dañadas). En abeto, en los últimos años, se encuentra un decaimiento adelantado y derivado de la elevada infestación de muérdago (entre otros agentes), mientras que la encina presenta síntomas de estrés ambiental sobre suelos someros en las zonas más meridionales del PN.

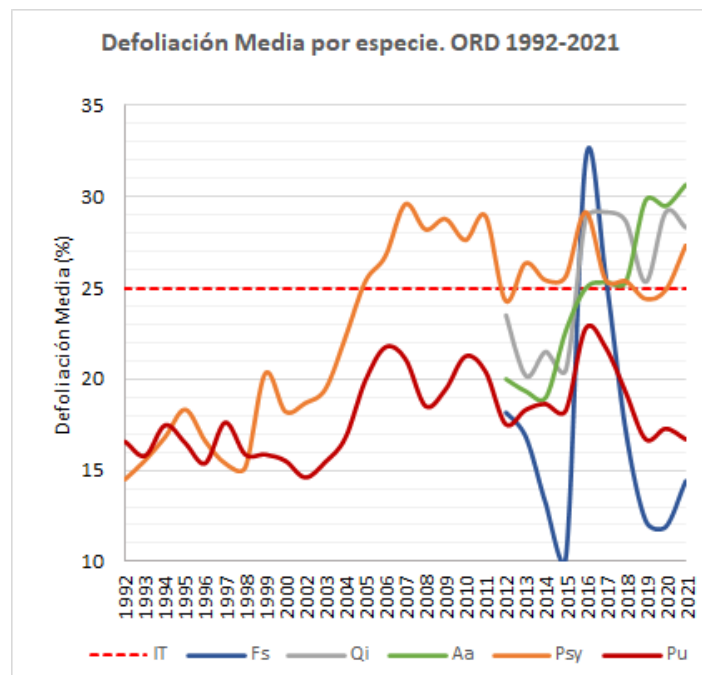


Figura 4: Evolución de la defoliación media en el PNOMP por especie. IT: Índice de tolerancia para la DM a partir del cual el arbolado se considera dañado (25%), Fs: *Fagus sylvatica*, Qi: *Quercus ilex*, Aa: *Abies alba*, Psy: *Pinus sylvestris*, Pu: *Pinus uncinata*.

2.2. Defoliación por clases

En la distribución temporal del arbolado del PNOMP por clases de defoliación se destaca la siguiente información:

A lo largo de la serie histórica (figura 5) la cantidad de arbolado no dañado es significativamente superior que el dato de pies dañados (AD).

Como en el caso anterior, la cantidad de elementos considerados sanos (Cl 0+1) resulta apreciablemente mejor al inicio de los trabajos.

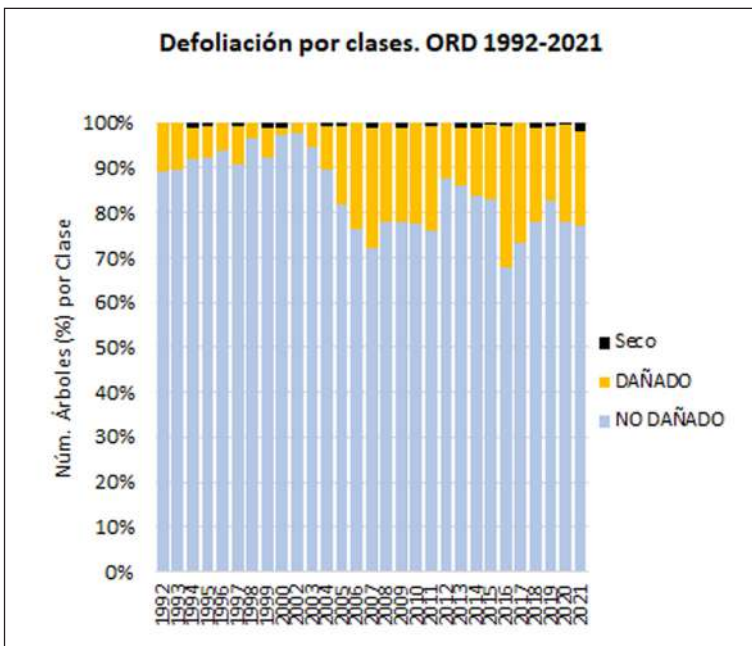


Figura 5. Evolución de la defoliación por clases en el PNOMP.

Comparando con los datos de AD de toda la Red (figura 6), los datos del PNOMP son más favorables en los primeros años, mientras que desde aproximadamente 2005 no se advierte una tendencia clara en este sentido. Se debe tener en cuenta que, para valorar la información recogida se han propuesto umbrales de aceptabilidad para algunos indicadores. En este caso, se considera un valor tolerable cuando $AD \leq 17\%$. En este sentido, a partir de 2005 este valor es sobrepasado con creces en numerosas ocasiones el PNOMP.

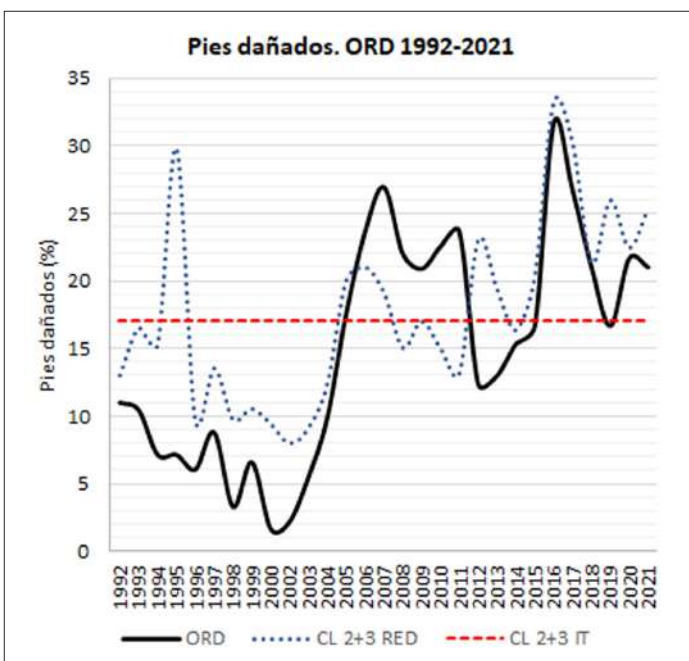


Figura 6. Evolución del arbolado dañado. ORD: Serie de AD del PNOMP, CL2+3 Red: Serie de AD de toda la Red de Seguimiento, CL 2+3 IT: Índice detolerancia para el AD (17%)

Por especies (figura 7), por los motivos ya expuestos, *P. sylvestris*, *A. alba* y *Q. ilex* superan la tolerancia establecida en términos de AD en los últimos años.

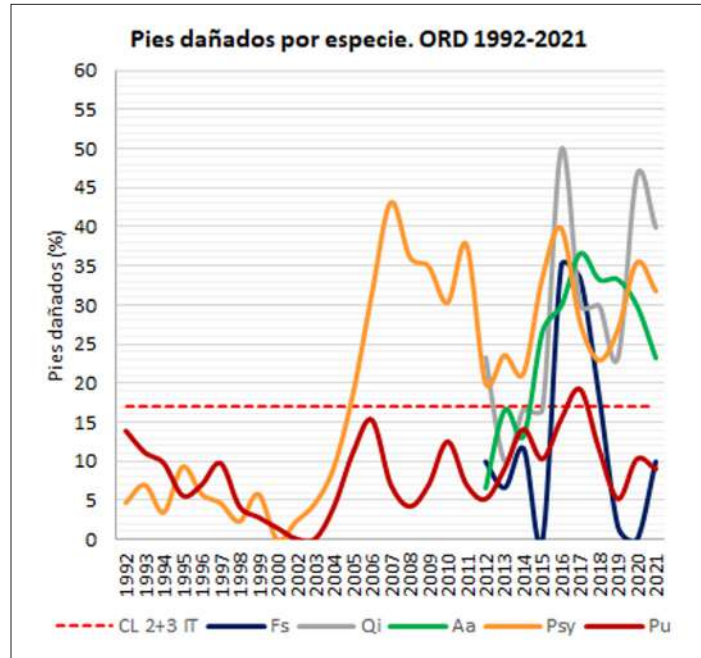


Figura 7. Evolución del arbolado dañado en el PNOMP por especie. CL 2+3 IT: Índice de tolerancia para el AD (17%), Fs: *Fagus sylvatica*, Qi: *Quercus ilex*, Aa: *Abies alba*, Psy: *Pinus sylvestris*, Pu: *Pinus uncinata*.

2.3. Especies indicadoras

En el caso concreto de *A. alba*, en el análisis comparativo de las muestras de esta especie en los PPNN de Ordesa y Monte Perdido y Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Figs. 8 y 9) se advierten resultados peores en términos de DM y AD en el subtipo fitoclimático inferior [PNOMP: VIII(VI), Oroborealoide subnemoral aciculiperennifolio transicional a caducifolio, de alta montaña / pinares de pino silvestre con frondosas] en comparación con la muestra de abeto del PN Aigüestortes [X(VIII), Oroborealoide genuino, oroborealoide genuino aciculiperennifolio, de alta montaña / pinares de pino silvestre y negro].

Si bien la presencia extensa de muérdago en la muestra de ORD (ausente en AIG) puede considerarse un factor de debilidad muy importante que podría justificar por si solo su peor estado comparativo, se estima que el clima más desfavorable en el que se asienta la parcela puede influir en este sentido, favoreciendo la acción de determinados agentes oportunistas bióticos en el área que se comentarán en un próximo apartado.

Este mismo hecho se viene observando consistentemente en la biorregión mediterránea, obteniéndose los peores indicadores en los fitoclimas más cálidos y menos húmedos.

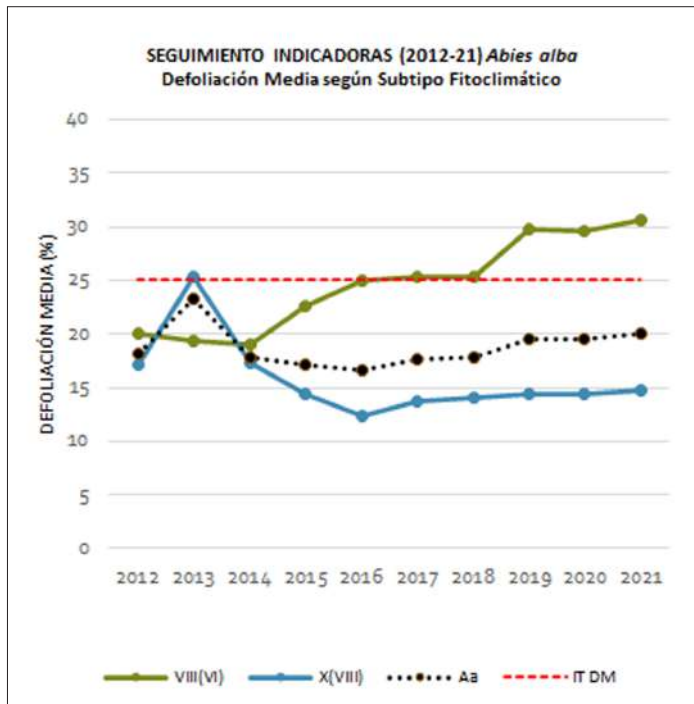


Figura 8. Seguimiento especies indicadoras. *Abies alba*. Evolución de la DM según fitoclimas. VII(VI): Serie de DM de los abetos del PN Ordesa ubicados en este fitoclima. X(VIII): Serie de DM de los abetos del PN Aigüestortes ubicados en este fitoclima. Aa: Serie de DM de los abetos en parcelas de indicadoras. IT DM: Índice de tolerancia para la DM a partir del cual el arbolado se considera dañado (25%).

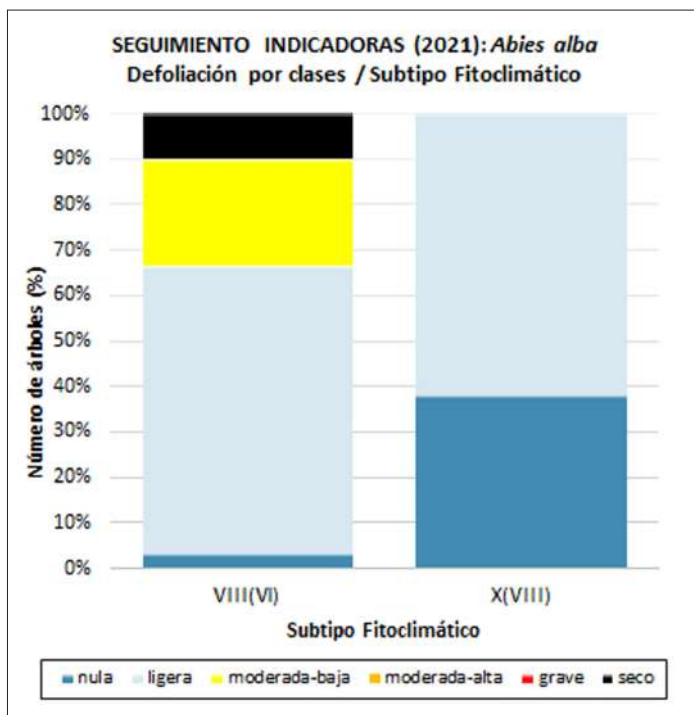


Figura 9. Seguimiento especies indicadoras. *Abies alba*. Distribución por clases de defoliación y fitoclimas en 2021. VII(VI): Ordesa, X(VIII): Aigüestortes. Nula: % pies en CL0 de defoliación. Ligera: % pies en CL1 de defoliación. Moderada-baja: % pies en CL2.1 de defoliación. Moderada-alta: % pies en CL2.2 de defoliación. Grave: % pies en CL3 de defoliación. Seco: % pies en CL4 de defoliación.

2.4. Seguimiento específico: *thaumetopoea pityocampa* en altitud

Este seguimiento, iniciado en 2008, tiene como objeto recabar datos anuales sobre el comportamiento altitudinal de la procesionaria del pino, al tratarse de un indicador fiable de cambio global por su relación directa con las temperaturas invernales.

En el valle de Pineta (Solana de Espierba) se dispone de una serie de puntos de observación en el pinar dispuestos en un rango altitudinal de 50 en 50 metros, entre 1.200 y 2.000 m., distribuidos en dos itinerarios: Fondo valle-La Estiba (itinerario 1) y Barrera Espierba-Paso Ruego (itinerario 2).

En ambos recorridos se van anotando los grados de infestación (empleándose la escala habitual para la caracterización de los daños por este insecto, de 0 a 5) que se observan entre sitios consecutivos.

Para comentar los datos obtenidos (figura 10), se distinguen 2 periodos temporales, 2008-2013 y 2014-2021 y varios tramos altitudinales en el caso del itinerario 1: bajo (1.200-1.300), medio (1.500-1.800) y alto (1.850-2.000).

- En todos los tramos altitudinales los grados de infestación son mas altos en el periodo actual (2014-2021). Este hecho parece guardar relación con las temperaturas invernales insuficientemente bajas de los últimos años.
- En el tramo bajo (Itinerario 1) las infestaciones en los primeros años resultaban normalmente nulas (Grado 0) muy posiblemente a causa de las particulares condiciones climatológicas de la zona, por la falta de insolación e inversión térmica típica del fondo de este valle, no descartándose la aplicación puntual de tratamientos contra esta especie. No obstante, en el periodo actual los daños alcanzan niveles bajos (GR1) y puntualmente moderados (GR3).
- En el tramo medio (Itinerario 1) a lo largo de las revisiones ha sido frecuente encontrar problemas de alguna importancia por este agente, si bien se pasa de tipologías normalmente ligeras y en algun caso moderadas en los primeros años a observarse, en el periodo reciente, defoliaciones frecuentemente graves (GR4) y puntualmente totales (GR5).
- En el tramo alto (Itinerario 1), tradicionalmente libre de daños por presentar un claro limitante térmico para el desarrollo de este lepidóptero, se alcanzan últimamente daños de tipo ligero y moderado.
- En el itinerario 2, en principio sin presencia de este agente en el lapso 2008-2013, se presentan daños ligeros o moderados en los últimos años.

Por último, en los puestos de control también se lleva a cabo un conteo de las puestas emergidas del lepidóptero, en fechas muy similares cada año. Observándose que, a partir de 2018 su número se ha visto muy reducido en todos los tramos de altitud a pesar de que las infestaciones han seguido siendo elevadas en muchos de ellos. Esta circunstancia, a falta de un seguimiento más prolongado, puede sugerir un posible retraso del período de vuelo y oviposición de las mariposas a causa de temperaturas elevadas en verano (ROMANYK & CADAHIA, 2000).

ITIN.	1: Fondo valle Pineta (1.200 msnm.) – Espierba - La Estiba (2.000 msnm.)														2: Espierba (barrera: 1.550 msnm.) – Paso Ruego (1.800 msnm.)									
	1.200	1.250	1.300	1.350	1.400	1.450	1.500	1.550	1.600	1.650	1.700	1.750	1.800	1.850	1.900	1.950	2.000	1.550	1.600	1.650	1.700	1.750	1.800	
ALT (m)	Ps	Ps	Ps	-	-	-	Ps	Ps	Ps	Ps	Pu/Pu	Pu/Pu	Pu/Pu	Pu/Pu	Pu	Pu	Pu	Pu	Ps	Ps	Ps	Ps	Ps	Pu/Pu
2007/08	0	0,5	0,5	-	-	-	0,5	1,5	3	1	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2008/09	0	0	0,5	-	-	-	0	1	1	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2009/10	0	0	0	-	-	-	0	2	3	2	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2010/11	0	0	0	-	-	-	0	0,5	0-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2011/12	0	0	0	-	-	-	0,5	1	1,5	1	0-1	0-1	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2012/13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2013/14	0	0	0	-	-	-	1,5	3,5	3,5	3,5	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2014/15	0	0	1	-	-	-	2	3	4	3	3	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015/16	0	0	0	-	-	-	0	3	3,5	3	2	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2016/17	0	0	1	-	-	-	1	3	4	3,5	3	4	3	2	1,5	1	1	2	2,5	2	2	3	2	2
2017/18	0	3	3	-	-	-	3	4	5	4	3,5	4,5	4,5	2,5	2,5	1	0	0	2	2,5	2,5	3	2,5	
2018/19	0	3	3	-	-	-	3	3,5	3	3	3	3	3	3	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1
2019/20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2020/21	0	3	3	-	-	-	1	3	4	3	2,5	4	4	3	2	1	1	0	1	0	0-1	1	1,5	

Figura 10. Grados de infestación por procesionaria de pino. 0: Grado 0: Ninguna o algunas colonias muy diseminados. 1: Grado 1: Algunas colonias en bordes de la masa, claros y pies aislados. 2: Grado 2: Bastantes colonias en bordes y claros, y algunas en el centro de la masa. 3: Grado 3: Defoliaciones parciales en bordes y pies aislados y bastantes colonias en el centro de la masa. 4: Grado 4: Defoliaciones muy fuertes en bordes y pies aislados y parciales en el resto de la masa. 5: Grado 5: Defoliaciones muy fuertes en toda la masa. Se admiten también grados intermedios 1-2, 2-3, etc.

3. Principales problemas fitosanitarios

3.1. *Viscum album*

En el valle de Ordesa (*Pinus sylvestris* y *Abies alba*) y en Pineta (abetal de Montinier), se viene constatando una generalizada infestación crónica de esta hemiparásita desde el inicio de las revisiones fitosanitarias (Figs. 11 y 12). Esta prolongada afección por muérdago deviene en el paulatino deterioro de mucho arbolado y una falta de vigor acrecentada por las anomalías meteorológicas de los últimos tiempos, principalmente térmicas (DE CARA, s.f.) pero también algunas sequías—además de otras consideraciones orográficas (baja altitud, pendiente, solanas, divisorias, lomos) o edáficas, en una acción sinérgica (CAMARERO et al, 2011) (SANGÜESA-BARREDA et al, 2015) (TSOPELAS

et al, 2004) que genera una situación de riesgo y propicia el indeseable desarrollo de patógenos presentes en estas áreas y lo hace susceptible a ataques de plagas. En estas zonas y principalmente en abeto, en los últimos años se viene registrando un aumento muy considerable de la mortalidad, produciéndose esta de forma precipitada y sincrónica. Como ejemplo, el punto de seguimiento ORD02C (inicio de la Senda a Cotatuero, valle de Ordesa) presenta en 2021 una desfavorable cantidad de arbolado dañado (33%) y un 20% de bajas acumuladas en los 3 últimos años.

Los síntomas más comunes de debilidad en coníferas asociados a la presencia continuada de muérdago son la significativa reducción de la persistencia foliar (transparencia de copa), defoliación, clorosis y el secado de ramas. En los elementos secos se registra la injerencia de patógenos de oportunidad como *Armillaria* (Fr.: Fr.) Staude



Figura 11. Presencia masiva de muérdago



Figura 12. Mortalidad en abeto con abundante muérdago

(Fig. 13), *Ophiostoma* sp. (ennegrecido del fuste en el caso de pino) y *Heterobasidion annosum* (Fr.: Fr.) Bref. (Fig. 14), así como la colonización de perforadores escolítidos: *Ips*, *Tomicus* y *Pityokteines* principalmente (Fig. 15).



Figura 13. Rizomorfos compatibles con *Armillaria* sp. en abeto muerto.



Figura 14. Carpóforo compatible con *H. annosum* en abeto muerto.



Figura 15. Signos de presencia de insectos perforadores en abeto muerto.

3.2. *Thaumetopoea pityocampa*

Los ataques reiterados y ocasionalmente intensos de este agente pueden, en determinadas circunstancias (episodios de estrés ambiental, deficiencias estacionales: solanas, lomos, áreas en pendiente y/o de suelo somero, entre otras) considerarse como un factor causante de declive. En el tramo medio del recorrido por Pineta, derivado de las comentadas infestaciones crónicas, se suelen observar (Fig. 16) daños apicales de importancia (ramas secas) y mala respuesta (microfilia, clorosis) tras la defoliación invernal en ubicaciones desfavorables concretas (Ronatiza Larga, entre otras). No obstante, no se dan mortalidades de interés asociadas hasta la fecha.

También sobre pino silvestre, a cota muy baja (<850 m) en la entrada sur del Cañón de Añisclo (Fuente del Baño) se presentan con frecuencia los signos de deterioro descritos, con alguna mortalidad asociada.

Por el contrario, en los valles de Ordesa y Escuaín este agente se suele presentar a niveles muy reducidos o inexistentes, sin producir efectos negativos de importancia en el arbolado afectado.



Figura 16. Deterioro en pino silvestre reiteradamente defoliado por *T. pityocampa*.

3.3. Frondosas en el valle de Añisclo

En este sector del PN confluyen varias circunstancias (baja altitud, mayor termicidad, suelos someros, pendiente elevada) que hacen a la vegetación muy susceptible de presentar daños durante en los periodos de estrés hidrotérmico, cada vez más frecuentes, teniéndose antecedentes de problemas de esta índole al menos en 2005, 2012, 2016 y 2021.

Durante estos episodios, las especies de hoja caediza, principalmente abedul, avellano, sanguino, carpe, serbal, arce, fresno, cornicabra, haya (figura 17) y, especialmente tilo, suelen presentar clorosis y defoliación adelantada (frecuentemente apoyada por diversas micosis foliares), aunque ocasionalmente puede presentarse algún marchitamiento súbito de ramas (en tilo) o defoliaciones totales repentinas (haya).

Si bien en general las frondosas de hoja caduca, con mejor estrategia, suelen mostrar una recuperación muy satisfactoria al cabo de varios años tras daños severos de este tipo, es posible encontrar secuelas de anteriores episodios en forma de copa muerta, siendo quizá algo más frecuentes en tilo por su sensibilidad al estrés hídrico-térmico en la zona de Añisclo (ocupa las zonas umbrosas del cañón caracterizadas por la fuerte pendiente y el escaso suelo).

En especies de hoja persistente (encina, quejigo, boj, madroño, mirto) se encuentran los daños más significativos, no siendo infrecuente en *Quercus ilex* y *Quercus* gr. *faginea* la aparición diseminada, con alguna concentración en zonas concretas, de soflamados parciales o totales de la copa (figuras 18, 19 y 20). En algunas áreas de *Quercus*, y también de boj (solanas o elementos soleados) no son raras importantes secuelas derivadas de similares fenómenos anteriores (copa muerta, puntisecados), así como alguna mortalidad (también de matorral: tojo). El seguimiento concreto de encina a la entrada del valle de Añisclo por el sur (puntos ORD08/08b), arroja en 2021 una elevada cantidad (40 %) de árboles dañados, un 67 % de pies decolorados y una mortalidad acumulada del 3 %.

En menor medida, existen otras áreas del PN donde a lo largo de las visitas se han observado problemas de este tipo, normalmente sobre suelos someros o solanas. En este sentido, se pueden citar en Pineta determinadas solanas con roca aflorante con haya o boj (Zapatierno, Espierba), en Escuaín algunas solanas con boj a cotas altas (Bordas de Escuaín y La Selveta) y en Ordesa zonas muy escarpadas con hayas añosas (Faja Pelay).



Figuras 17, 18, 19 y 20. Daños por sequía en haya, encina, quejigo y boj respectivamente, en ubicaciones sensibles con deficiencia estacional.

4. Conclusiones

Los seguimientos de carácter fitosanitario que se realizan a largo plazo sobre la vegetación, ofrecen una información muy útil respecto a la evolución de agentes nocivos clásicos, crónicos, de nueva irrupción o cuarentenarios, así como del estado de salud de las masas forestales en un escenario de cambio climático.

Las masas de Ordesa y Monte Perdido en términos de defoliación media presentan un estado actual aceptable, mientras que la cuantía de arbolado dañado (def. >25%) desde 2006 es frecuentemente superior a lo más tolerable y «normal» en el PN.

En este sentido, las especies en peor estado actual, con más daños y menos resistencia en determinados ambientes, son pino silvestre, abeto y encina. En el seguimiento de especies indicadoras, hasta el momento los abetos ubicados en Ordesa, en un fitoclima de transición hacia planifolias (más cálido), se encuentran en peor estado que los análogos de sitios típicos aciculiperennifolios (pino silvestre y negro). No obstante, la elevada presencia de muérdago en la muestra de ORD puede considerarse un factor de debilidad muy importante que podría justificar por si solo su peor estado comparativo.

En el seguimiento de *T. pytiocampa* en altitud se constata el ascenso altitudinal generalizado de este agente, en principio a causa de los inviernos insuficientemente fríos. Los pinos reiteradamente defoliados presentan en alguna ocasión un deterioro apreciable (copa muerta, mala recuperación).

Se considera que el muérdago, que se presenta masivamente en coníferas en algunas áreas del PNOMP, desempeña un papel fundamental en el declive adelantado de abeto en un ambiente de estrés ambiental relacionado con el climático.

Por otra parte, se observan problemas de tipo moderado, aunque cada vez mas frecuentes sobre determinadas frondosas en algunas áreas predisuestas del PN por su baja altitud y/o mayor termicidad o bien sobre sustratos muy someros, entre otros.

5. Bibliografía

CAMARERO, J.J., BIGLER, C., LINARES, J.C., & GIL-PELEGRÍN, E. (2011), «Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests». *Forest Ecology and Management*, 262(5), 759-769.

- DE CARA, JA. (s.f.), *Características ecológicas y climáticas de los abetales (Abies alba Mill.) del Pirineo español*. INM.
- DOMÍNGUEZ, F. (2009), *Sistema de seguimiento de las plantas vasculares de España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010.
- EICHHORN, J. *et al.* (2016), *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents*. ICP Forests. United Nations Economic Commission for Europe.
- FELICÍSIMO, A. *et al.* (2010), *Impactos y Vulnerabilidad de la Flora y Vegetación Españolas ante el Cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- OAPN 1989/2010. *Red de Daños en Parques Nacionales y Centros Forestales adscritos al OAPN*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- ROMANYK, N. y CADAHIA, D. (2000), *Plagas de insectos en las masas forestales españolas*. Ministerio de Medio Ambiente.
- SANGÜESA-BARREDA, G., CAMARERO, JJ., OLIVA, J., MONTES, F. y GAZOL, A. (2015), *El uso pasado, las sequías y los patógenos interactúan y contribuyen al decaimiento del abeto*. III Reunión Científica de Sanidad Forestal. SECF.
- TSOPELAS, P., ANGELOPOULOS, A., ECONOMOU, A., y SOULIOTI, N. (2004), *Mistletoe (Viscum album) in the fir forest of Mount Parnis, Greece. Forest ecology and management*, 202(1), 59-65.
- VV.AA. (2009), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés Comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

6. Evaluación preliminar del impacto de las actividades de ocio en los barrancos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: el caso del barranquismo



Rocío López Flores

IUCA. Grupo de Investigación en Restauración Ecológica. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza



Diego Mota de Echeandía

IUCA. Grupo de Investigación en Restauración Ecológica. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza

Resumen: El turismo asociado a los deportes de naturaleza es clave para impulsar la actividad socio-económica en regiones rurales como el Pirineo y Prepirineo aragonés, donde el proceso de despoblación es acusado. Su valor como revulsivo en estas zonas contrasta con la necesidad de conservación de los espacios

naturales, ya que el exceso de frecuentación, puede suponer un impacto negativo para ecosistemas y especies protegidas. Uno de los deportes de naturaleza más exitoso en Aragón y que se enmarca en este tipo de turismo, es el barranquismo. Los barrancos son ecosistemas remotos, de hidrología impredecible y con comunidades biológicas muy adaptadas, lo que los convierte en *hotspots* de biodiversidad. Poseen diversos hábitats recogidos en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE y numerosas especies protegidas (Lista Roja IUCN). Estudios previos en Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara mostraron que el pisoteo producido durante el barranquismo tenía como consecuencia una simplificación generalizada de la comunidad bentónica y una pérdida acumulada de diversidad de esta comunidad del 24% en 8 años. Bajo esta premisa, se realizaron dos campañas de muestreo a lo largo de 2022 en varios barrancos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica, con el fin de evaluar su estado ecológico y diversidad en condiciones naturales y bajo el efecto de las actividades de ocio. Los muestreos se realizaron al inicio (junio) y final de temporada (septiembre/noviembre), en el barranco O'Lugar (N=6, controles), en el barranco Viandico (N=12, controles y frecuentados) y en el río Yaga (N=3, controles, solo final de temporada). En cada tramo se tomaron muestras de macroinvertebrados y de perifiton. Se calcularon diversos índices

correspondientes a tres tipos, taxonómicos, de calidad de la masa de agua y funcionales. Todos los ríos mostraron comunidades cambiantes a lo largo del verano. Las familias dominantes fueron en O'Lugar, *Chironomidae* y *Baetidae*; *Simulidae* y *Rhyacophilidae* en Viandico. En el barranco O'Lugar, efímero, los índices descriptores de la comunidad acuática tuvieron resultados bajos en el momento de estiaje (junio) y algo mayores en el momento tras la inundación (noviembre). No fue posible la determinación del estado ecológico del barranco O'Lugar, por ser inexistente el estado de referencia en la normativa (RD 817/2015) para esta tipología de río. El río Yaga, usado como referencia más cercana del barranco O'Lugar, obtuvo resultados similares a este, siendo un poco superior en diversidad, como es propio de un río permanente. Solo se pudo analizar el efecto de la frecuentación de los barranquistas en el cañón del Viandico, donde el barranquismo está permitido y se produce en una frecuencia suficiente para su estudio. En este barranco la diversidad y número de familias fueron mayores que las observadas en O'Lugar, mientras que el estado ecológico se situó entre las categorías bueno y muy bueno. No se detectó efecto de la frecuentación en los índices taxonómicos. Sí se observó su efecto en el estado ecológico y en los índices funcionales determinados. Concretamente, en el tramo con mayor frecuentación, la comunidad reflejó un efecto del estiaje más acusado, mostrado mayor proporción de organismos propios de aguas más eutróficas, como son coleópteros u odonatos, que no se pudo relacionar con el simple avance del verano. Además, el estado ecológico partía al inicio de temporada de una condición de bueno y al final de la temporada se situó justo en el umbral para descender a estado moderado.

Los resultados de este estudio revelan la necesidad de aproximaciones novedosas, actualmente en fase de desarrollo, que contemplen la comunidad terrestre de los ríos efímeros, para evaluar tanto la biodiversidad completa del barranco O'Lugar, como los posibles impactos asociados a las actividades de ocio que se produzcan en la época seca, en este o en otros barrancos efímeros del Pirineo. En general, son necesarios más datos y un seguimiento temporal que permita determinar de forma objetiva si las actividades de ocio suponen una perturbación con efectos acumulativos para la comunidad acuática.

Palabras clave: río efímero, cañón, Escuaín, Añisclo, Aso, Yaga, pisoteo, reserva natural.

1. Introducción

La situación de las zonas montañosas como las del Pirineo y Prepirineo aragonés, es especialmente delicada, ya que han experimentado un abandono de tierras y despoblación severas en el último siglo (Lasanta *et al.*, 2017). En este contexto, resulta imprescindible afianzar usos económicos alternativos a la agricultura y ganadería tradicionales,

que favorezcan la recuperación del tejido económico y por tanto afianzar población, en un marco de transición ecológica justa. Uno de los usos económicos en auge las últimas décadas es el llamado turismo alternativo en los espacios naturales (Buckley, 2003). Hasta el momento, son diversos los trabajos que reconocen en los deportes de naturaleza un recurso con importantes efectos sociales (Jacobo González-García *et al.*, 2018; Eigenschenk *et al.*, 2019) y económicos en zonas en regresión demográfica (Rivera Mateos, 2021). Sin embargo, la frecuentación elevada en los espacios naturales lleva a numerosos y documentados efectos en los ecosistemas, incluyendo cambios en la biodiversidad de múltiples grupos tróficos y sus interacciones (Higginbottom, 2004; Webb & Blumstein, 2005; Ballantyne *et al.*, 2014; Geffroy *et al.*, 2015). Por ello, es especialmente delicada la gestión del desarrollo económico de zonas desfavorecidas basado en los deportes de naturaleza en entornos protegidos y ricos en biodiversidad.

Dentro del amplio espectro de actividades en que se engloban los deportes de montaña y las actividades de ocio en la naturaleza, este estudio se centra en el barranquismo como actividad de referencia. Se trata de un deporte que se practica alrededor



del mundo. Aragón y concretamente el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara y el entorno del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, están considerados como *hotspots* para la práctica del barranquismo. El turismo es un sector estratégico en Aragón (en el cuarto lugar, con el 7% Valor añadido bruto, 10% PIB y el 9,9% del empleo). Según la Federación Aragonesa de Montaña, sólo el senderismo genera 158 millones de € al año (FAM, 2015). No existen datos similares para el barranquismo, sin embargo, ocupa el segundo puesto entre los

Figura 1. Final del barranco Formiga, uno de los más frecuentados del PNSGG y el único en España con un seguimiento ecológico de 10 años

deportes más practicados en la comunidad. Se trata, por tanto, de una contribución muy importante a la economía de las zonas en regresión, por lo que resulta fundamental contar con información científica que permita la explotación sostenible de los recursos de montaña. La práctica del barranquismo suele asociarse a ecosistemas remotos, con escasa población, cabeceras de ríos estrechos y con poco caudal, a veces temporales o efímeros (Figura 1). Estos ríos cuentan con una hidrología impredecible, incluyendo desde desecaciones completas debidas a sequías severas, hasta avenidas fuertes con gran capacidad de arrastre, lo que los convierte en un ambiente estricto para los organismos, que requieren adaptaciones específicas. Todo esto hace de los barrancos ambientes refugio de flora y fauna, con gran biodiversidad, tanto taxonómica como funcional, fruto de la coevolución y las adaptaciones al ambiente. Diversos de estos hábitats están incluidos como hábitats naturales de interés comunitario según se recoge en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE y que incluyen especies protegidas, muchas de ellas recogidas en la lista roja de la UICN como la rana pirenaica, la trucha común, la nutria, el desmán del pirineo, la oreja de oso (*Ramonda myconi*), el quebrantahuesos, el alimoche, el halcón peregrino brookei o el águila perdicera, que anidan en las paredes de los cañones. Al mismo tiempo, como ecosistemas de montaña se encuentran entre los más vulnerables al cambio climático (Sala *et al.*, 2000). Por ello, es imprescindible conocer los efectos que las actividades de ocio tienen sobre las comunidades acuáticas y la resiliencia de estas frente a la perturbación, raramente estudiada.

Trabajos previos de nuestro grupo de investigación en el Parque Natural de la Sierra y los cañones de Guara (a partir de ahora PNSC de Guara), mostraron una pérdida de diversidad generalizada en el espacio (se confirmaron en numerosos barrancos de la zona) y acumulables a lo largo de los años (López-Flores *et al.*, *in prep*). En el barranco del río Formiga, el único con un seguimiento temporal, se ha observado una **pérdida acumulada de diversidad del 24% en 8 años**. Sin embargo, la magnitud del impacto varía entre barrancos (con frecuentaciones similares) y aunque parece ser debido a cuestiones hidrológicas, no se conocen bien los drivers asociados a la vulnerabilidad de unos ecosistemas respecto a otros. En cuanto a la resiliencia de la comunidad, experimentos puntuales, han permitido establecer el tiempo necesario para la **recuperación de la diversidad funcional en más de 2 meses**. En ese sentido, es especialmente preocupante que la temporada de barranquismo se extienda en el tiempo, de manera que los descensos se prolonguen hasta las primeras avenidas de otoño (cada año más tardías, final de septiembre incluso octubre).



Figura 2. Deportistas descendiendo el barranco Viandico, a la altura de la cascada de Aso.

El barranquismo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido fue declarado mediante el Real Decreto, de 16 de agosto de 1918, por el que se crea el Parque Nacional del Valle de Ordesa o del río Ara, convirtiéndose junto al de Covadonga, el primer Parque Nacional de España. En la primera versión del Plan Rector de Uso y Gestión del parque (Real Decreto 409/1995, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. 409/1995), no se encontraba regulado el descenso de barrancos. En su última actualización, aparece que todas las actividades acuáticas como el baño, el barranquismo o la navegación solo podrán ser llevadas a cabo en la Zona Periférica de Protección del Parque Nacional (Figura 2).

Las comunidades acuáticas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Los ríos principales del PN de Ordesa y Monte Perdido son el Aso, Bellós, Yaga, Cinca y Arazas, que se incluyen en su mayoría en la categoría RT27: *ríos de alta montaña* (Real Decreto 817/2015), a excepción del tramo bajo del río Bellós que se encuentra en la RT26: *Ríos de montaña húmeda calcárea*. Son pocos los trabajos científicos realizados en el PN con el fin de estudiar la dinámica de las comunidades bentónicas. Existen algunos trabajos previos sobre la comunidad de macroinvertebrados, habitualmente para conocer el estado ecológico de las masas de agua (Aranda Peco, 2021; Guareschi *et al.*, 2012; Mellado Pineda, 2022; Quintana, 2020; Torralba-Burrial & Ocharan, 2002; Valladolid *et al.*, 2015) Aragón o como herramienta para entender variaciones de especies vulnerables vinculadas a esta comunidad, como por ejemplo la trucha (Lapesa *et al.*, 2014). En su mayoría, los resultados de estos estudios mostraron masas de agua en buen estado, con

categorías de estado bueno y muy bueno, con pocas excepciones por debajo de estas categorías. Concretamente, para los ríos Aso y Yaga, incluidos en el presente trabajo, se apreciaron, en general resultados óptimos. Ambos habitualmente dentro del estado ecológico “muy bueno” o “bueno” (Aranda Peco, 2021; Lapesa *et al.*, 2014; Mellado Pineda, 2022; Valladolid *et al.*, 2015) pero descendiendo de forma puntual hasta la categoría de “moderado”, ambos en 2014 (Lapesa *et al.*, 2014). En cuanto a la comunidad, las familias más habituales encontradas fueron *Leuctridae* (Plecoptera), *Heptagenidae* y *Baetidae* (Efemérotos), *Elmidae* (Coleoptera).

La comunidad bentónica de los ríos se mantiene en un equilibrio dinámico cuyas alteraciones vienen dadas principalmente por el régimen hidrológico de inundaciones y estiaje. Como ya se ha comentado, se trata de condiciones estrictas, de sequía prolongada, incluso hasta la desecación en ríos efímeros y avenidas fuertes durante el deshielo. Así, la existencia de una perturbación intermitente, pero continua en el tiempo como el pisoteo del sustrato, asociado a las actividades acuáticas, supone un reto para la resiliencia de la comunidad bentónica. Se plantea, entonces, la hipótesis de una pérdida acumulativa de diversidad taxonómica y funcional, y también posiblemente de una caída de estado ecológico en aquellos tramos de río donde la frecuentación sea mayor. Por lo que, este estudio, tuvo como objetivo, realizar un análisis preliminar del estado de la comunidad bentónica en los barrancos del PN de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica, que se descienden en la actualidad o que, por sus características, son susceptibles de ser descendidos.

2. Metodología

2.1. Área de Estudio

Durante el año 2022 se llevaron a cabo 2 campañas de muestreo en los barrancos O'Lugar (río Yaga) y Viandico (río Aso). Los muestreos se realizaron al inicio y al final de la temporada deportiva, en el barranco O'Lugar (N=6), dentro del PN, aguas arriba del pueblo de Escuaín, y el río Yaga (N=3, sólo al final de la temporada), aguas arriba de la confluencia con el barranco Fuenfría, pasado el barranco de Escuaín. En el barranco Viandico (N=12), las muestras se tomaron justo por encima de la cascada de Aso, punto

de paso obligado de barranquistas y aguas abajo del molino de Aso, por debajo de la salida de los barranquistas del cauce, en el valle de Añisclo (Figura 3, tabla 1).

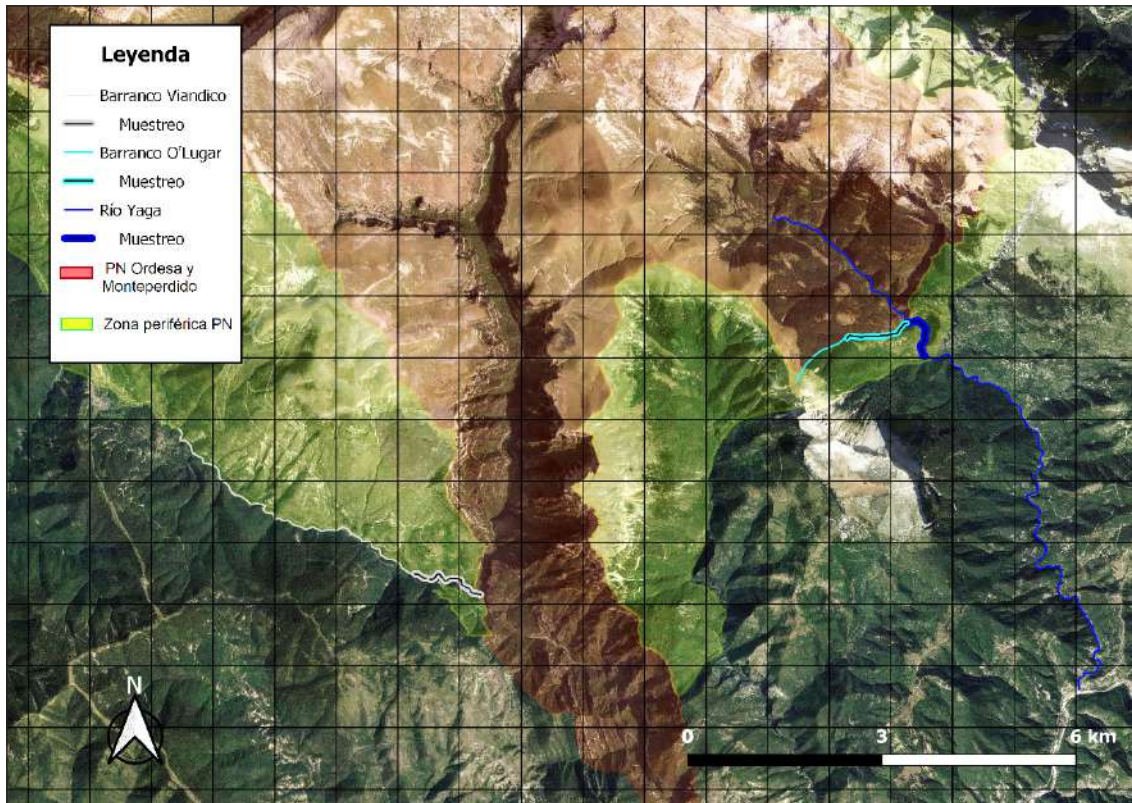


Figura 3. Mapa de la zona de estudio en el que se muestran las tres masas de agua, las líneas negras muestran los tramos en los que se realizó el muestreo. Cuadrícula de 1x1 Km. En rojo se encuentra representado el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y, en verde, su zona periférica de protección. Puede observarse que la margen izquierda del barranco O'Lugar pertenece al Parque Nacional, mientras que el Yaga y Viandico se encuentran en la zona periférica, por lo que se permiten en ellos las actividades acuáticas. Elaborado con QGis

Los tramos de río muestreados se escogieron en función de la de frecuentación (no frecuentados-control y frecuentados) y la facilidad de acceso. Además, se tuvieron en cuenta las características del sustrato, recogiendo la heterogeneidad del tramo en cada réplica, pero escogiendo preferiblemente zonas de gravas y rocas removibles que permitieran el muestreo (Tabla 1).

Tabla 1. Coordenadas y breve descripción de los puntos de muestreo incluidos en el estudio

	Coordenadas	Descripción
O'Lugar (control)	42.596411, 0.124254	Punto situado aguas arriba del puente de la pista forestal de Escuaín. Fina lámina de agua con poca corriente y agua algo turbia dada la acumulación de materia orgánica. No se permite el barranquismo se encuentra dentro del PN.
Yaga (control)	42.593800, 0.133776	Punto situado en la salida del barranco de Escuaín. Sustrato compuesto principalmente por losas de roca madre, gravas y en zonas más tranquilas, algo más de arena. No hay paso de barranquistas, pero sí de bañistas.
Viandico (control)	42.560658, 0.050052	Punto situado aguas abajo del molino de Aso. Tramo con grandes rocas en el cauce y elevada velocidad del agua. Este punto se encuentra entre la salida del barranco deportivo y la confluencia con el Bellós.
Viandico (frecuentado)	42.561906, 0.047139	Punto situado aguas arriba de la cascada de Aso. Cauce más amplio que en el punto control y menor velocidad del agua. Paso frecuente de barranquistas.

2.2. Materiales y métodos

Muestreo y clasificación de macroinvertebrados: Los organismos se recogieron mediante una red surber de superficie conocida (30x50cm). Se realizaron tres réplicas (1 Kick por cada réplica) en cada tramo, con el objetivo de integrar la variabilidad de hábitats del tramo. Las muestras se conservaron inicialmente en etanol al 70% y tras su análisis, los organismos más representativos o de más compleja determinación se conservaron en formaldehído al 4%. Para la clasificación se utilizó la guía de macroinvertebrados creada para su utilización en la cuenca hidrográfica del Ebro (Oscoz *et al.*, 2011) y complementó con otras guías (principalmente Tachet, 2000). La determinación se llevó a cabo con una lupa binocular Leica S9D (Leica Microsystems, Alemania).

Cálculo de índices: Se ha llevado a cabo el cálculo de diversos índices correspondientes a tres tipologías, taxonómicas, de calidad de la masa de agua y funcionales.

- Índices taxonómicos: abundancia, riqueza taxonómica, índice de riqueza de (Margalef, 1951), **diversidad de Shannon-Weaver** (Shannon & Weaver, 1949), el índice de **Simpson** (Simpson, 1949), **equitatividad de Pielou** (Pielou, 1969).
- Índices asociados a la calidad de la masa de agua o al estado ecológico: El índice **IBMWP** (Iberian Biomonitoring Working Party (Alba-Tercedor *et al.*, 2002); índice **IASPT** (Iberian Average Score Per Taxon; Armitage *et al.* 1983). Para

comparar los resultados de estos índices con los estados de referencia de la normativa se utilizó el valor acumulado de número de familias y de IBMWP y no la media de las réplicas, tal como indica el protocolo para su determinación.

- Índices asociados a la funcionalidad de la comunidad: **EPT** (nº taxones Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera); Índice $EPT / (EPT + OCH)$, siendo OCH el número de taxones de odonatos, heterópteros y coleópteros. La ratio $EPT / (EPT + OCH)$ refleja la temporalidad de flujo de corriente, por lo tanto, es un índice adecuado para evaluar la presencia o no de estrés hídrico debido a la cantidad de agua (Sotomayor, 2016). Suele ser un buen indicador de la época de estiaje en los ríos mediterráneos, donde se espera que el valor del índice al final del verano sea menor. **Abundancia de tricópteros:** En los primeros estudios que se realizaron sobre el barranquismo en Guara (Sierra & López-Flores, 2014), se observó que uno de los órdenes más afectados por esta actividad eran los tricópteros, por tratarse de organismos que viven en estuches de gravas o materiales orgánicos anclados a la roca, que una vez movilizados, difícilmente pueden volver a la zona de origen. Su presencia y abundancia puede resultar útil como indicador de perturbación mecánica.

Muestreo y determinación de los pigmentos del perifiton: Las muestras de perifiton se recogieron mediante el rascado de una superficie conocida del substrato rocoso (25 cm²) y se procedió a su extracción y análisis siguiendo los protocolos estándar (Jeffrey *et al.*, 1996; Ramón Margalef, 1983).

Tratamiento estadístico: Se utilizaron diversos test estadísticos ajustados a las características y distribución final de los datos. El tratamiento de datos y tests estadísticos se han llevado a cabo principalmente con el software libre R (R Core Team, 2015) y los paquetes R commander (Fox, 2005).

3. Resultados y discusión

La comunidad bentónica de los barrancos O'Lugar y Viandico en tramos no afectados por las actividades de ocio

El **barranco O'Lugar** es un cauce efímero, con inundación temporal. El primer muestreo se llevó a cabo en junio de 2022, cuando ya apenas quedaba agua corriente, mientras que el segundo muestreo se realizó dos semanas después de un periodo de llu-

vias, en noviembre, la primera inundación del barranco tras el verano. La abundancia, riqueza y el índice IBMWP de la comunidad de macroinvertebrados al inicio de verano fueron superiores a los obtenidos en otoño (Tabla 2). Tras una época de calma, en verano, a pesar de encontrarnos con una situación cercana a la sequía y al estrés hidrológico que supone, la comunidad había podido atravesar varios estadios de sucesión. En cambio, en otoño, justo después de las lluvias, son pocos los taxones que se habían desarrollado, principalmente oportunistas. Aun así, la diversidad fue superior en otoño, por estar los individuos repartidos entre los taxones de forma más equitativa.

En cuanto a la composición de la comunidad, esta fue diferente en los dos momentos muestreados, dominando las familias *Chironomidae* (Diptera), *Leptophlebiidae* (Ephemeroptera) y *Limnephilidae* (tricoptera) en verano y *Baetidae* (Ephemeroptera) y *Nemouridae* (Plecoptera) en otoño.

Tabla 2. Media y desviación estándar de los índices calculados a partir de la comunidad de macroinvertebrados en el barranco O'Lugar, punto control (único). Para los índices de estado ecológico se presenta el valor acumulado de las 3 réplicas. Temporada 2022. Fechas 09/06/22 y 04/11/22.

Fecha	09/06/2022		04/11/2022	
Réplica	X	D.E.	X	D.E.
Abundancia	955	166,27	53	39
Riqueza taxonómica	9,3	3,78	7,3	4,16
Shannon Diversity H'	0,4	0,22	1,1	0,69
Pielou J'	0,2	0,16	0,5	0,13
Simpson Index	0,2	0,12	0,5	0,26
Margalef	1,2	0,53	1,7	0,95
	Acumulado		Acumulado	
IBMWP	82		87	
IASPT	5,1		5,1	

Con el fin de que sirviera como referencia de la comunidad tipo, se tomó muestra en el río Yaga en otoño, tras la desembocadura del barranco O'Lugar, al final de la garganta de Escuaín. Se trata de un punto, dónde los barranquistas ya han salido del cauce, sin embargo, existe frecuentación de senderistas y bañistas durante el verano. Las diferencias

con el barranco O'Lugar son menores de las esperadas, ya que el Yaga es un río permanente (tabla 3). El número de familias es similar entre ambos ríos. Sólo la diversidad y los índices de estado ecológico, pueden considerarse significativamente superiores en el Yaga, que en O'Lugar.

La comunidad en el río Yaga estuvo dominada por las familias *Chironomidae* (Diptera) y *Hydropsychidae* (Trichoptera).

Tabla 3. Media y desviación estándar de los índices calculados a partir de la comunidad de macroinvertebrados en el río Yaga, punto control. Para los índices de estado ecológico se presenta el valor acumulado de las 3 réplicas. Temporada 2022. Fechas 4/11/22

Fecha	4/11/22	
Réplica	X	D.E.
Abundancia	44,33	30,35
Riqueza taxonómica	9,33	1,15
Shannon Diversity H'	1,77	0,07
Pielou J'	0,63	0,03
Simpson Index	0,77	0,03
Margalef	2,33	0,22
	Acumulado	
IBMWP	121	
IASPT	7,1	

El **barranco Viandico** es un río permanente, que a pesar de tener variaciones de caudal no llega a secarse. Esto permite la existencia de una comunidad de macroinvertebrados a lo largo del ciclo anual completo, sin interrupción de las fases de la sucesión. En este caso, la abundancia total de individuos y el IBMWP fueron superiores en la muestra de inicio de verano, el resto de índices fueron muy similares en los dos momentos del año (Tabla 4).

La composición de la comunidad fue diferente en función de la época de muestreo. Dominaron en junio *Simulidae* (Diptera) y los plecópteros, *Leutridae* y *Caeniidae*. Al inicio del otoño, el tricóptero *Rhyacophilidae*, el díptero *Chironomidae* y el coleóptero *Elmidae*, fueron las familias taxonómicas más abundantes.

Tabla 4. Media y desviación estándar de los índices calculados a partir de la comunidad de macroinvertebrados en el barranco Viandico, punto control. Para los índices de estado ecológico se presenta el valor acumulado de las 3 réplicas. Temporada 2022. Fechas 09/06/2022 y 20/09/22

Fecha	09/06/2022		20/09/22	
Réplica	X	D.E.	X	D.E.
Abundancia	739,33	325,94	298,33	217,32
Riqueza taxonómica	14,66	6,11	12,33	3,05
Shannon Diversity H'	1,58	0,59	1,48	0,50
Pielou J'	0,36	0,04	0,37	0,13
Simpson Index	0,67	0,15	0,62	0,17
Margalef	2,14	1,08	2,05	0,41
	Acumulado		Acumulado	
IBMWP	164		130	
IASPT	6,6		5,4	

La diversidad y los índices de equidad y dominancia, mostraron diferencias significativas entre barrancos (Tabla 5), mostrando valores de diversidad superiores en el barranco Viandico y el río Yaga, donde el régimen hidrológico es permanente.

Tabla 5. Test no paramétrico de Kruskal-Wallis para el factor barranco. Solo se muestran los resultados significativos, $p < 0,05$.

		Shannon H'	Pielou J'	Simpson	OCH
Barranco	Chi2	7,435	6,426	9,238	9,57
	<i>p</i>	0,024	0,040	0,002	0,005
	g.l.	2, 14	2, 14	2, 14	2, 14

En la Figura 4 pueden verse los valores de los principales índices calculados para los tres barrancos y las dos épocas del año. Concretamente, la figura 4a muestra un valor de diversidad en el barranco O'Lugar tras la inundación, que se acerca a las muestras del barranco Viandico y el río Yaga. La muestra del barranco O'Lugar de inicio de verano, coincidiendo con el máximo estrés hídrico, obtuvo el menor valor de diversidad. En cuanto al número de familias (figura 4b), este fue algo más bajo en O'Lugar tras las primeras

lluvias de otoño y un poco superior en el barranco Viandico, en ambas fechas, aunque sin llegar a ser estas diferencias significativas (tabla 5).

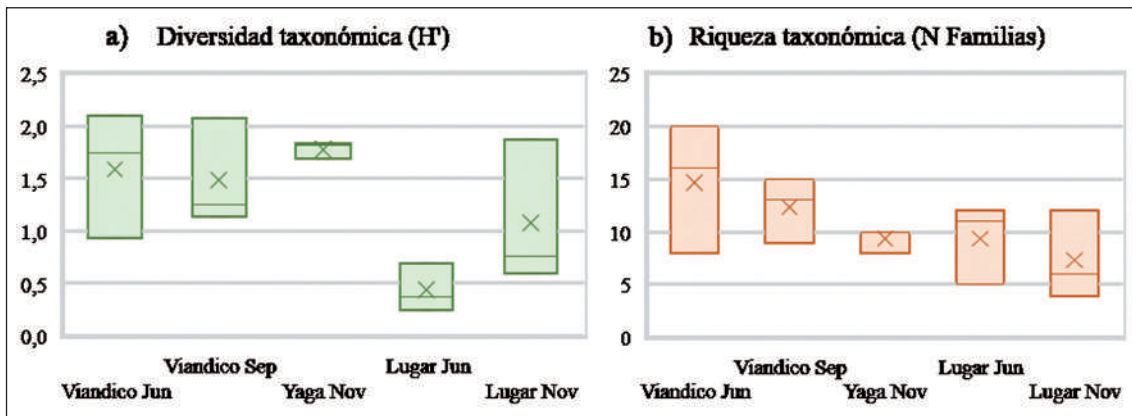


Figura 4. Diversidad taxonómica (a), riqueza de familias (b) de los barrancos muestreados en el tramo control en la temporada 2022.

Todos los tramos fluviales incluidos en este estudio pertenecen a la tipología ríos de alta montaña (R-T27), a excepción del barranco O'Lugar que, al tratarse de un barranco efímero, no puede incluirse en ninguna tipología presente en el Real Decreto 817/2015. Según esta normativa, el valor de referencia para el estado ecológico (IBMWP) de la tipología R-T27 es de 168. La figura 5, muestra el límite entre las categorías de estado ecológico (IBMWP) *muy bueno: bueno* y *bueno: moderado* para la tipología T27. Estos límites son aplicables únicamente al barranco Viandico y al río Yaga. El barranco Viandico en 2022 obtuvo una clasificación de estado ecológico *muy bueno* en junio y *bueno* en septiembre. El río Yaga, igual que el Viandico, en otoño obtuvo la categoría de estado ecológico *bueno*.

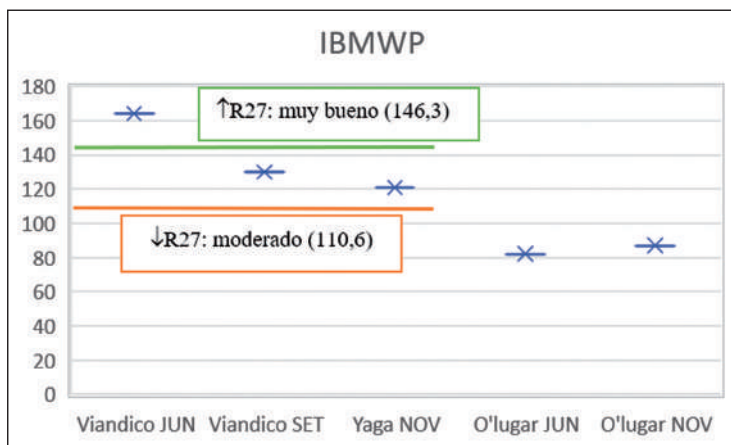


Figura 5. Estado ecológico (IBMWP) de los barrancos muestreados en el tramo control, durante la temporada 2022. Las líneas indican los umbrales de estado ecológico establecidos por el RD 817/2015 para el tipo R-T27.

En el barranco Viandico, los datos previos existentes muestran estado ecológico *muy bueno*, exceptuando años puntuales, como 2014, en que el valor del índice fue de 91, situándose en la categoría de *moderado* para la tipología R-T27 (Lapesa *et al.*, 2014). En cuanto al río Yaga los últimos trabajos publicados, mostraron valores del IBMWP variables entre 130 (2014) y 201 (2019), con una tendencia creciente, y desde 2015 por encima del umbral de la mejor categoría de calidad – 146 (Aranda Peco, 2021; Lapesa *et al.*, 2014; Mellado Pineda, 2022; Valladolid *et al.*, 2015) Aragón.

No existen valores de referencia para el barranco O'Lugar en la normativa, ya que esta no incluye una tipología para ríos efímeros. La DMA (Directiva marco del agua) tiene como objetivo proteger “todas las masas de agua superficial”, pero junto con los arroyos perennes, muchos IRES (ríos intermitentes y arroyos efímeros) se encuentran en cuencas con menor extensión que la tipología de menor tamaño recogida en la DMA (10–100 km²), dejándolos sin reconocimiento legal como “cuerpos de agua”. Estos pequeños sistemas generalmente se excluyen de las redes de biomonitorio, o su estado se clasifica en función de las masas de agua perennes contiguas. Tampoco existen trabajos científicos previos que incluyan este el barranco O'Lugar en sus resultados.

Por otra parte, estudios previos muestran que la riqueza taxonómica de la comunidad acuática en ríos efímeros es cerca de la mitad que en los ríos permanentes (Mathers *et al.*, 2019). En el caso de estudio, la riqueza de O'Lugar y Yaga, temporal y permanente, no difieren más que en 2 o 3 familias, sin embargo, sí que hay mayor diferencia en la diversidad taxonómica. A pesar de su baja riqueza local, comparada con la de los ríos permanentes (Soria *et al.*, 2017), los ríos efímeros albergan especies raras y especialistas que incrementan la diversidad regional de macroinvertebrados (Belmar *et al.*, 2019; Sánchez-Montoya *et al.*, 2020), de vegetación riparia (Bruno *et al.*, 2016) y de vertebrados terrestres (Sánchez-Montoya *et al.*, 2022). Además, tienen mayor contribución a la diversidad alfa y beta, no solo de la comunidad acuática (Stubbington *et al.*, 2017), ya que incluyen a la comunidad terrestre (por ejemplo artrópodos) cuando el cauce está seco (Bruno *et al.*, 2022; Steward *et al.*, 2022).

Evaluación del efecto de las actividades de ocio sobre la comunidad bentónica fluvial

Comunidad de macroinvertebrados

Para estudios de impacto, debe tenerse en cuenta el cambio de las variables ambientales a lo largo del periodo de estiaje, de manera que se pueda separar su efecto del posible efecto de la frecuentación. En el barranco Viandico, se detectaron diferencias en la abundancia de organismos a lo largo de la temporada, siendo esta mayor al inicio del verano (tabla 6).

La comparación entre tratamientos (control/frecuentado) *sólo pudo realizarse en este cañón*, donde el barranquismo está permitido y la frecuentación es suficiente como para mostrar un efecto. No hubo diferencias en los índices taxonómicos que pudieran asociarse a la frecuentación. Sí se observaron diferencias significativas entre el tramo frecuentado y el tramo control del barranco Viandico, en la mayoría de índices funcionales, %EPT, *índice OCH* y la ratio EPT: (EPT+OCH). El índice EPT es la riqueza de taxones de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera. Se trata de los órdenes con el mayor número de familias sensibles a la alteración del hábitat, entre otras cosas porque todos sus miembros son aeropneústicos, es decir que respiran con branquias, por lo que dependen del oxígeno disuelto en agua. El %EPT fue superior en los tramos control frente a los frecuentados. Además, fue muy variable en el tramo control, al final de temporada, mostrando heterogeneidad, mientras que, en el tramo frecuentado, mostró mayor homogeneidad entre las réplicas. La homogenización de la diversidad funcional y taxonómica de la comunidad betónica es una de las consecuencias de la perturbación asociada al pisoteo del barranquismo detectadas en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (López-Flores *et al.*, 2021).

Tabla 6. Test no paramétrico de Kruskal-Wallis para los factores, temporada (inicio: fin), tratamiento (frecuentado: control) y la interacción entre ambos en el barranco Viandico. Se han sombreado en gris los resultados significativos, $p < 0,05$.

		Abundancia	%EPT	OCH	RATIO EPT/OCH
Temporada	Chi ²	4,33	0,64	0,52	0,64
	<i>p</i>	0,04	0,42	0,45	0,42
	g.l.	1,10	1,10	1,10	1,10
Frecuentación	Chi ²	2,08	4,33	6,56	6,56
	<i>p</i>	0,15	0,04	0,01	0,01
	g.l.	1,10	1,10	1,10	1,10
Interacción	Chi ²	6,44	7,08	8,36	8,24
	<i>p</i>	0,09	0,07	0,04	0,04
	g.l.	1,10	1,10	1,10	1,10

Las familias incluidas en el índice EPT son propias de aguas fría y sistemas lóticos, mientras que las incluidas en el OCH (órdenes Odonata, Coleoptera y Hemiptera) son de aguas cálidas y sistemas lénticos (Bonada *et al.*, 2006). Así, la combinación de ambos tipos en el índice EPT/(EPT+OCH) relaciona el anteriormente comentado índice EPT con la riqueza de organismos OCH. Se espera que este índice disminuya a lo largo del verano.

Los organismos OCH se asocian en la bibliografía a temporadas de estiaje y cursos semi-permanentes ya que se trata de ramoneadores (coleópteros) y depredadores (odonatos y hemípteros), estrategias tróficas favorecidas por la acumulación de biomasa de productores primarios y secundarios, respectivamente, propia del final del verano y las pozas que se aíslan antes de la desecación. Se esperaría entonces, para un ecosistema fluvial mediterráneo en época de estiaje, que los organismos del grupo OCH, depredadores y ramoneadores, aumentasen su importancia en la comunidad (Bonada *et al.*, 2007). En la figura 6 se representa el índice $EPT/(EPT+OCH)$ en el barranco Viandico la temporada 2022. La ratio fue superior en los tramos control frente a los frecuentados ($\text{Chi}^2: 6,564; p: 0,009876$).

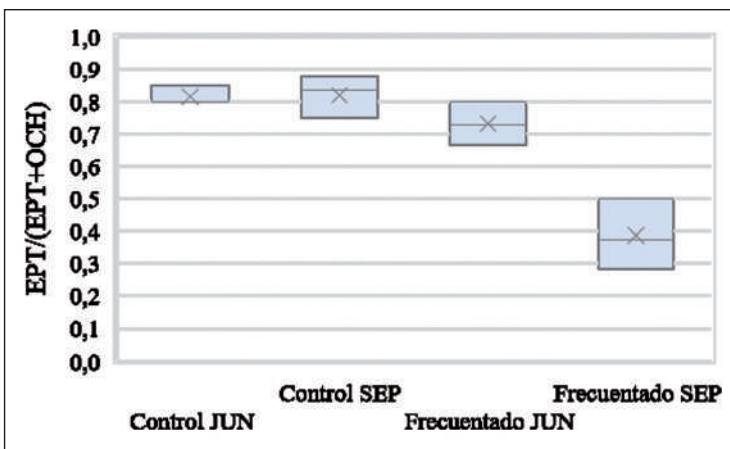


Figura 6. Índice EPT/ $EPT+OCH$ (riqueza relativa de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en función de los órdenes Odonata, Coleoptera y Heteroptera) en el barranco Viandico la temporada 2022.

El índice IBMWP disminuyó en verano tanto en el tramo control, como en el tramo frecuentado. Sin embargo, siendo el punto de partida (junio) más bajo, al final de la temporada, el estado ecológico del tramo frecuentado del Viandico se situó justo en el umbral entre el estado bueno y moderado. En el tramo control, la comunidad parte de un estado muy bueno al inicio de verano, así que, a pesar de darse una disminución similar y descender una categoría, al final de temporada el estado sigue siendo bueno.

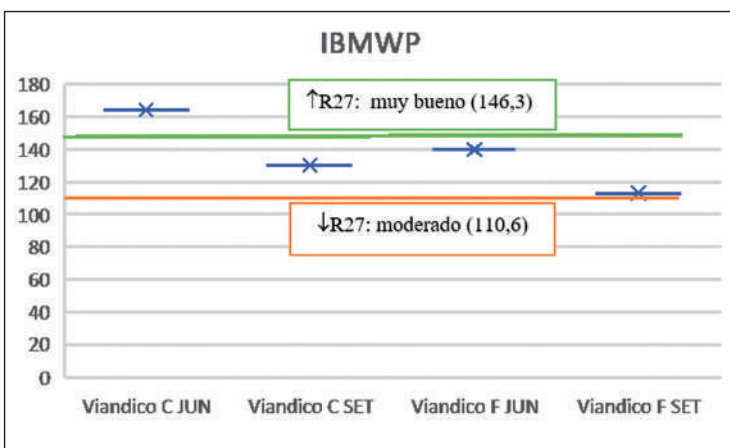


Figura 7. Estado ecológico (IBMWP) del barranco Viandico, comparación entre tramo control (C) y frecuentado (F), en dos momentos de la temporada 2022. Las líneas indican los umbrales de estado establecidos por el RD 817/2015 para el tipo R-T27.

Estudios previos (López-Flores *et al.*, *in prep*; Pérez & López-Flores, 2019; Sierra Gros & López-Flores, 2013) mostraron como la afectación de la comunidad bentónica por el barranquismo no guardaba una relación lineal con el grado de frecuentación, ya que otros factores como la profundidad y caudal Bankfull del barranco pueden tener influencia sobre la afectación y vulnerabilidad de la comunidad ante diferentes niveles de frecuentación. Resulta imprescindible, entonces, ampliar temporal y espacialmente el monitoreo de barrancos, de manera que se cuente con información sobre las diferentes tipologías hidrológicas y su particular respuesta vulnerabilidad al pisoteo ejercido durante las actividades de ocio.

Por otra parte, la evidencia reciente sugiere que los índices utilizados en el biomonitoreo rutinario de los ríos pueden confundirse con el estrés por sequía que se produce en los ríos efímeros, lo que brinda resultados engañosos (Crabot *et al.*, 2021; Munne *et al.*, 2021; Soria *et al.*, 2020). Esto ocurre porque estas herramientas de biomonitoreo se basan en indicadores sensibles a la contaminación, que se pierden con los gradientes de secado. De manera similar, en nuestro estudio, la mayoría de los taxones sensibles al secado y parcialmente tolerantes eran taxones sensibles a la contaminación de acuerdo con sus altas puntuaciones IBMWP. Por lo tanto, nuestros resultados resaltan la utilidad de caracterizar los nichos de secado para comprender qué taxones deben usarse en las diferentes porciones del gradiente de secado.

Biomasa de perifiton

Los cambios en la biomasa de perifiton, medidos como concentración de clorofila *a*, pueden deberse a una perturbación física sobre el lecho del río, como es el pisoteo, pero también a cuestiones naturales, asociadas a la evolución del periodo de estiaje en los barrancos. Por eso, cuando ha sido posible, se han tomado muestras al inicio y al final de la temporada, en tramos control y también en tramos frecuentados por barranquistas. De esta manera puede diferenciarse el efecto debido a procesos naturales y a procesos antrópicos asociados al pisoteo del sustrato. Se analizaron las diferencias temporales (a lo largo del periodo de verano) para el Viandico, el Yaga y O'Lugar en 2022 (Figura 8).

A excepción del barranco Viandico, en el resto de los barrancos las muestras se tomaron para un único tratamiento, control, igual que en el caso de los macroinvertebrados.

Se apreciaron diferencias significativas entre la concentración de clorofila de los diferentes barrancos, siendo menor en el barranco O'Lugar que en el Viandico ($F: 4,42$; $g.l: 2, 14$; $p: 0,027$). Además, en el barranco Viandico, la concentración de clorofila fue

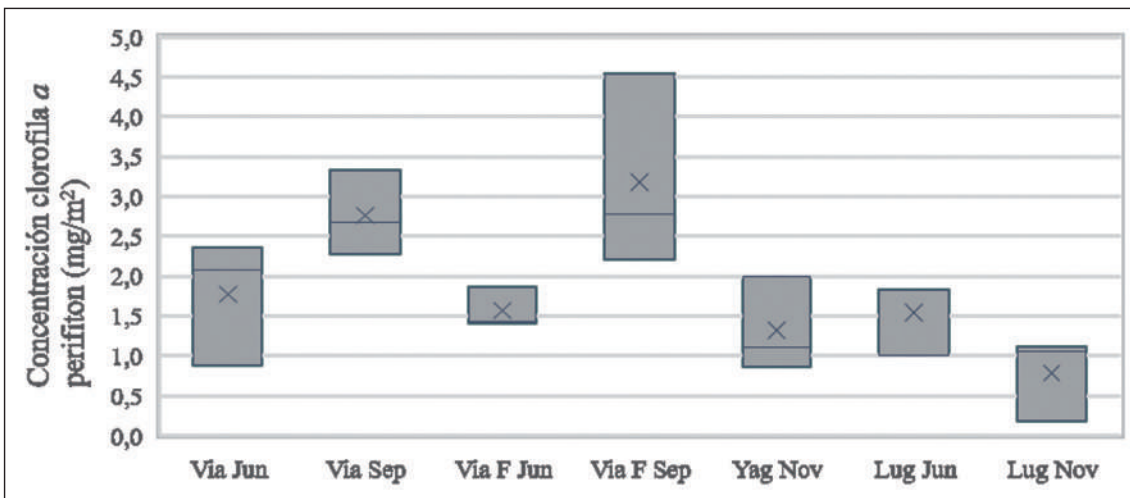


Figura 8. Concentración de clorofila *a* (mg/m²) del perifiton en los barrancos de Ordesa en la temporada 2022. Se encontraron diferencias significativas para el factor temporada en el barranco Viandico, el río Yaga y el barranco O'Lugar y. C: Control; F: frecuentado

mayor al final del verano (F: 9,86; g.l: 1, 10; p: 0,01). No se encontró diferencia en la concentración de clorofila entre las zonas frecuentadas y las zonas control del barranco Viandico (tabla 7).

Tabla 7. Test ANOVA de dos factores para la variable concentración de clorofila para el barranco Viandico. Los factores fueron temporada (inicio:final), tratamiento (frecuentado: control) y la interacción de ambos.

		CHLA
Temporada	F	9,86
	<i>p</i>	0,01
	g.l.	1, 10
Tratamiento	F	0,03
	<i>p</i>	0,85
	g.l.	1, 10
Interacción	F	0,49
	<i>p</i>	0,50
	g.l.	1, 10

La concentración de clorofila en los tres ríos estudiados fue siempre baja, incluso en verano, manteniéndose dentro de la categoría de la oligotrofia (Dodds *et al.*, 2017). Los cambios que se producen en la concentración de clorofila del perifiton fluvial a lo largo

del año son importantes, siendo mayores habitualmente en verano, cuando la actividad fotosintética es más importante. En este caso, en el barranco Viandico, las variaciones ambientales y biológicas de la comunidad a lo largo del verano fueron más importantes que las derivadas de la perturbación del lecho por el pisoteo.

4. Conclusiones

La comunidad bentónica de los barrancos del PN de Ordesa y Monte Perdido varió a lo largo de la temporada de verano. Los taxones dominantes fueron en O'Lugar *Chironomidae* y *Baetidae*; y *Simulidae* y *Rhyacophilidae* en Viandico.

En el barranco O'Lugar, efímero, los índices descriptores de la comunidad acuática tuvieron resultados más bajos que en los otros ríos analizados. No se determinaron índices de fauna terrestre durante la temporada seca. La diversidad aumentó tras la inundación de otoño, respecto al inicio de verano, acercándose al valor del río Yaga.

No fue posible la determinación del estado ecológico del barranco O'Lugar, por ser inexistente el estado de referencia en la normativa (RD 817/2015) para los cauces efímeros.

En el barranco Viandico, permanente, la diversidad y número de especies fueron los mayores, mientras que el estado ecológico se situó entre las categorías *bueno* y *muy bueno*.

Solo se pudo analizar el efecto de la frecuentación en el Viandico, donde el barranquismo está permitido y se produce en una frecuencia suficiente para su estudio. No se detectó efecto de la frecuentación en los índices taxonómicos, sin embargo, sí se observó su efecto en los índices funcionales determinados y en el índice de estado ecológico IBMWP.

En el tramo del barranco Viandico afectado por la frecuentación, la comunidad reflejó un mayor efecto del estiaje, mostrado como mayor proporción de organismos OCH (Odonatos, Coleópteros y Heterópteros). Esto no se produjo en el tramo control, por lo que no puede asociarse únicamente al avance del verano.

El estado ecológico del barranco Viandico en el tramo frecuentado fue inferior al del tramo control, tanto al principio como al final de la temporada, situándose al final de esta en el umbral la categoría inferior, estado *moderado*.

Los barrancos estudiados resultaron ser oligotróficos y las variaciones de la concentración de clorofila se relacionaron principalmente con el avance de la temporada de verano.

Este estudio deja al descubierto la necesidad de aproximaciones novedosas, que contemplen la comunidad terrestre de los ríos efímeros, para recoger tanto la biodiversidad completa del barranco O'Lugar, como los posibles impactos asociados a las actividades de ocio que este pueda sufrir en la época seca. La aproximación actual, basada únicamente en la comunidad acuática, deja una imagen parcial de la diversidad real y de la vulnerabilidad de este barranco.

A pesar de que este estudio permite extraer algunas conclusiones preliminares, es necesario un estudio más amplio que incluya la variabilidad espacial y temporal, propia de los ecosistemas fluviales del PN de Ordesa y Monte Perdido, con el fin de determinar la vulnerabilidad propia de cada barranco frente a la frecuentación.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el contexto del contrato: *Estudio de la calidad de los ecosistemas acuáticos en relación con la práctica de actividades de uso público* RB14042.

Los autores quieren agradecer a Francisco Villasespa y Elena Villagrasa en interés mostrado en esta línea de investigación, así como las facilidades para acceder a las zonas protegidas durante los muestreos. Además, durante los trabajos de campo, la organización del muestreo y las aproximaciones a los puntos de muestreo, fue imprescindible la ayuda de Fernando Carmena y María Bardají.

También en el campo, y posteriormente en el laboratorio, agradecemos a los alumnos de Ciencias Ambientales de la Escuela Politécnica Superior, Marta Cebrián y Jorge Sanz su ayuda en las campañas de muestreo y en el procesado de las muestras. Finalmente, agradecer a Ena Dack, su asistencia con la búsqueda de información.

Referencias

ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., BONADA I CAPPARRÓS, N., CASAS, J., MELLADO, A., ORTEGA, M., PARDO, I., PRAT I FORNELLS, N., RIERADEVALL I SANT, M., ROBLES, S., SÁINZ-CANTERO, C., SÁNCHEZ-ORTEGA, A., SUÁREZ, M. L., VIDAL-ABARCA GUTIÉRREZ, M. R., VIVAS, S. y ZAMORA-MUÑOZ, C. (2002), «Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos

- ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP')». *Limnetica*, 21(3-4), 175-185. <http://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/32903>
- ARANDA PECO, D. (2021), *Estudio del estado ecológico del río Bellós (PN. Ordesa y Monte Perdido, verano de 2015 y 2019) mediante indicadores de macroinvertebrados*. Universidad de Alcalá de Henares.
- ARMITAGE, P. D., MOSS, D., WRIGHT, J. F. y FURSE, M. T. (1983), «The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites». *Water Research*, 17(3), 333-347. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)
- BELMAR, O., BRUNO, D., GUARESCHI, S., MELLADO-DÍAZ, A., MILLÁN, A. y VELASCO, J. (2019), «Functional responses of aquatic macroinvertebrates to flow regulation are shaped by natural flow intermittence in Mediterranean streams». *Freshwater Biology*, 64(5), 1064-1077. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/fwb.13289>
- BONADA, N., RIERADEVALL, M. y PRAT, N. (2007), «Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network». *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0723-5>
- BONADA, N., RIERADEVALL, M., PRAT, N. y RESH, V. H. (2006), «Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California». *Journal of the North American Benthological Society*. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[32:BMAAMC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[32:BMAAMC]2.0.CO;2)
- BRUNO, D., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., VELASCO, J. y SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D. (2016), «Functional redundancy as a tool for bioassessment: A test using riparian vegetation». *Science of The Total Environment*, 566-567, 1268-1276. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.186>
- BRUNO, D., HERMOSO, V., SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M., BELMAR, O., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C. y CAÑEDO-ARGÜELLES, M. (2022), «Ecological relevance of non-perennial rivers for the conservation of terrestrial and aquatic communities». *Conservation Biology*, 36(6). <https://doi.org/10.1111/cobi.13982>
- CRABOT, J., MONDY, C. P., USSEGLIO-POLATERA, P., FRITZ, K. M., WOOD, P. J., GREENWOOD, M. J., BOGAN, M. T., MEYER, E. I. y DATRY, T. (2021), «A global perspective on the functional responses of stream communities to flow intermittence». *Ecography*, 44(10), 1511–1523. <https://doi.org/10.1111/ecog.05697>
- DODDS, W. K., SMITH, V. H., DODDS, W. K. y SMITH, V. H. (2017), *Nitrogen , phosphorus and eutrophication in streams*. 2041(April). <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- FOX, J. (2005), The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R. *Journal of Statistical Software*, 14(9), 1-42. <https://doi.org/10.1234/12345678>

- GUARESCHI, S., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., PICAZO, F., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., ABELLÁN, P., VELASCO, J. y MILLÁN, A. (2012), «Aquatic macroinvertebrate biodiversity: patterns and surrogates in mountainous Spanish national parks». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(5), 598-615. <https://doi.org/10.1002/aqc.2256>
- JEFFREY, S. W., MANTOURA, R. F. C. y WRIGHT, S. W. (1996), *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods* (S. W. Jeffrey, R. F. C. Mantoura, & S. W. Wright (eds.)). UNESCO.
- LAPESA, S., GINÉS, E. y VILLAGRASA, E. (2014), *Seguimiento de las poblaciones de trucha (Salmo trutta) y de la calidad de las aguas mediante la caracterización de la comunidad de macroinvertebrados en los cursos fluviales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*.
- LÓPEZ-FLORES, R., MOTA-ECHEANDÍA, D. y GASPAR-GIRÓN, M. (n.d.), *Efecto simplificador del barranquismo sobre la comunidad bentónica: drivers determinantes de la vulnerabilidad (título provisional)*.
- LÓPEZ-FLORES, R., MOTA-ECHEANDÍA, D. y GASPAR GIRÓN, M. (2021), *Caracterización Ecológica de los barrancos del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara. HB12028*.
- Real Decreto 817/2015 , de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, BOE 11 septiembre 80582 (2015). http://noticias.juridicas.com/base_datos/Anterior/r0-559060-rd-817-2015-de-11-sep-establecen-los-criterios-de-seguimiento-y-evaluacion.html#anexo3
- MARGALEF, R. (1951), Diversidad de especies en las comunidades naturales». En *Publicación del Instituto Biología Aplicada* (Vol. 9, pp. 5-27).
- MARGALEF, R. (1983), *Limnología*. Omega, S.A.
- MATHERS, K. L., STUBBINGTON, R., LEEMING, D., WESTWOOD, C. y ENGLAND, J. (2019), «Structural and functional responses of macroinvertebrate assemblages to long-term flow variability at perennial and nonperennial sites». *Ecohydrology*, 12(6). <https://doi.org/10.1002/eco.2112>
- MELLADO PINEDA, A. (2022), *Estudio del estado ecológico del río Yaga (P.N. Ordesa y Monte Perdido, verano de 2019) mediante índices de macroinvertebrados*. Universidad Complutense de Madrid.
- MUNNE, A., BONADA, N., CID, N., GALLART, F., SOLA, C., BARDINA, M., ROVIRA, A., SIERRA, C., SORIA, M., FORTUNO, P., LLORENS, P., LATRON, J., ESTRELA, T., FIDALGO, A., SERRANO, I., JIMENEZ, S., VEGA, R. y PRAT, N. (2021), «A proposal to classify and assess ecological status in mediterranean temporary rivers: Research insights

to solve management needs». *Water (Switzerland)*, 13(6), 1-20. <https://doi.org/10.3390/w13060767>

OSCOZ, J., GALICIA, D. y MIRANDA, R. (2011). *Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain*. Springer Science & Business Media. <https://books.google.com/books?id=-mm5rt6IRxwC&pgis=1>

PÉREZ, M. L. y LÓPEZ-FLORES, R. (2019). *Evaluación del impacto del barranquismo y la resiliencia de las comunidades acuáticas del barranco de la Peonera en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara*, redactado por Lucas Mallada.

PIELOU, E. C. (1969), *An Introduction to Mathematical Ecology* (John Wiley).

QUINTANA, M. (2020), Estado ecológico de los ríos de cabecera en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. In *VI Jornada de investigación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, 2020* (pp. 25–33). <https://jolube.wordpress.com/2021/09/23/vi-jornada-de-investigacion-parque-nacional-de-ordesa-y-monte-perdido/>

R CORE TEAM (2015), «R Project». En *R Foundation for Statistical Computing* (Issue 3.2.3). <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74686-7>

SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M., GÓMEZ, R., CALVO, J. F., BARTONIČKA, T., DATRY, T. y PARIL, P. (2022), «Ecological values of intermittent rivers for terrestrial vertebrate fauna». *Science of The Total Environment*, 806, 151308. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151308>

SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M., TOCKNER, K., VON SCHILLER, D., MIÑANO, J., CATARINEU, C., LENCINA, J. L., G. BARBERÁ, G. y RUHI, A. (2020), Dynamics of ground-dwelling arthropod metacommunities in intermittent streams: The key role of dry riverbeds». *Biological Conservation*, 241, 108328. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108328>

SHANNON, C. E. y WEAVER, W. (1949), «The Mathematical Theory of Communication». En *The Mathematical Theory of Communication* (Vol. 27, Issue 4). University of Illinois Press. <https://doi.org/10.2307/3611062>

SIERRA GROS, J. y LÓPEZ-FLORES, R. (2013), *Efecto del barranquismo sobre los macroinvertebrados acuáticos y su recuperación en el río Formiga (Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara, Huesca)*.

SIERRA, J. y LÓPEZ-FLORES, R. (2014). Efectos del barranquismo sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el río Formiga (Sierra de Guara, Huesca). *Lucas Mallada*, 15, 161–190. http://www.iea.es/_docum/lucasmallada15.pdf

SIMPSON, E. H. (1949), «Measurement of Diversity». *Nature*, 163(1946), 688.

SORIA, M., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., BONADA, N., ACOSTA, R., RODRÍGUEZ-LOZANO, P., FORTUÑO, P., BURGAZZI, G., VINYOLES, D., GALLART, F., LATRON, J., LLORENS, P., PRAT, N. y CID, N. (2020), «Natural disturbances can produce mislea-

- ding bioassessment results: Identifying metrics to detect anthropogenic impacts in intermittent rivers». *Journal of Applied Ecology*, 57(2), 283-295. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13538>
- SORIA, M., LEIGH, C., DATRY, T., BINI, L. M. y BONADA, N. (2017), «Biodiversity in perennial and intermittent rivers: a meta-analysis». *Oikos*, 126(8), 1078-1089. <https://doi.org/10.1111/oik.04118>
- STEWART, A. L., DATRY, T. y LANGHANS, S. D. (2022), «The terrestrial and semi-aquatic invertebrates of intermittent rivers and ephemeral streams». *Biological Reviews*, 97(4), 1408-1425. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/brv.12848>
- STUBBINGTON, R., ENGLAND, J., WOOD, P. J. y SEFTON, C. E. M. (2017), «Temporary streams in temperate zones: recognizing, monitoring and restoring transitional aquatic-terrestrial ecosystems». *WIREs Water*, 4(4), e1223. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/wat2.1223>
- TACHET, H. (2000), *Invertébrés d'eau douce* (H. Tachet (ed.). Editions du CNRS. http://levieux-moucheur.free.fr/Textes/Textes_notes_de_lecture/Z-Notes/tachet_invertebres_d'eau_douce.htm
- TORRALBA-BURRIAL, A. y OCHARAN, F. J. (2002), «Valoración preliminar del estado ecológico de los ríos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca) según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos». *Sobrarbe*, 8, 127-161. https://www.researchgate.net/publication/260706405_Valoracion_preliminar_del_estado_ecologico_de_los_rios_del_Parque_Nacional_de_Ordesa_y_Monte_Perdido_Huesca_segun_sus_comunidades_de_macroinvertebrados_bentonicos
- VALLADOLID, M., ARAUZO, M. y JIMÉNEZ, L. (2015), «Estado ecológico de los ríos incluidos dentro del parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Cuenca del Ebro, Aragón), mediante indicadores de macroinvertebrados». *Pirineos*, 170, e009. <https://doi.org/10.3989/Pirineos.2015.170002>



7. Estudios actualísticos de quebrantahuesos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su aplicación a la arqueología

Montserrat Sanz Borrás

Grup de Recerca del Quaternari (SERP).
Departament d'Història i Arqueologia
Facultat de Geografia i Història. Universitat de Barcelona
montsesanzborras@ub.edu

Joan Daura Luján

Grup de Recerca del Quaternari (SERP).
Departament d'Història i Arqueologia
Facultat de Geografia i Història. Universitat de Barcelona
jdaura_lujan@ub.edu

Introducción

El quebrantahuesos (*Gypsaetus barbatus*) es un ave necrófaga que consume básicamente huesos. Sus adaptaciones fisiológicas y capacidades digestivas, como un esófago flexible y una baja acidez estomacal, le permite tragar y digerir huesos de grandes mamíferos de hasta 30 cm de longitud (Brown y Plug, 1990). Es la única especie animal con una dieta basada en huesos, que representan entre el 70 y 90% de lo que consume (Hirraldo et al., 1979). Tal y como indica su nombre, deja caer los huesos largos o los huesos articulados para que se rompan o desarticulen y así poder tragarlos. Además, en época de cría transportan huesos a los nidos, que generalmente se ubican en repisas y cavidades localizadas en paredes rocosas verticales, zonas frecuentadas también por los grupos humanos de cazadores-recolectores del Paleolítico.

En la Península Ibérica se han identificado restos óseos de esta especie en yacimientos como Quibas (Murcia), la cueva de Gorham (Gibraltar), la cueva de Caldeirão (Portugal) y Santa Catalina (Bizkaia) (Davis et al., 2007; Elorza, 2014; Montoya et al., 2001; Sánchez-Marco, 2018). Sin embargo, pocas veces en el registro europeo se han documentado los huesos transportados a sus nidos. Son ejemplo las cuevas de El Mirón (Cantabria) (Marín Arroyo et al., 2009), Mavro Mouri (Creta) (Robert y Reumer, 2009), Luri-Grítulo (Córcega)

(Robert y Vigne, 2002b), Noisetier (Francia) (Costamagno et al., 2008), posiblemente también podría ser agente acumulador en Caldeirão (Portugal) (Davis et al., 2007), y, recientemente se ha identificado en el Abrigo de Lagar Velho (Portugal) (Sanz et al., 2023).

El quebrantahuesos comparte tres características con los grupos humanos prehistóricos. En primer lugar, suele alimentarse habitualmente de ungulados de tamaño mediano, como el ciervo; segundo, acumula huesos; y tercero, vive en cavidades y repisas localizadas en paredes verticales así como en cuevas y abrigos rocosos. A pesar de su evidente capacidad para acumular restos óseos en yacimientos arqueológicos que también han sido ocupados por los grupos humanos, poco se sabe sobre su actividad en el pasado (Marín-Arroyo y Margalida, 2012; Robert y Vigne, 2002a). Uno de los rasgos más destacados y que son resultado de la actividad que dejan estas aves en los huesos son las características marcas de digestión que se observan en los huesos regurgitados. Su estómago produce ácido clorhídrico casi puro, lo que asegura que la mayor parte de huesos consumidos se digieran por completo (Houston y Copley, 1994). Los minerales óseos, fundamentalmente fósforo y calcio (Margalida et al., 2020) evacuados en las heces, generan excrementos blanquecinos, duros y secos, denominados por la biología como “tizas”.

Los excrementos contienen información útil para la biología, ya que permite monitorear poblaciones de animales y evaluar su salud, dieta, reproducción y otros factores utilizando técnicas no invasivas. Sin embargo, los coprolitos (excrementos fósiles) encontrados en conjuntos arqueológicos han atraído relativamente poca atención. El objetivo de este estudio ha sido identificar, describir en detalle y caracterizar los excrementos actuales de quebrantahuesos del Pirineo Aragonés (Huesca) tanto de las poblaciones del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) como de los excrementos de las crías del Centro de Cría del Quebrantahuesos en Aislamiento Humano (CRIA) ubicado en Pastriz (Zaragoza) para poder aplicarlo al pasado.

Materiales y métodos

Las heces de quebrantahuesos estudiadas fueron recogidas principalmente en nidos y comederos de aves necrófagas por Agentes de Protección de la Naturaleza (APN), personal del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Gobierno de Aragón) y Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ) así como por parte de los dos autores a lo largo de dos visitas al comedero de Escuaín (PNOMP) (Figura 1). Además, la FCQ proporcionó muestras de excrementos de crías procedentes del Centro de Cría del Quebrantahuesos en Aislamiento Humano (CRIA). Para el presente estudio se seleccionó un total de 100 especímenes.

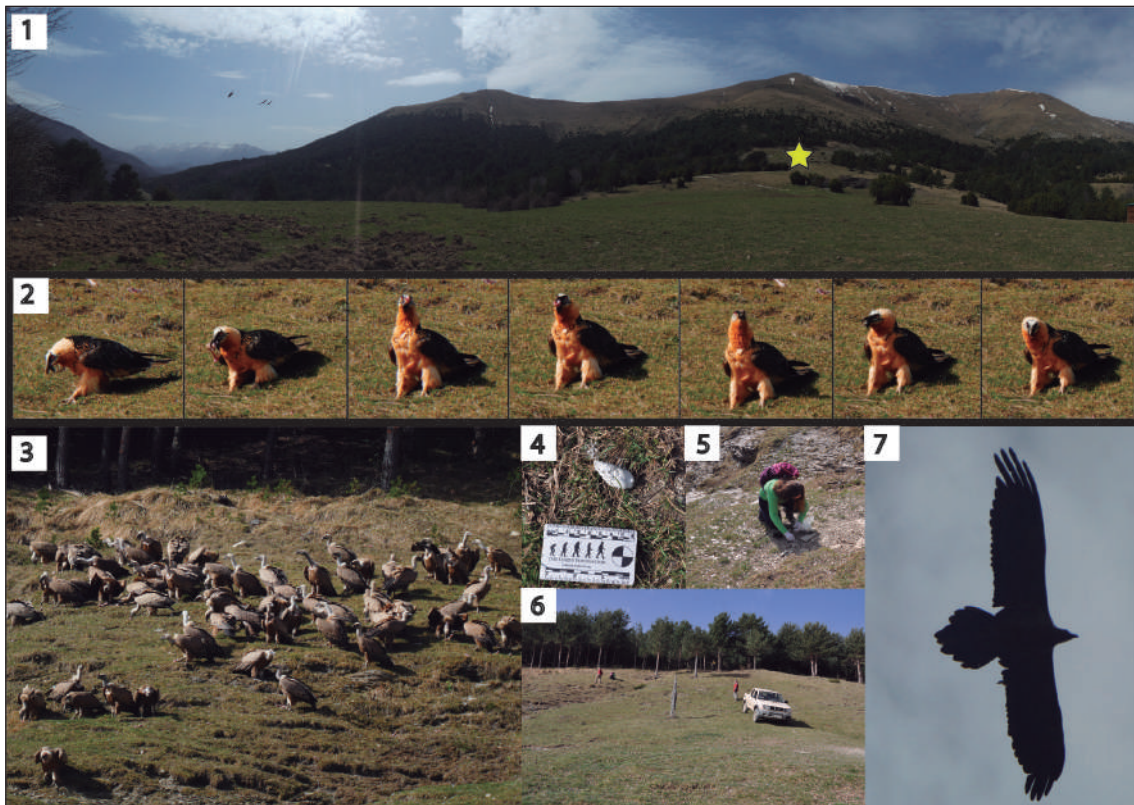


Figura 1. Punto de alimentación suplementaria en el sector de Escuaín (PNOMP). 1. Situación del comedero. 2. Secuencia que muestra un quebrantahuesos tragando un hueso largo de oveja. 3. Buitres leonados (*Gyps fulvus*) en el comedero. 4. Excremento de quebrantahuesos. 5. Recogida de heces para el presente estudio. 6. Vista del comedero antes de distribuir los huesos. 7. Silueta de un quebrantahuesos.

Las heces se analizaron macroscópicamente adaptando el método estandarizado (Jouy-Avantin et al., 2003; Sanz et al., 2016). Los especímenes muy fragmentados e informes se descartaron. Los análisis se centraron en describir y contabilizar los siguientes atributos: (1) estado de conservación (completo o fragmentario); (2) morfología (cilíndrico o tubular, esférico o globular, cónico, tubérculo e indeterminado); (3) forma de las extremidades (redondas, puntiagudas, planas/cóncavas); (4) textura interna (desmenuzable, porosa, espiral interna e indeterminada), incluida la dureza (friable o dura); (5) morfometría (longitud y diámetro máximos en ejemplares bien conservados) y (6) contenido óseo. Para los análisis de contenido óseo, se examinó la superficie exterior (externa) así como las secciones de heces fragmentadas para identificar posibles inclusiones. El diámetro de las heces es un dato relevante para distinguir los diferentes agentes, por lo que esta medida se ha empleado en el presente estudio. Para comparar los datos obtenidos con los ya publicados se utilizó el software PAST 4.06b (Hammer et al., 2001).

La composición mineralógica y elemental de cinco heces seleccionadas se analizó en los Centres Científics i Tecnològics de la Universitat de Barcelona (CCiTUB) mediante difractómetro de rayos X (XRD) para determinar su mineralogía. Para los análisis, se molió una cantidad representativa de cada muestra utilizando un mortero de ágata y se prepararon y colocaron en porta muestras estándar. Dado que se analizaron muestras actuales, las heces presentaban materiales amorfos (incluida la materia orgánica) que no producen patrones de difracción ya que no tienen una estructura cristalina. Por este motivo también se realizaron análisis elementales con el objetivo de determinar el calcio (Ca) y el fósforo (P) mediante Espectroscopía de Emisión Atómica con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-OES), capaz de determinar y cuantificar la mayoría de los elementos de la tabla periódica.

Resultados

Los excrementos de quebrantahuesos presentan una forma cilíndrica (N = 100), con tres ejemplares que presentan una morfología globular, con extremidades redondas (N = 44) y puntiagudas (N = 53), y solo unos pocos presentan extremidades planas (N = 3). Su textura interna es porosa (N = 96) y masiva (N = 7), y todas presentan una consistencia dura. Los segmentos simples son los más abundantes en el conjunto, con poca evidencia de división. No se observan huesos en las superficies externas de las heces. Los excrementos presentan un color blanco grisáceo (Figura 2).

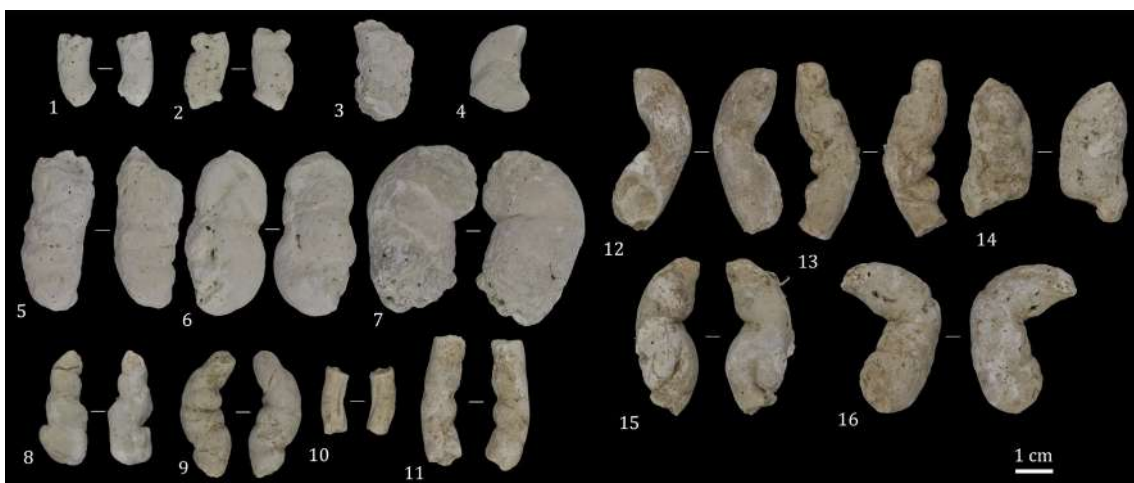


Figura 2. Excrementos actuales de quebrantahuesos. 1-7. Excrementos de adultos. 8-16. Excrementos de crías (entre 40 y 100 días de vida) del CRIAH (figura modificada a partir de Sanz *et al.*, 2023).

Las medidas máximas de longitud y diámetro de los excrementos presentan un diámetro medio de 17,4 mm para los adultos y un diámetro medio de 12,7 mm para las crías (Sanz *et al.*, 2023) (Figura 3). Se observa cierto solapamiento con las medidas de las heces de zorro (*Vulpes vulpes*, diámetro medio de 14 mm), pero se distinguen claramente de los de la hiena (*Crocuta crocuta*), de lince ibérico (*Lynx pardinus*, diámetro medio de 21,8 mm), de lobo (*Canis lupus lupus*, diámetro medio de 19,7 mm) y de grandes felinos, como puma (*Puma concolor*) y jaguar (*Panthera onca*) (Sanz *et al.*, 2016, 2023) (Figura 3).

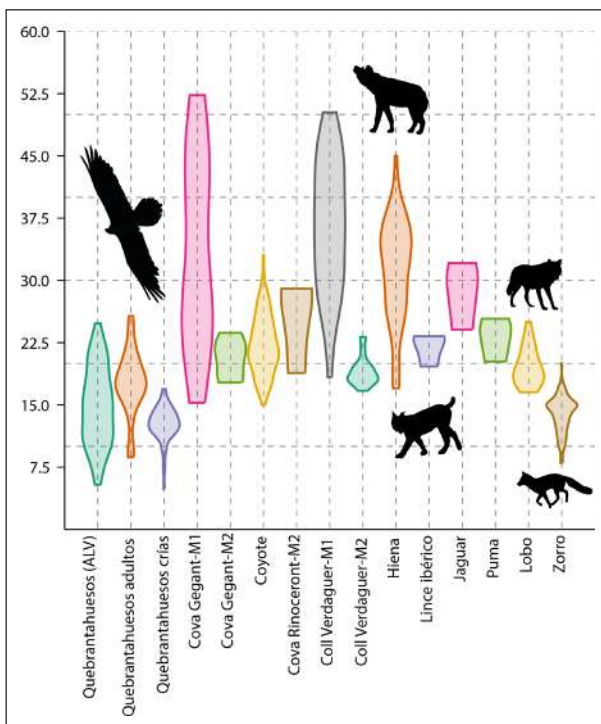


Figura 3. Gráfico de violín del diámetro (en milímetros) de heces de quebrantahuesos (adultos y crías) en comparación con heces de otros agentes y coprolitos de diferentes yacimientos arqueológicos (ALV: Abrigo de Lagar Velho). El morfotipo 1 (M1) se refiere a hienas y el morfotipo 2 (M2) a otros carnívoros (no hiénidos) (Sanz *et al.*, 2016, 2023).

Los resultados de la composición mineralógica de los cinco excrementos analizados presentan unos datos muy similares (Figura 4). Los resultados apuntan a un mayor número de fases amorfas, que pueden estar relacionadas con la presencia de materiales orgánicos o fosfatos de calcio amorfos. No obstante, se identificaron picos agudos de calcita en los cinco difractogramas. Sólo se identificó cuarzo (SiO_2) en dos muestras y vaterita (CaCO_3) en una de ellas. La vaterita es un polimorfo altamente inestable de carbonato de calcio que frecuentemente revierte a otras formas más estables como la calcita. Sin embargo, los cristales de vaterita parecen ser producidos por algunas especies del género *Saxifraga*, plantas alpinas que también pueden encontrarse en los Pirineos, por lo tanto, en la zona en la que se recogieron las muestras. Los análisis elementales de calcio (Ca) y fósforo (P) realizados muestran un contenido de calcio superior al 25% y un contenido de fósforo que oscila entre el 11,4 y el 13,4% de la masa fecal total. Aunque ligeramente inferiores, estos valores son similares a los publicados (Margalida *et al.*, 2020).

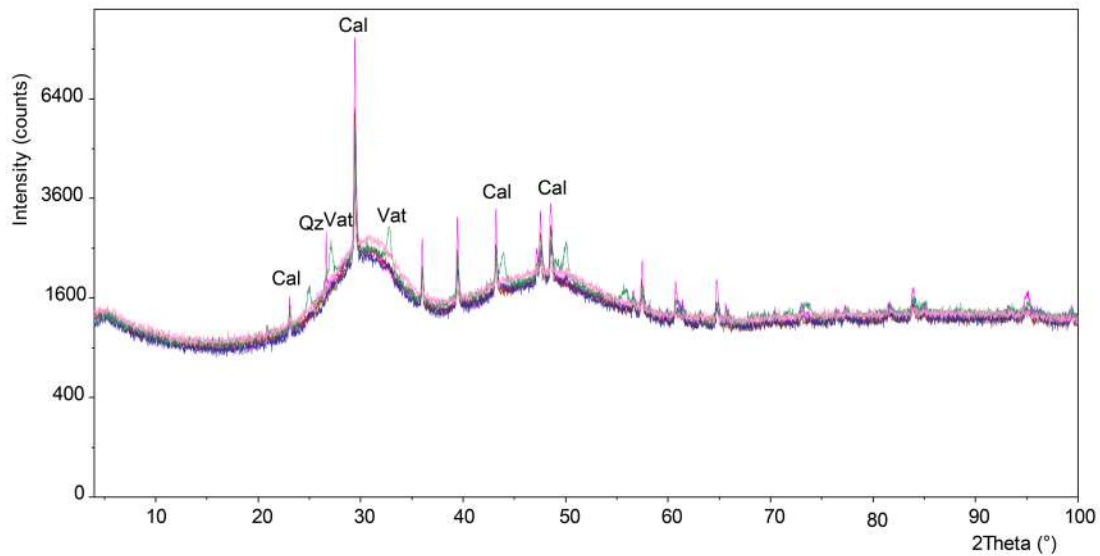


Figura 4. Resultados de mineralogía mediante difracción de rayos X de las cinco muestras actuales analizadas. La vaterita ha sido identificada sólo en una de las muestras. Calcio (Cal), vaterita (Vat) y cuarzo (Qz).

Discusión y conclusiones

El estudio de los excrementos de quebrantahuesos actuales ha sido fundamental para la identificación de coprolitos de este agente en el yacimiento arqueológico del abrigo de Lagar Velho (Sanz *et al.*, 2023). Los coprolitos de este buitre recuperados en yacimientos arqueológicos no habían sido descritos hasta ahora, a excepción de los coprolitos encontrados en la cueva de Noisetier (Ardengost, Francia), donde varios elementos del componente sedimentario del yacimiento fueron identificados como coprolitos de quebrantahuesos, aunque eran fragmentos informes y no descritos en detalle (Costamagno *et al.*, 2008).

Las características que permiten la identificación de coprolitos de quebrantahuesos son las siguientes: textura interna homogénea, en general porosa pero también masiva, ausencia de inclusiones óseas, forma cilíndrica y consistencia dura. En cuanto a la morfometría es fundamental para discernir el agente. Algunas medidas se superponen con las de algunos carnívoros pequeños, pero difieren considerablemente de los agentes más frecuentes en el Paleolítico. Además, en este caso, la presencia/ausencia de huesos puede ser un factor clave para discernir agentes, ya que los huesos son comunes en muchos excrementos de mamíferos, incluidos pequeños carnívoros como martas o zorros, en cambio, no se encuentran en excrementos de quebrantahuesos.

La ingestión de grandes cantidades de hueso y el sistema gastrointestinal del quebrantahuesos, capaz de disolver los huesos, se evidencia en sus heces. Como era de esperar, el principal componente inorgánico de los huesos, es decir, los compuestos de fosfato de calcio se detectan en sus excrementos. El estómago altamente ácido (pH inferior a 1) del quebrantahuesos es capaz de desintegrar los huesos en 24 horas (Gil *et al.*, 2017). En consecuencia, no se encuentran huesos en sus heces. La ausencia total de contenido óseo en la materia fecal del quebrantahuesos indica que estas rapaces son capaces de disolver todos los huesos con mucha más eficacia que las hienas.

El estudio actualístico desarrollado en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido ha descrito las características principales de los excrementos de quebrantahuesos actuales y será una herramienta para identificar este agente en registros arqueológicos y paleontológicos. La aplicación de este trabajo al conocimiento del pasado permitirá identificar este buitre, así como las interacciones entre humanos y quebrantahuesos que tuvieron lugar en el pasado.

Agradecimientos

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Gobierno de Aragón) autorizó la recogida de heces en el comedero de Escuaín. Agradecemos su colaboración, así como al Centro de Cría del Quebrantahuesos en Aislamiento Humano (CRIAHA) (Pastriz, Aragón) y a la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ-L'Ainsa) por las heces proporcionadas y otra información imprescindible. Queremos agradecer también a Francisco Villaespesa (Gobierno de Aragón), Óscar Díez (FCQ), Francisco Javier Barrio, a los APN (Agentes de Protección de la Naturaleza) y a todo el personal que colaboró en el presente estudio. Este trabajo no hubiera sido posible sin su estimable colaboración.

Este estudio se encuentra en el marco de los siguientes proyectos: ALV2018€O Abrigo do Lagar Velho e os primeiros humanos modernos do extremo ocidental Europeu (Direção-Geral do Património Cultural, Portugal); PID2020-113960GB-100 (Ministerio de Ciencia e Innovación, Gobierno de España); Red Internacional de Investigación (IRN 0871 CNRS-INEE): Red Europea de Tafonomía (TaphEN); y “Las sociedades cazadoras-recolectoras del Paleolítico superior y los primeros humanos modernos en Portugal” (T002020N0000045536; Ministerio de Cultura y Deporte, Gobierno de España). M. Sanz ha sido sufragada con un contrato Ramón y Cajal (RYC2021-032999-I). Queremos agradecer a Ana Cristina Araújo y Ana Costa, codirectoras de las excavaciones en el Abrigo

de Lagar Velho, así como al ayuntamiento de Castelldefels que ha facilitado el laboratorio de campo en el edificio de la Guixera (Castelldefels, Barcelona).

Bibliografía

- BROWN, C. J. y PLUG, I. (1990), «Food choice and diet of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa». *African Zoology*, 25(3), 169-177.
- COSTAMAGNO, S., ROBERT, I., LAROULANDIE, V., MOURRE, V. y THIÉBAUT, C. (2008), «Rôle du gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) dans la constitution de l'assemblage osseux de la grotte du Noisetier (Fréchet-Aure, Hautes-Pyrénées, France)». *Annales de Paléontologie*, 94(4), 245-265. <https://doi.org/10.1016/j.annpal.2008.09.003>
- DAVIS, S. J. M., ROBERT, I. y ZILHÃO, J. (2007), «Caldeirão cave (Central Portugal)-whose home? Hyaena, man, bearded vulture». *Courier-Forschungsinstitut Senckenberg*, 259, 213-226.
- ELORZA, M. (2014), «Explotación de aves marinas en el Tardiglacial del Golfo de Bizkaia: las aves de Santa Catalina». *Kobie*, 4, 263-296.
- GIL, J. A., BÁGUENA, G. y DÍEZ, Ó. (2017), *El Quebrantahuesos y sus montañas: biología y conservación*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón (CPNA).
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. y RYAN, P. D. (2001), «Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis». *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9.
- HIRALDO, F., DELIBES, M. y CALDERÓN, J. (1979), «El quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* (L.). Sistemática, Taxonomía, Biología, Distribución y Protección». En Instituto para la Conservación de la Naturaleza (Ed.), *Monografía* (Vol. 22). Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- HOUSTON, D. C. y COPSEY, J. A. (1994), «Bone digestion and intestinal morphology of the bearded vulture». *The Journal of Raptor Research*, 28(2), 73-78.
- JOUY-AVANTIN, F., DEBENATH, A., MOIGNE, A.-M. M. y MONÉ, H. (2003), «A standardized method for the description and the study of coprolites». *Journal of Archaeological Science*, 30(3), 367-372. <https://doi.org/10.1006/jasc.2002.0848>
- MARGALIDA, A., SCHULZE-HAGEN, K., WETTERAUER, B., DOMHAN, C., OLIVA-VIDAL, P. y WINK, M. (2020), «What do minerals in the feces of Bearded Vultures reveal about their dietary habits?». *Science of The Total Environment*, 728, 138836. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138836>

- MARÍN ARROYO, A. B., FOSSE, P. y VIGNE, J.-D. (2009), «Probable evidences of bone accumulation by Pleistocene bearded vulture at the archaeological site of El Mirón Cave (Spain)». *Journal of Archaeological Science*, 36(2), 284-296. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2008.09.007>
- MARÍN-ARROYO, A. B. y MARGALIDA, A. (2012), «Distinguishing Bearded Vulture Activities within Archaeological Contexts: Identification Guidelines». *International Journal of Osteoarchaeology*, 22(5), 563-576. <https://doi.org/10.1002/oa.1279>
- MONTOYA, P., ALBERDI, M. T., BARBADILLO, L. J., VAN DER MADE, J., MORALES, J., MURELAGA, X., PEÑALVER, E., ROBLES, F., RUIZ BUSTOS, A., SÁNCHEZ, A., SANCHIZ, B., SORIA, D. y SZYNDLAR, Z. (2001), «Une faune très diversifiée du Pléistocène inférieur de la Sierra de Quibas (province de Murcia, Espagne)». *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, 332(6), 387-393. [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(01\)01544-0](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(01)01544-0)
- ROBERT, I. y REUMER, J. W. F. (2009), «Taphonomic reinterpretation of a bone sample of endemic Pleistocene deer from Crete (Greece): osteoporosis versus regurgitation». *Palaeodiversity*, 2, 379-385.
- ROBERT, I. y VIGNE, J.-D. (2002a), «Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* contributions to the constitution of two different bone assemblages: Modern reference data and an archaeological example in Corsica». *Acta zoologica cracoviensia*, 45, 319-329.
- _____ (2002b), «The bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) as an accumulator of archaeological bones. Late Glacial assemblages and present-day reference data in Corsica (Western Mediterranean)». *Journal of Archaeological Science*, 29(7), 763-777.
- SÁNCHEZ-MARCO, A. (2018), «Aves fósiles de la Península Ibérica, Canarias y Baleares: balance de los estudios realizados». *Revista PH*, 94, 154-181.
- SANZ, M., DAURA, J., COSTA, A. M. y ARAÚJO, A. C. (2023), «The characterization of bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) coprolites in the archaeological record». *Scientific Reports*, 13(1), 57. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25288-x>
- SANZ, M., DAURA, J., ÉGÜEZ, N. y BRUGAL, J.-P. (2016), «Not only hyenids: A multi-scale analysis of Upper Pleistocene carnivore coprolites in Cova del Coll Verdaguer (NE Iberian Peninsula)». *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 443, 249-262. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2015.11.047>

8. Estudio comparativo de la diversidad de Ortópteros, de acuerdo a la gestión agrícola de los diferentes ecosistemas de pastizales, en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.



Sergio Bestué Orús

Ambientólogo y profesor del Gobierno de Aragón

1. Introducción

1.1. Biodiversidad, hábitats y estado de conservación de los Ortópteros europeos

Los ortópteros son un grupo diverso de insectos, que consta de unas 27.500 especies descritas hasta ahora: un número que sigue creciendo constantemente (Eades *et al.*, 2016). La mayoría de estas especies se encuentran en los trópicos, particularmente en el sur y sureste de Asia, Sur América y África. Europa tiene más de 1.000 especies (Heller, 1998; IUCN, 2016). En Europa, la mayor riqueza de especies de ortópteros se encuentra en hábitats abiertos. En pastizales, como los que vamos a evaluar en este trabajo, se encuentran el 51,6% de las especies europeas (555 especies). Los matorrales son otro hábitat con gran diversidad de ortópteros (47,3%, 508 especies). Muchas especies concurren en ambos tipos de hábitat, por lo que el porcentaje total de especies presentes en cualquiera de estos dos hábitats es de aproximadamente 74% (IUCN, 2016).

Alrededor del 18,8% de las especies europeas de ortópteros (202 especies) están relacionadas con los bosques, pero al contrario de los trópicos, donde la diversidad de especies es alta, encontramos ortópteros incluso en espacios cerrados (Hochkirch, 1998;

IUCN, 2016). La mayoría de las especies europeas prefieren los bordes de los bosques, claros o áreas abiertas. El sur de Europa es la zona con la mayor riqueza de especies, particularmente a lo largo de la región mediterránea y los Balcanes. La riqueza de especies decrece gradualmente hacia latitudes más septentrionales y nororientales de Europa debido a las condiciones climáticas menos favorables en estas áreas (IUCN, 2016).

En general, el 25,7% y el 28% de las especies de ortópteros en el continente europeo y de la UE, respectivamente, son evaluados como “Amenazadas”. Se pueden comparar estos datos con otros grupos de especies amenazadas que han sido contabilizados en Europa. Cabe citar, el 58% de los moluscos de agua dulce, el 40% de los peces de agua dulce, el 23% de los anfibios, el 20% de los reptiles, el 17% de los mamíferos, el 16% de las libélulas, el 13% de las aves, el 9% de mariposas y abejas, el 8% de plantas acuáticas y peces marinos, y el 2% de plantas medicinales (IUCN, 2015). Como puede verse, los ortópteros están entre los grupos con mayor número relativo de especies amenazadas en Europa. También son el grupo más “Altamente Amenazado” de especies terrestres y el grupo de insectos más amenazado como confirman los análisis globales (Dirzo *et al.*, 2014). En el Pirineo aragonés, lugar donde se encuentra nuestra área de estudio, tenemos tres especies en peligro de desaparecer:

- *Polysarcus scutatus*, es un componente de la familia Tettigoniidae que se haya en la categoría amenazado en la lista roja de la UICN. Vive desde los 800 a 2200 metros de altitud.
- *Omocestus antigai*, es un acrídido que se encuentra en situación vulnerable en la lista roja de la UICN. Prefiere como hábitat los pastizales calcáreos ricos en arbustos. Se encuentra desde los 1400 m hasta los 2500 m.
- *Gomphoceridius brevipennis*, se encuentra en situación vulnerable y parece ser que su población está disminuyendo. Habita en prados subalpinos y alpinos.

De especial relevancia también son las siguientes especies endémicas o cuasi-endémicas para la región pirenaica: *Antaxius chopardi*, *A. hispanicus*, *Callicrania belarrensis*, *C. denticulata*, *C. plaxicauda*, *Cophopodisma pyrenea*, *Ctenodecticus thymi*, *Dolichopoda bolivari*, *D. linderi*, *Ephippigerida asella*, *Gomphoceridius brevipennis*, *Metrioptera buyssoni*, *Omocestus navasi*, *Petaloptila pyrenea*, *Steropleurus catalaunicus* y *Synephippius obivius* (Poniatowski *et al.*, 2009).

De todas estas especies endémicas, en cuanto a su conservación, debemos destacar especialmente a la rara *C. pyrenea* mostrada en la figura 1. Esta especie vive en los prados montanos, subalpinos y sobre todo alpinos en altitudes entre 1500 y 2800 m

(Poniatowski *et al.*, 2009). Tiene un ciclo de vida corto, adaptado a la climatología de estos ambientes (Isern-Vallverdú, 1990). Está catalogada como casi amenazada. La razón principal de que haya tantas especies endémicas en el Pirineo es que la mayoría de las especies de ortópteros (alrededor de dos tercios de las especies europeas) no vuela, por tanto, es complicado que se dispersen cuando existen obstáculos tan importantes como montañas (IUCN, 2016; Hochkirch., 1998).



Figura 1: Pareja de *C. pyrenaea*

1.2. Biodiversidad del Pirineo

Los Pirineos pertenecen a una de las regiones más ricas en especies de Europa (Kier *et al.*, 2005) y su lado sur, como parte de la Cuenca Mediterránea, es uno de los puntos críticos de la biodiversidad global (Cincotta *et al.*, 2000). Así, los Pirineos no sólo están colonizados por especies montanas, sino también por especies con una distribución más atlántica y centroeuropea (Poniatowski *et al.*, 2009) y en cotas más bajas por especies mediterráneas (Llucià-Pomares, 2002).

Las razones de esta alta biodiversidad son variadas. Destaca la alta heterogeneidad mineral (rocas calcáreas y ácidas), alta diversidad de usos del suelo y fuertes diferencias climáticas dentro de la extensión de la cordillera. El sistema de pastoreo tradicional a gran escala que se ha llevado a cabo durante siglos también ha favorecido el alto número de

especies (Poniatowski *et al.*, 2009). Según la guía “la fauna de ortópteros de la región pirenaica”, 150 especies se encuentran definitivamente en la región pirenaica y es probable que existan otras 5 especies más en la región (Poniatowski *et al.*, 2009).

El estudio de este grupo taxonómico tiene una gran relevancia dentro de la biocenosis del Pirineo, ya que los ortópteros son a menudo los consumidores primarios más importantes en los pastos montanos. Los ortópteros son los invertebrados de mayor biomasa total en los prados supraforestales. Por lo tanto, son una parte importante de la cadena trófica y son presa de muchas especies de vertebrados (incluyendo varias especies de aves insectívoras amenazadas) (Valera *et al.*, 2001).

1.3. Tipos de prados

A continuación, vamos a hablar sobre el hábitat en el que viven los ortópteros objeto de estudio.

Comencemos con la definición de prado. Según el Nomenclátor básico de pastos en España, es una “comunidad vegetal espontánea, densa y húmeda, siempre verde, producida por el hombre, y que puede ser aprovechado indistintamente por siega o pastoreo” (Ferrer *et al.*, 2001).

En España, la mayor parte de los prados los encontramos en clima atlántico o en los fondos de los valles de las montañas, como es el caso del Pirineo Aragonés y Cataluña. Estos prados constituyen un recurso fundamental para las explotaciones ganaderas de rumiantes, especialmente vacuno. De la misma manera, juegan un papel clave en la provisión de servicios ecosistémicos esenciales como la polinización, descomposición y la sostenibilidad en la fertilidad del suelo (Potts *et al.*, 2009).

Los prados en el Pirineo se pueden clasificar de la siguiente manera:

A) Prados de siega: son aquellos que permiten ser segados para el aprovechamiento del forraje en verde o para la obtención de heno (Vílchez, 2013). Atendiendo a su localización se pueden dividir en dos tipos:

- Prados de fondo de valle

Se localizan en los fondos de valle donde se encuentran los suelos más fértiles. Gracias a su fácil accesibilidad y normalmente cercanía a los pueblos, el ganadero suele manejarlos de una manera intensiva aplicando mayores niveles de fertilización, posibilidad de riego, etc. Por todo ello, se tratan de los prados más productivos (Marinas *et al.*, 2000). En este trabajo atendiendo a este tipo de prados, se clasifican los prados de Andecastieto, en Ordesa.

- Prados de ladera

Localizados en las laderas de los valles de montaña, sobre suelos pobres, poco desarrollados y profundos y con una fuerte erosión. Su difícil acceso hace que este tipo de prados no sufran un manejo intensivo, con lo que las producciones son menores, aunque favorecen el mantenimiento de la diversidad (Marinas *et al.*, 2000).

B) Prados sólo de diente o de pasto: son aquellos que únicamente se aprovechan para el pastoreo. Las parcelas que ocupan hoy en día eran las que, antiguamente, se dallaban a mano debido al difícil acceso con maquinaria (Chocarro y Reiné, 2008).

En cuanto a la altitud, los prados se nombran y distribuyen aproximadamente de esta manera en el Pirineo. Los prados montanos se encuentran entre los 900 y 1600 metros, los prados subalpinos entre los 1.600 a 2.300 m y los prados alpinos desde los 2.300 a los 3.000 m de altitud.

1.4. Los ortópteros, unos buenos bioindicadores

En este trabajo se van a utilizar a los ortópteros como indicadores del estado de conservación de los pastos, ya que responden fácilmente a los cambios en el uso del suelo. Por ese motivo, se han convertido en uno de los más importantes grupos de invertebrados para el monitoreo y la evaluación ambiental (Alignan *et al.*, 2014).

En nuestro caso, comprobaremos como la biodiversidad de este grupo cambia tanto en número de especies como de individuos cuando los prados se siegan con máquinas. También se producen cambios en las poblaciones en el momento que los prados han sido sometidos a una mayor o menor presión ganadera, o por el contrario han sido abandonados y estos han continuado la sucesión ecológica hasta convertirse en matorrales.

Aunque los saltamontes se consideran principalmente especialistas del hábitat, no están necesariamente limitados por las fuentes de alimento porque sus hábitos alimentarios van desde ser omnívoros hasta polípagos (Fabriciusová *et al.*, 2011). Entre los factores determinantes para su distribución en un hábitat determinado estarán la capacidad de proporcionar las condiciones necesarias para desarrollar los diferentes rasgos vitales de las distintas especies de ortópteros, así como unas buenas condiciones de suelo, temperatura y sitios de oviposición.

Muchas especies de ortópteros requieren mosaicos de vegetación abierta y densa, ya que esto permite que puedan regular activamente su temperatura corporal y encontrar recursos adecuados para desarrollar su actividad biológica. Por otro lado, los parches de suelo

desnudo también son componentes importantes del microhábitat de muchas especies porque facilitan la termorregulación (Fartmann y Alabama, 2012). Por estas razones, son tan sensibles a los cambios en el uso del suelo, particularmente a la aplicación de fertilizantes y pesticidas, a la siega frecuente o al sobrepastoreo (Weiss *et al.*, 2013) y por ello, son considerados buenos indicadores de la calidad de los pastizales (Alignan *et al.*, 2014). Por ejemplo, el uso de fertilizantes afecta indirectamente a las especies de ortópteros al alterar la estructura de la vegetación y el microclima del hábitat. Una vegetación más densa y alta tiene influencias negativas en el desarrollo de los huevos. A medida que nos aproximamos al suelo la temperatura desciende, ya que el sol no llega a calentar las capas más bajas de hierba, ni el suelo. Es probable que las especies de ortópteros con tasas de desarrollo lentas se vean afectadas negativamente por la baja temperatura, y, por tanto, el número de especies y sus abundancias disminuyan cuando se aplican fertilizantes (IUCN, 2016; Van Wingerden *et al.*, 1992).

En este trabajo, vamos a utilizar cinco especies de ortópteros indicadoras que responden muy bien a las alteraciones del hábitat en el que viven (*Pseudochorthippus parallelus*, *Stauroderus scalaris*, *Arcyptera fusca*, *Decticus verrucivorus* y *Synehippius obvius*).

Una de las especies indicadoras que vamos a utilizar en este trabajo es *Pseudochorthippus parallelus* (Figura 2). Este acrídido presenta la abundancia más alta en cotas más bajas cuando los prados son segados de forma habitual (prados de siega). En las zonas más altas, como en prados alpinos y subalpinos, aparece con una alta riqueza cuando el pastoreo es muy intenso. La acción antropogénica en el medio natural favorece a las especies de ortópteros menos exigentes desde el punto de vista ecológico sobre todo con actividades como la siega, ganadería y turismo (Olmo Vidal, 2010a).



Figura 2. *Pseudochorthippus parallelus* suele aparecer en abundancia en prados degradados, por tanto, es poco exigente.

Por el contrario, la presencia de *Stauroderus scalaris* en abundancia, suele indicar que el prado tiene una cierta altura herbácea, y por tanto no se encuentra sobrepastoreado. Esta especie suele hallarse en prados altos mesófilos.

Arcytera fusca (Figura 3) casi siempre se encuentra en prados subalpinos y herbazales altos de carácter mesófilo, apareciendo siempre de forma dispersa y en número muy reducido. Por consiguiente, su presencia indica una buena conservación del hábitat.

Las especies *Decticus verrucivorus* (Figura 3) y *Synephippius obvius* aparecen en prados poco explotados, indicando una buena conservación del pastizal. La primera es una especie indicadora de baja intensidad de pastoreo que prefiere hábitats con un mosaico de pastos más altos y suelo desnudo (Poniatowski *et al.* 2009). *Synephippius obvius*, es un grillo de matorral que puede habitar en los pastizales de montaña con baja intensidad de uso. Es una especie poco común, y puede encontrarse en un rango de altitud entre los 500 y los 2200 metros. Es endémica de los Pirineos españoles y del prepirineo (Poniatowski *et al.*, 2009).



Figura 3: *Decticus verrucivorus* y *Arcytera fusca*, dos ortópteros que indican con su presencia pastos no sobreexplotados.

En este trabajo, también vamos a aplicar un indicador sencillo para saber el grado de conservación de un determinado prado, en este caso no nos fijamos en las especies particulares, si no en los dos subórdenes de ortópteros. El orden de los ortópteros se divide en dos subórdenes: Ensífera y Caelífera. Los representantes de Ensífera poseen antenas y ovipositores largos. A este grupo pertenecen los grillos y tetigónidos. Los insectos incluidos en el suborden Caelífera, tienen antenas y ovipositores cortos. Se les suele denominar saltamontes o langostas. Consideraremos que una proporción alta de Ensífera frente a Caelífera en un pastizal, indica un nivel muy bajo de explotación humana (Fabriciusová *et al.*, 2011). Esto es debido a que los grillos arbustivos (Ensífera) casi siempre prefieren

una vegetación más abarrotada y madura, mientras que los saltamontes (*Caelífera*) por lo general prefieren superficies de vegetación menos densas (Marini *et al.*, 2009). Existen excepciones, como por ejemplo el ensífero *Tessellana tessellata*, que suele habitar barbechos, linderos o baldíos; vegetación muy poco desarrollada (Llucia-Pomares, 2002).

1.5. Diferencia de biodiversidad de ortópteros entre los prados de siega y los prados de diente

La siega y el pastoreo son dos tipos predominantes de gestión esencial para el mantenimiento de pastizales seminaturales. Los pastizales cubren una parte sustancial del paisaje europeo y albergan gran número de especies, a menudo en peligro de extinción (Hoste-Danyłow *et al.*, 2010).

En general, la riqueza de especies de ortópteros es mayor en prados de diente que en prados de siega. Las respuestas a corto plazo de los conjuntos de ortópteros a la siega se estudiaron en varios lugares de Europa y se encontró que eran predominantemente negativos (Gardiner y Hill, 2006; Gardiner y Hassall, 2009; Humbert *et al.*, 2010). A largo plazo, una mayor intensidad de la siega afecta negativamente tanto a la riqueza de especies de ortópteros como a su abundancia (Marini *et al.*, 2008, 2009 a, b).

Tanto el pastoreo como la siega provocan una remoción de la biomasa aérea. En el pastoreo se trata de una presión selectiva y, por el contrario, la siega afecta a la vegetación por igual (Catorci *et al.*, 2011). Ambas formas, alteran las posibilidades de dormitorio de los ortópteros ya que, al existir menos materia vegetal, aumenta el riesgo de depredación. La siega con motor también amenaza con el asesinato directo de individuos (Humbert *et al.*, 2010). Entre otros impactos que genera la siega y el pastoreo, se encuentra la desaparición de los huevos entre la hierba cortada o la muerte de aquellos enterrados como consecuencia del sobrecalentamiento del suelo desnudo (Fabriciusová *et al.*, 2011).

La mayor diversidad en pastos de diente comparada con la que existe en pastos de siega, se explica también por la mayor heterogeneidad estructural de la vegetación que existe en el pasto de siega (Weiss *et al.*, 2013). El pastoreo puede crear parches de pequeña extensión, con suelo desnudo como resultado del movimiento a través del pasto (Fabriciusová *et al.*, 2011). Esto en principio puede ser positivo. El pastoreo permite que existan especies con diferentes requisitos para coexistir, tales como diferentes especies de grillos arbustivos que prefieren la vegetación más alta, y saltamontes que por lo general necesitan parches terrestres desnudos (Persson *et al.*, 2000). El pastoreo irregular suele tener un efecto positivo sobre la biodiversidad, la actividad de los grandes mamíferos

herbívoros (vacas, cabras...) induce perturbaciones positivas en los bosques y matorrales, creando nuevos hábitats abiertos (Kampmann *et al.*, 2008).

El desempeño natural de una gran cantidad de grandes herbívoros en el manejo del hábitat, creando nuevas áreas abiertas, impidiendo que los bosques avanzaran, solo duró hasta el Pleistoceno tardío (la mayoría de ellos se extinguieron). Hoy en día, se necesitaría gran cantidad de cabezas de ganado y repartidas por todo el Pirineo (ganadería extensiva) para igualar el trabajo de estos herbívoros del pasado. La falta de grandes herbívoros ha provocado que la extensión de los bosques sea año tras año cada vez mayor en el Pirineo. Los prados sin la presión de los herbívoros desaparecen, evolucionan a matorral, y este a bosque. La riqueza de los pastizales de pastoreo irregular es solo una imitación de la situación prehistórica (Fabriciusová *et al.*, 2011).

En contraste con los beneficios del pastoreo irregular, un pastoreo más intenso puede incluso tener una influencia negativa en algunos insectos (Fabriciusová *et al.*, 2011), sobre todo en los que requieren una vegetación densa. En cuanto a ortópteros, existen un número considerable de especies que necesitan una altura herbácea importante y por tanto no suelen encontrarse en áreas sometidas a pastoreo intensivo. Estas especies son *Metrioptera bicolor*, *Metrioptera roeselii* y *Arcyptera fusca*, entre otras.

El aumento de la intensidad del pastoreo tiende a disminuir la diversidad de especies. No en vano, el sobrepastoreo ha sido identificado como la principal amenaza para los ortópteros, puede afectar a 262 especies (IUCN, 2016). Dentro de los sistemas de ganadería, hay una tendencia general a tener menos fincas, pero más grandes (García-Martínez *et al.*, 2009), lo que lleva al sobrepastoreo en algunas zonas y al abandono y posterior crecimiento excesivo de arbustos y árboles en otras, siendo esta última una amenaza para 148 especies europeas de ortópteros (IUCN, 2016).

1.6. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es conocer el impacto en la biodiversidad de ortópteros que tiene tanto el abandono de los pastos de siega y su sucesión irrevocable a matorral, como el que se produce al sobrepastorear estos pastos.

Para alcanzar este objetivo general se plantean una serie de objetivos parciales que se enumeran a continuación:

1. Comparar los hábitats entre sí de acuerdo con las variables geográficas, ecológicas y de diversidad de los ortópteros.

2. Intentar conocer como está relacionada la riqueza de especies y abundancia de ortópteros con la altitud, altura del pasto...
3. Observar cómo influye la siega en la abundancia y la riqueza de especies.
4. Identificar las especies de ortópteros indicadoras, amenazadas y endémicas; y dar información relevante del estado de conservación de los prados en base a su presencia.
5. Calcular la relación ensíferos/calíferos en cada hábitat, para determinar el grado de conservación de la zona.

2. Material y Métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio de este trabajo se encuentra en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) y su área de influencia más cercana, aparece reflejada en la Figura 4.



Figura 4: En el mapa, se presenta delimitado con un trazo verde discontinuo el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

El PNOMP tiene una superficie de 15.608 hectáreas, más su zona periférica de protección (ZPP), con otras 19.679 Ha, lo que suma un total 35.287 hectáreas. Está situado en el Pirineo Central, en la zona noroccidental de la comarca del Sobrarbe (Huesca, Aragón). En su totalidad pertenece a la cuenca hidrográfica del río Cinca. Limita al norte con Francia, con los valles de Gavarnie y Estaubé. De toda la Red de Parques Nacionales, es el de mayor desnivel altitudinal, 2738 m, ya que su punto más bajo, en Añisclo, se encuentra a 610 m, mientras que la cúspide del Monte Perdido está a 3348 m (Benito Alonso, 2018).

2.2. Diseño experimental

Se han escogido nueve hábitats para contabilizar el número de especies e individuos del orden ortóptera. Los hábitats estudiados fueron: pastos de siega montanos sin segar, pastos de siega segados, pastos abandonados, matorral, pastos no pastoreados o pastoreados levemente, pastos sobrepastoreados, comunidad de ruderal en áreas abandonadas rurales, pastos con plantas nitrófilas (Herbazales) y pastos de altura. De cada hábitat, se seleccionaron varias cuadrículas representativas. En cada una de estas cuadrículas se diseñó un transecto de aproximadamente 400 metros. Se han realizado 3 tablas para así poder clasificar y comparar los 54 transectos muestreados (Tabla 1a, Tabla 1b, Tabla 1c).

Consideraciones de la localización de los hábitats: Las coordenadas UTM y las altitudes fueron tomadas en el centro del transecto. La coordenada UTM corresponde a una cuadrícula de 1×1 Km. Las coordenadas BH corresponden al uso 31T, mientras que las YN son del uso 30T.

Tabla 1a: Localización de los transectos y descripción de los muestreos en los prados de siega, prados abandonados y matorrales.

Tipo de Prado	Figura	Nombre del Hábitat	Coordenadas	Fecha de Muestreo	Altitud (m)	Altura herbácea (cm)
Siega (No segado)	6	Andecastieto 1	30YN3726	15/06/2022	1220	88
Siega (Segado)		Andecastieto 1		17/06/2022	1220	6
Siega (No segado)		Andecastieto 2		15/06/2022	1223	60
Siega (Segado)		Andecastieto 2		17/06/2022	1223	4
Siega (No segado)		Sopeliana 1		15/06/2022	1230	95
Siega (Segado)		Sopeliana 1		17/06/2022	1230	6
Siega (No segado)		Sopeliana 2		15/06/2022	1230	70
Siega (Segado)		Sopeliana 2		17/06/2022	1230	5
Siega (No segado)		El Plan	31TBH6924	2/07/2022	1150	60
Siega (Segado)		El Plan		27/07/2022	1150	3
Abandonado	9	Soaso 1	30TYN4524	18/06/2022	1680	90
		Soaso 1		23/07/2022	1680	100
		Soaso 2		18/06/2022	1682	115
		Soaso 2		23/07/2022	1682	119
		El Ferqueral	31TBH5930	3/07/2022	1550	125
Matorral	10	Nerín	31TBH5518	9/07/2022	1280	60
		Tella 1	31TBH6818	17/07/2022	1250	55
		Tella 2				69
		Circo de Soaso	31TBH5526	23/07/2022	1745	45
		Laderas de Cuello Viceto	31TBH6022	8/07/2022	1710	60

Tabla 1b: Localización de los transectos y descripción de los muestreos en los prados levemente pastoreados, sobrepastoreados y en la Comunidad de ruderal en áreas abandonadas rurales.

Tipo de Prado	Figura	Nombre del Hábitat	Coordenadas	Fecha de Muestreo	Altitud (m)	Altura herbácea (cm)
Levemente pastoreados	12a y 12b	Pasto de la ladera Castillo Mayor	31TBH6219	28/06/2022	1450	40
		Prado de la Montaña de Sesa	31TBH5920		1718	55
		Prado de Cuello Arenas 1	31TBH5520	14/07/2022	1920	50
		Prado de Cuello Arenas 2			1950	45
		Llano de Dué 1	31TBH6627	27/07/2022	1950	30
		Llano de Dué 2			1960	35
		Collado de Espierba			1811	33
		Prado de Tella 1	31TBH6818	19/06/2022	1270	45
		Prado de Tella 2			1276	42
		Laderas del Monte Torcedor 1	30TYN3024	31/07/2022	1880	28
		Laderas del Monte Torcedor 2			1890	25
		Laderas del Monte Torcedor 3			1900	30
		Sobrepastoreados	14a y 14b	Bujaruelo 1	30TYN3531	24/06/2022
Bujaruelo 2	1331			2		
Bujaruelo 3	1335			3		
Plana canal	31TBH6020			1/07/ 2022	1718	4
Soaso 1	31TBH5425			19/06/2022	1738	9
Soaso 1				23/07/2022	1738	9
Soaso 2				19/06/2022	1742	8
Soaso 2				23/07/2022	1742	8
Soaso 3				19/06/2022	1743	9
Soaso 3				23/07/2022	1743	9
Soaso 4	31TBH5526			19/06/2022	1744	8
Soaso 4				23/07/2022	1744	8
Comunidad de ruderal en áreas abandonadas rurales	15	Escuaín 1	31TBH6419	16/06/2022	1209	30
		Escuaín 2				35

Tabla 1c: Localización transectos y descripción de los muestreos realizados en los herbazales nitrófilos y prados de altura.

Tipo de Prado	Figura	Nombre del Hábitat	Coordenadas	Fecha de Muestreo	Altitud (m)	Altura herbácea (cm)
Herbazales nitrófilos	16	Valle de Otal 1	30TYN3531	25/06/2022	1612	60
		Valle de Otal 2	30TYN3330		1607	55
		Valle de Otal 3			1605	90
De altura	17	Cuello gordo 1	31TBH5424	4/07/2022	2187	5
		Cuello gordo 2			2187	5
		Prados de riego 1	31TBH6730	10/08/2022	2530	20
		Prados de riego 2			2510	21
		Prados de riego 3			2601	17

A continuación, se enunciarán los tipos y características de los prados muestreados:

A) Pastos de siega montanos:

Los cinco primeros prados muestreados están clasificados como prados de siega submontanos y montanos, de optimo medioeuropeo (*Rhynantho mediterranei-Trisetetum flavescens*) (Vigo, 1984; Benito Alonso, 2006). Tienen como características relevantes que poseen comunidades herbáceas densas y relativamente altas. Florísticamente suelen ser muy ricos en especies sin que ninguna llegue a dominar más que localmente. Destaca la gramínea *Arrhenatherum elatius* (Figura 5). Son las formaciones herbáceas más productivas del piso montano (Benito Alonso, 2006).



Figura 5: *Arrhenatherum elatius*

Se muestran estos transectos en la figura 6 y se pueden ver sus características, en su estado no segado y segado en la tabla 1a. Hay un total de 10 transectos en este hábitat.

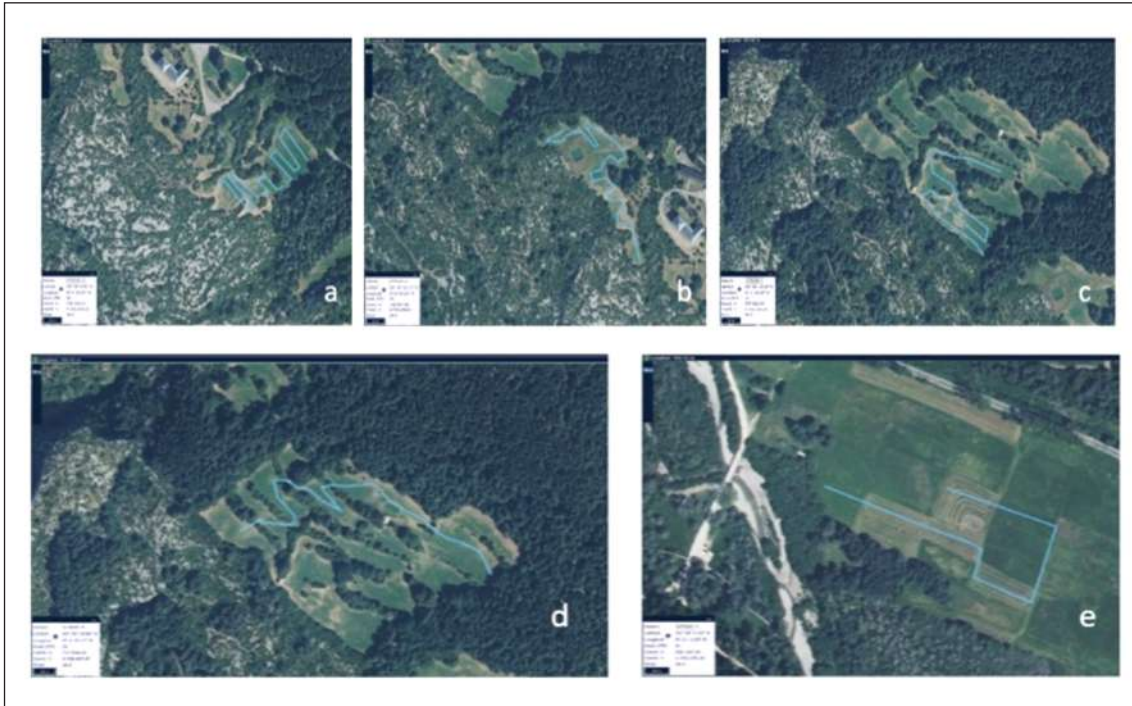


Figura 6: Localización de los transectos, marcados en azul, que se sitúan en prados de siega: a) Transecto muestreado del prado de siega situado en Andecastieto 1 y próximo al antiguo parador de Ordesa b) Transecto muestreado en el prado de siega de Andecastieto 2 c) Transecto muestreado en el prado de siega de Sopeniana 1 d) Transecto muestreado en el prado de siega de Sopeniana 2 e) Transecto (azul) muestreado en el prado de siega del paraje denominado “El Plan”. Este se sitúa en la zona baja del valle de Pineta, en la cola del embalse de Javierre.

B) Prados abandonados:

Los siguientes prados fueron abandonados debido a que se encontraban alejados de las poblaciones. En la actualidad han sido colonizados por arbustos y por tanto se ha llevado a cabo la sucesión secundaria. Al contrario que los prados de *Rhynantho-Trisetetum* son ricos en hierbas altas y de hoja grande o megaforbias (Figuras 7 y 8). Se clasifican como *Trisetum flavescens-Heracleetum pyrenaici* Br.-Bl. Ex O. Bolòs 1957 (Benito Alonso, 2006). Por su altitud se consideran prados altimontanos o subalpinos. Se muestran estos transectos en la figura 9 y se pueden ver sus características en la tabla 1a. Hay un total de 5 transectos en este hábitat.

Localización de los transectos

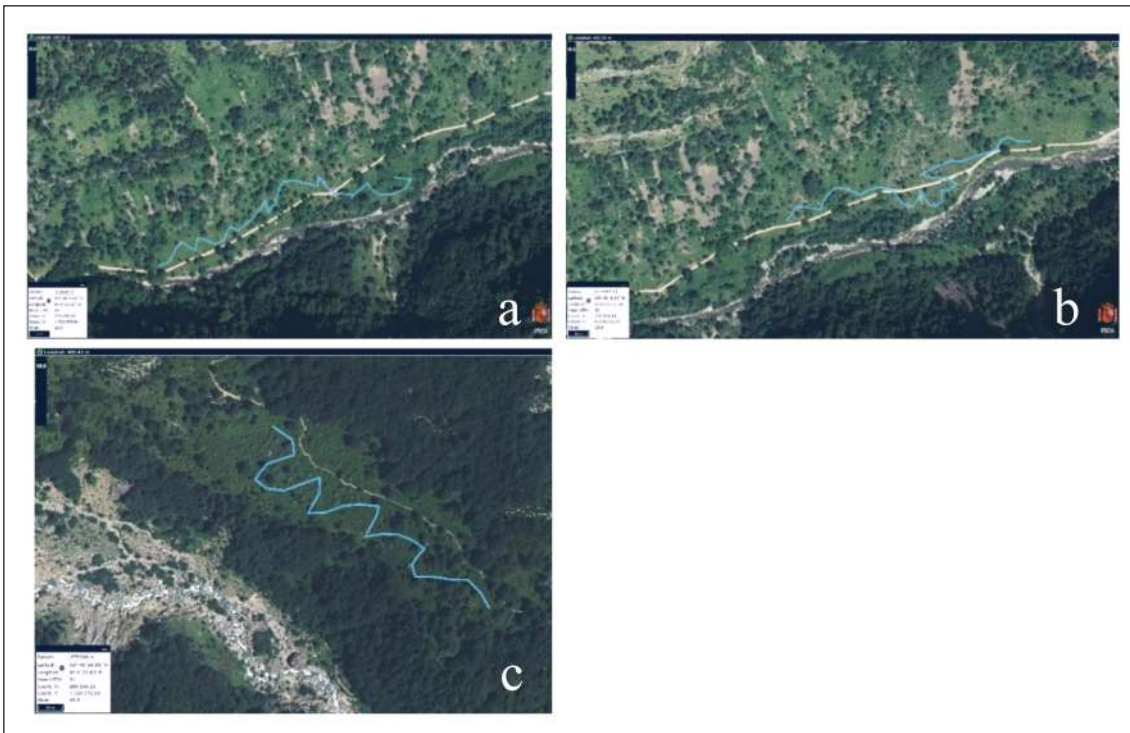


Figura 9: Localización de los transectos muestreados para evaluar los prados abandonados a) Transecto que se encuentra antes de llegar a las Gradas de Soaso b) El siguiente transecto continúa por lo que un día fueron prados de siega de montaña en las Gradas de Soaso, Ordesa. Estos se abandonaron al estar alejados de los pueblos c) Transecto que recorre el Ferqueral. Estos prados han sido colonizados por muchas plantas de hoja grande, por ejemplo, existe en esta zona un helechal de *Pteridium aquilinum*.

C) Matorrales

El primer tipo de matorral muestreado, es el más abundante en superficie del PNOMP. Se trata del matorral xeroacántico de *Echinopartum horridum*. Ocupa aproximadamente un 4% de la superficie del parque y supone aproximadamente el 60% de todos los hábitats considerados matorrales del Parque (Benito Alonso, 2018). Este matorral es calcícola, propio de crestas y laderas pedregosas, venteadas, del Pirineo central. Coloniza grandes superficies en laderas soleadas, repetidamente incendiadas para la obtención de pastos, frenando la erosión. Es la etapa de sucesión anterior a los pinares de *Pinus sylvestris* y los quejigales (*Quercus subpyrenaica*) (Benito Alonso, 2018). En muchas ocasiones, el erizón puede estar junto al boj. En este tipo de matorral se han realizado un total de 4 muestreos. El segundo matorral seleccionado es el enebro rastrero (*Juniperus nana*). Suele tener una altura de medio metro. Cubre el terreno en forma de manchas entre

las que quedan huecos donde prospera la vegetación herbácea. En este hábitat, solo se ha realizado un muestreo.

Se muestran estos transectos en la figura 10 y se pueden ver sus características en la tabla 1a. Hay un total de 5 transectos en este hábitat.

Localización de los transectos

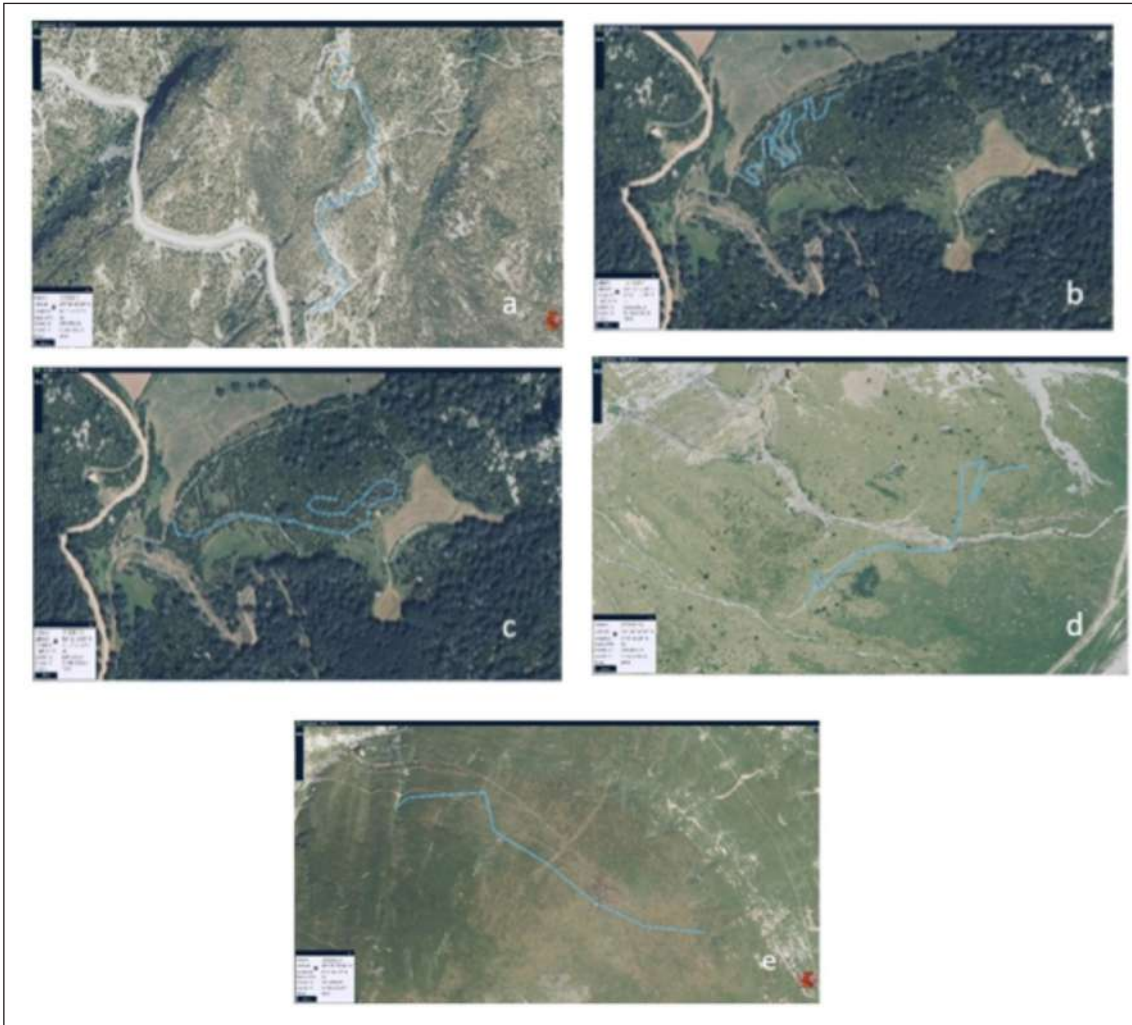


Figura 10: Los siguientes transectos se localizan en matorrales: a) El siguiente transecto discurre por las laderas de la Estiva de Nerín, entre erizones y boj. b) y c) Los siguientes dos transectos recorren un matorral de Erizón y boj, cerca de la localidad de Tella. d) Matorrales de erizón situados en el circo de Soaso. e) Transecto que recorre la ladera del Tozal del Basón y Cuello Viceto, donde se muestreo un matorral de enebro rastrero.

D) Pastos calcícolas y mesófilos, de los pisos montano y subalpino del Pirineo occidental con diferente grado de intensidad de pastoreo

En este caso, se van a describir dos tipos de prados; unos que están sometidos a un pastoreo nulo o bajo y otros a un pastoreo intensivo. Estos prados que se han seleccionado comparten dos factores principales: suelos básicos derivados de sustratos geológicos calcáreos y unas condiciones de humedades intermedias entre los suelos higrófilos y los xerófilos. Se trata de formaciones herbáceas muy variadas en estructura y en composición florística.

En primer lugar, se han seleccionado pastos que han sufrido un pastoreo nulo o visible, pero de baja intensidad. Se han observado varios factores para clasificarlos de esta forma; la altura del pasto debe ser mayor a unos 30 cm (Figura 11), no existe ganado visible pastoreando y tampoco hay bostas de ganado recientes. Se muestran estos transectos en la figura 12a y 12b, y se pueden ver sus características en la tabla 1b. Hay un total de 12 transectos en este hábitat.



Figura 11: Pasto todavía no pastoreado, con una altura de más de 30 cm, sin ganado visible, ni bostas de vacuno

Localización de los transectos

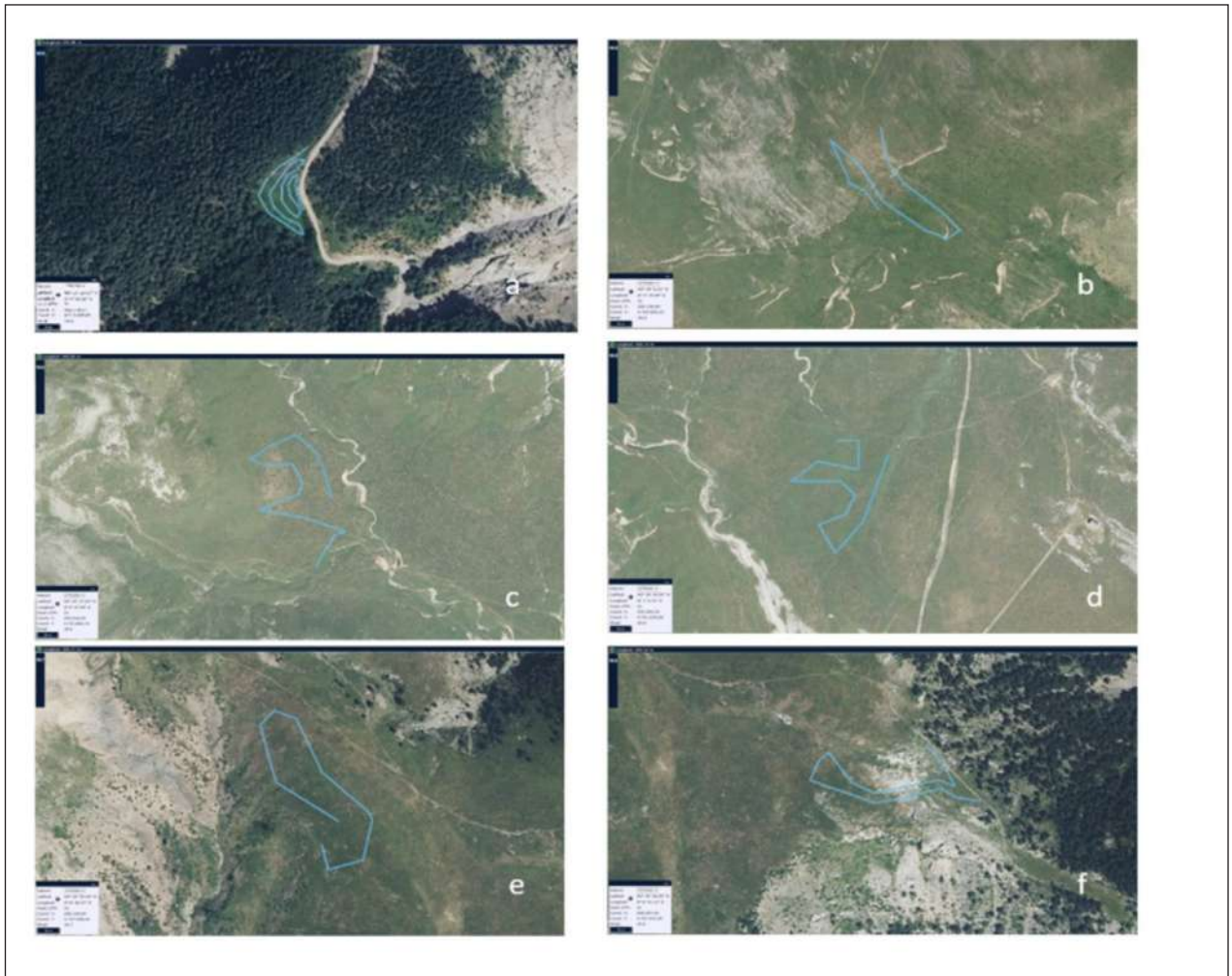


Figura 12a: Los siguientes transectos están localizados en prados levemente pastoreados o no pastoreados: a) Transecto que discurre por un prado levemente pastoreado. b) Este transecto recorre un prado con una cierta pendiente, no pastoreado. c) y d) Estos 2 transectos están marcados en un prado con una altitud, cercana a los 2000 metros. e) y f) Los siguientes transectos recorren una planicie subalpina llamada “llanos de Dué”.

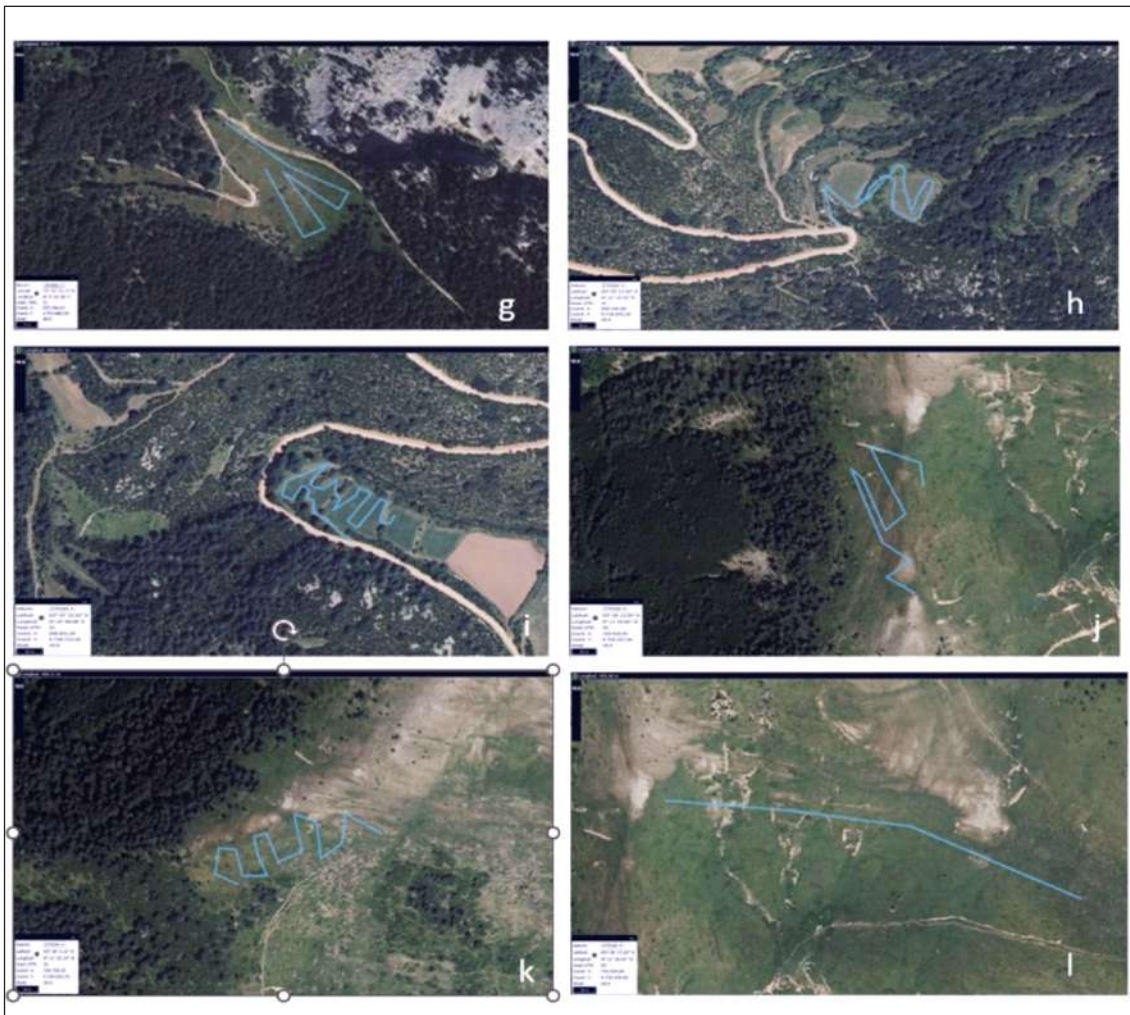


Figura 12b: g) Transecto que recorre el collado de Espierba. h) y i) Transectos que discurren por andenes en la localidad de Tella. j), k) y l) Transectos que discurren por las laderas del Monte Torcedor.

En segundo lugar, se han seleccionado pastos que sufren visiblemente un pastoreo intenso. Estos prados presentan ganado vacuno visible y su altura de pasto no supera los 10 cm (Figura 13). Presentan abundantes bostas, la mayoría recientes. El exceso de pastoreo provoca la aparición de especies nitrófilas como *Urtica dioica subsp. dioica*, o que aguantan el pisoteo como *Chenopodium album*, *Rumex acetosa* o *Viola arvensis*. Se suelen situar en el fondo de valle, donde el ganado vacuno tiene un acceso fácil al agua o a la sal que les proporciona el ganadero, por consiguiente, tienen poca pendiente.

Se admite que para el mantenimiento de la biodiversidad lo adecuado es el llamado pastoreo “intenso” (nada que ver con pastoreo intenso) definido como aquél en que consume un 60 % de la biomasa ofertada y se rehúsa por tanto un 40 % (Perevolotsky

y Seligman, 1998). En los prados sobrepastoreados muestreados, la biomasa consumida es mayor al 80%. La altura de este tipo de pasto mesófilo (*Festuco-Brometalia*), sin pastorear, puede superar los 60 cm. Por el contrario, se puede observar que los pastos muestreados no superan los 10 cm, por tanto, el ganado vacuno está consumiendo demasiada biomasa vegetal. Se muestran estos transectos en la figura 14a y 14b, y se pueden ver sus características en la tabla 1b. Al igual, que en los prados levemente pastoreados, hay un total de 12 transectos.



Figura 13: Se puede observar en la imagen un pasto gestionado de forma intensiva; tiene unos pocos centímetros, ganado visible y abundantes bostas.

Localización de los transectos

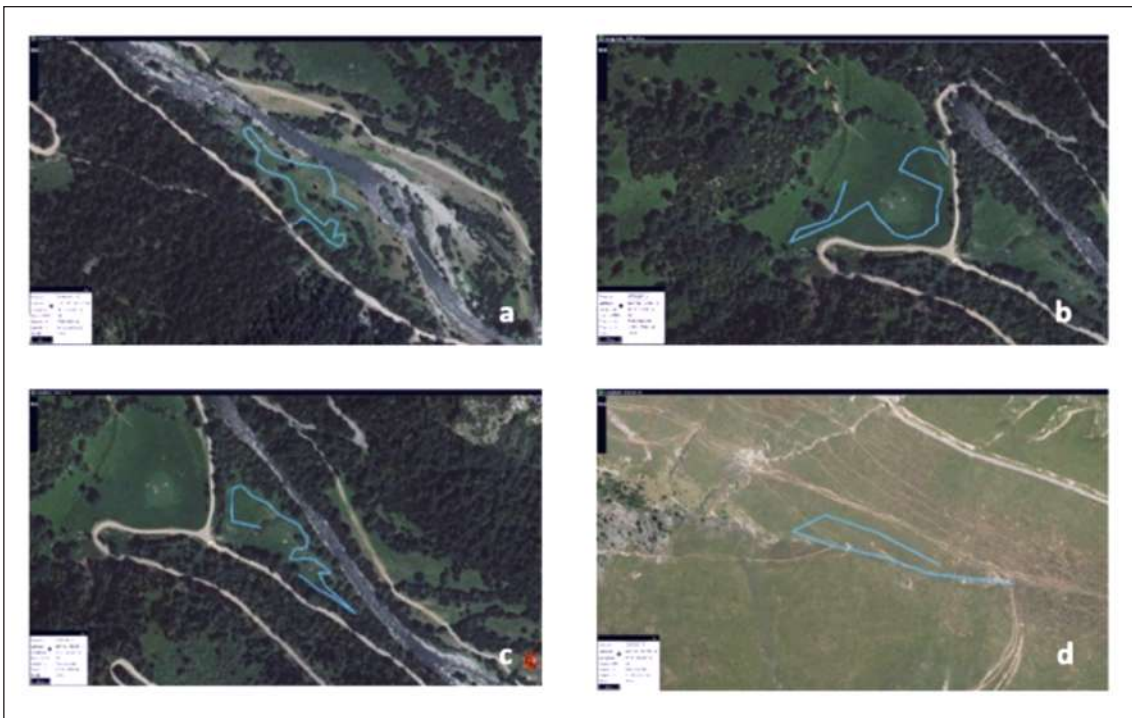


Figura 14a: Los transectos que vienen a continuación están trazados en pastos sobrepastoreados. a), b) y c) Transectos situados en la ribera del río Ara, después de pasar San Nicolas de Bujaruelo dirección el Valle de Ordiso y Otal. d) Transecto situado cerca del refugio de Plana Canal.

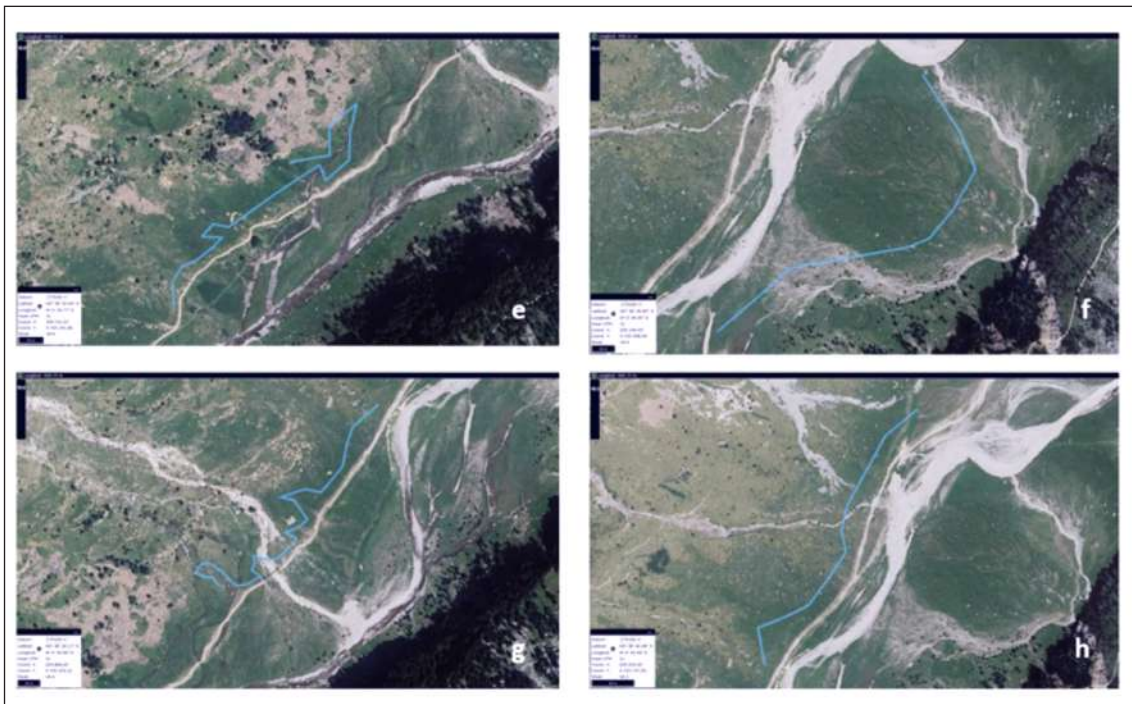


Figura 14b: e) f) g) y h) Transectos que se encuentran antes de llegar al Circo de Soaso, bordean el río Arazas.

E) Prados sobrepastoreados en el pasado, con abundantes plantas nitrófilas

Distinguimos aquí dos comunidades nitrófilas. La primera de estas se denomina comunidad de ruderal en áreas abandonadas rurales, donde sobre todo en el pasado han sido lugares asociados al hombre y sus animales. Son comunidades herbáceas con gran diversidad de especies perennes o bienales (raramente anuales), de fenología estival, en las que puede haber una planta dominante, como, por ejemplo, en este caso *Hordeum murinum*. Se dan a conocer estos transectos en la figura 15 y se pueden ver sus características en la tabla 1b. Hay un total de 2 transectos.

Localización de los transectos



Figura 15: a) y b) Transectos situados al lado del pueblo de Escuaín

Los siguientes pastos han sido sometidos a un exceso de pastoreo en el pasado reciente, provocando que se formen herbazales nitrófilos, que pueden tener más de 1 metro de altura. Son herbazales de los pisos subalpino y montano superior, que se desarrollan en suelos ricos en estiércol. Dominan las especies que resisten al pisoteo como el sarrión (*Chenopodium bonus-henricus*) y las romazas (*Rumex pseudoalpinus*, *R. longifolius*, *R. crispus*) más la ortiga (*Urtica dioica subsp. dioica*). Se suelen situar en fondos de valle (Benito Alonso, 2018).

Se han muestreado 3 transectos en el Valle de Otal, el municipio de Broto lleva su ganado a este lugar todos los veranos. Se muestran en la figura 16 y se pueden ver sus características en la tabla 1c. Hay un total de 3 transectos.

Localización de los transectos

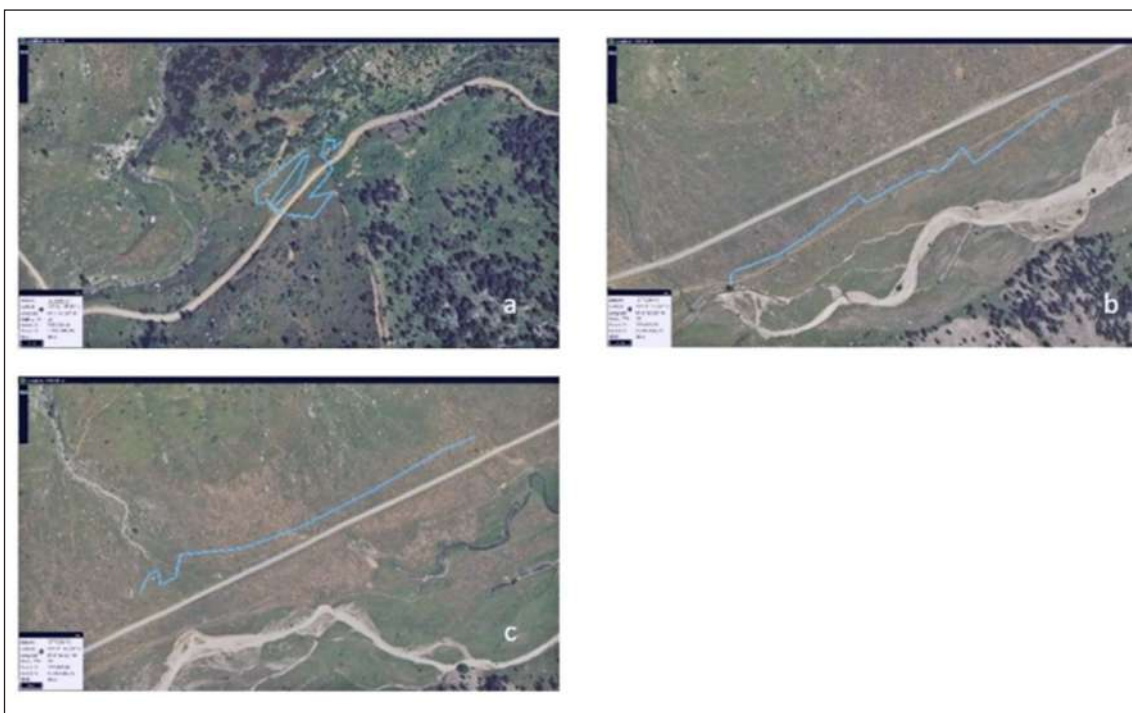


Figura 16: a) b) y c) Transectos situados en el Valle de Otal

F) Prados subalpinos

Se seleccionaron una serie de pastos con una altitud mayor a 2100 metros, por tanto, se tratan de prados subalpinos de altura. Destacan los pastos de siso (*Festuca gautieri subsp. scoparia*) y comunidades análogas. Son pastos donde las actividades humanas no son tan intensas. Se dan a conocer estos transectos en la figura 17 y se pueden ver sus características en la tabla 1c. Hay un total de 5 transectos.

Localización de los transectos

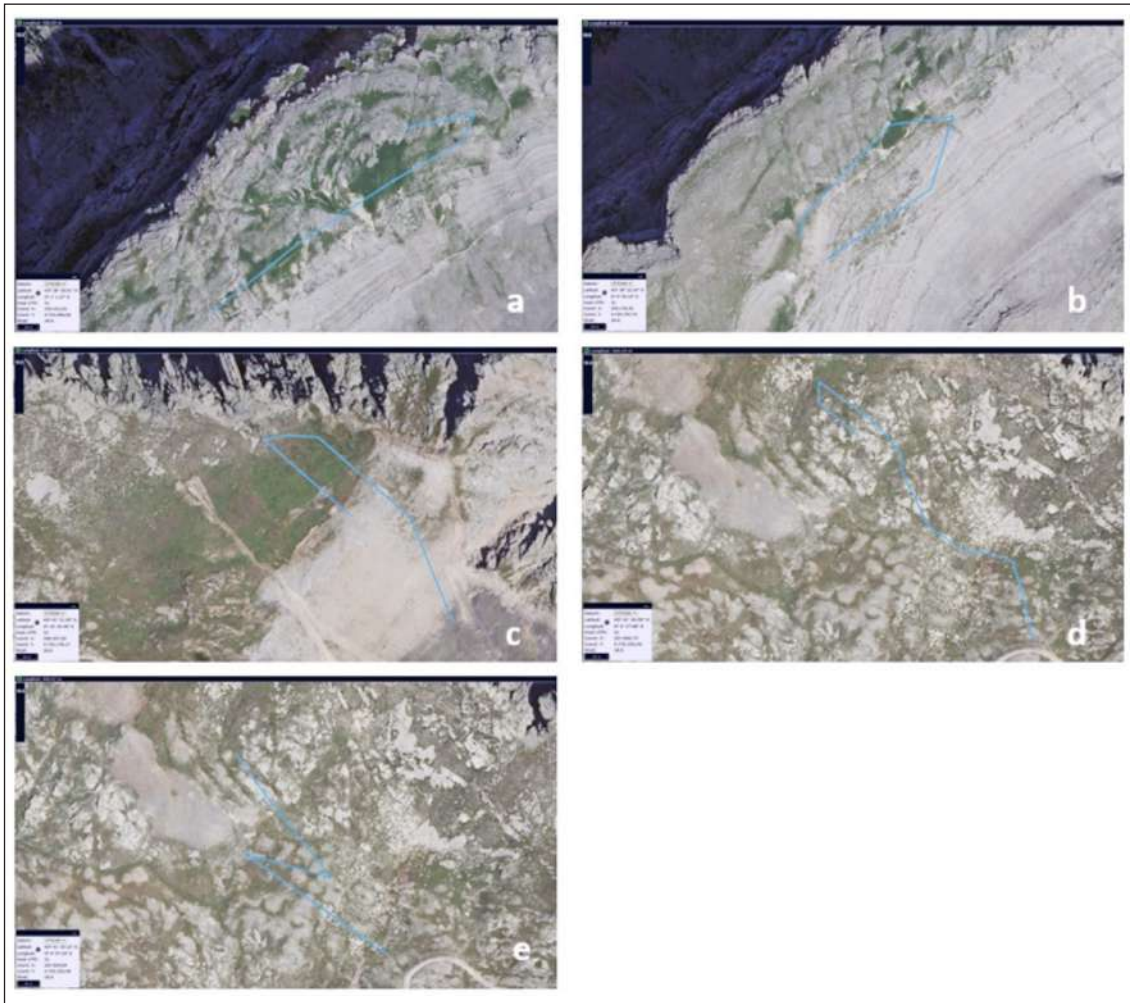


Figura 17: a) y b) Transectos realizados en cuello gordo. c) d) y e) Transectos realizados en la montaña de ruego.

2.3. Desarrollo del experimento

Antes del muestreo se midió la altura del prado o matorral con una cinta métrica. Se hicieron 2 mediciones y después se calculó la media.

Para realizar el muestreo, se recorrió un transecto de 400 metros de longitud y aproximadamente 1 metro de anchura. Un transecto es una ruta fija establecida en un lugar, donde se registran en este caso ortópteros, no obstante, también se emplea muy a menudo para registrar los lepidópteros diurnos, entre otros insectos. Debido a la alta densidad de ortópteros en los hábitats montanos y subalpinos, se ha optado por un transecto no demasiado largo, de 400 metros. En lepidópteros diurnos, al no haber tanta densidad de individuos, se aumenta la longitud del transecto hasta llegar al kilómetro, como recomienda el “Manual para el seguimiento de las mariposas” (2012).

Se ha primado la detección visual de los individuos sobre la captura directa, ya que nos encontramos en un Parque Nacional y no está justificada la captura y sacrificio de gran cantidad de individuos. No obstante, se ha utilizado el método de captura directa para las especies que no se identifican bien a simple vista o con fotografía, para ello se utilizó un salabre de 20 x 15 cm de abertura y 40 cm de manga. Esta técnica de captura tiene algunos sesgos ya que solo se atrapan especies exclusivamente fitófilas, por tanto, la detección visual de los individuos nos permite localizar también especies geófilas, arbustícolas o arborícolas (Gardiner y Hill, 2006). La captura directa muestra buenos resultados en pastizales densos con alta abundancia de saltamontes, no obstante, los resultados empeoran en pastizales con cubierta vegetal baja o en matorrales, hábitats que también forman parte de este trabajo. En tales casos, se observa que por ejemplo los saltamontes que se encuentran en el suelo desnudo escapan fácilmente de las redes de barrido.

Aproximadamente cada 40 metros, se interrumpió el muestreo, para examinar los ejemplares dudosos capturados con la red. El transecto se recorrió a paso lento (aproximadamente 1 km/h). Todos los ortópteros tanto los capturados como los observados se les hizo varias fotografías desde diferentes ángulos, con un objetivo macro de una cámara réflex. La identificación de la especie y el estado de desarrollo se realizó en colaboración con David Lluçà Pomares, taxónomo y colaborador Científico del Museu de Ciències Naturals de Barcelona. También se evaluaron, los ejemplares dudosos para poder identificarlos con total seguridad en el laboratorio.

El método de conteo visual con transectos representa una forma eficiente de lograr datos cuantitativos sobre la abundancia de ortópteros ya que está menos influenciado por el tipo de vegetación que las redes de barrido (Hochkirch y Adorf, 2007). Sin embargo, el método depende en gran medida de la actividad de los insectos, que estos estén activos. Debemos tener en cuenta que su actividad se ve afectada por las condiciones climáticas. Por lo tanto, todos los conteos se realizaron durante días soleados y sin viento. De la misma forma, se ha intentado que los muestreos se den entre las diez de la mañana y las cinco de la tarde, momento en que la mayoría de ortópteros se encuentran más activos, no obstante, existen especies que se encuentran activas día y noche como *Tettigonia viridissima*

La simplicidad del transecto y la generación de datos robustos son clave de la popularidad del método y su adopción por países de toda Europa (Van Swaay *et al.*, 2012). Permite hacer estimaciones de número de individuos por unidad de superficie (densidad), además de permitir calcular diversidades y riquezas de una manera sencilla.

Se debe de tener en cuenta algunas cuestiones a la hora de realizar el transecto:

1. Algunas especies grandes y con una buena capacidad de salto y vuelo se pueden desplazar fuera del transecto. Si esto ocurre y no conocemos la especie, debemos de

3. Resultados y Discusión

3.1. Resultados

Se registraron un total de 1269 ejemplares de ortópteros, correspondiente a 39 especies (tabla 2). Por otro lado, 56 individuos censados no pudieron ser identificados hasta el nivel de especie, sino solo a nivel de familia. Los individuos no identificados a nivel de especie, ya que se tratan en muchos casos de ninfas, se han tenido en cuenta para estudios de abundancia, pero no para los índices de diversidad. Por consiguiente, han sido identificados taxonómicamente 1213 individuos.

En el suborden de los caelíferos, las tres especies con una mayor abundancia, en orden son: *Pseudochorthippus parallelus*, *Stauroderus scalaris* y *Chorthippus apricarius*. En el suborden de los ensíferos, las tres especies con una mayor abundancia, en orden son: *Platycleis albopunctata*, *Tettigonia viridissima* y *Decticus verrucivorus*.

Tabla 2: Total de especies de ortópteros halladas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido con su correspondiente abundancia. Las especies han sido ordenadas en función de su abundancia (número de individuos totales). Con color verde se han marcado las especies que pertenecen al suborden de los ensíferos y con amarillo a los caelíferos. También en las sucesivas columnas se muestran los porcentajes de cada una de las especies en cada hábitat.

ESPECIE	ABUNDANCIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	190	24,4	38,4	15,2	19,1	10	38,2	6,1	2,3	
<i>Stauroderus scalaris</i>	156	13,3		36,1		13,2			24,8	
<i>Platycleis albopunctata</i>	98				8,8	13,6	12,1	6,1	4,7	
<i>Chorthippus apricarius</i>	82			24,7		0,6			31,3	
<i>Chorthippus biguttulus</i>	76				8,8	14,3	3,8			
<i>Chorthippus brunneus/jacobsi</i>	74	11		4,7		4,7	18,4	7,6		
<i>Tettigonia viridissima</i>	52	25,9				0,4		6,1	8,8	
<i>Gomphocerus sibiricus</i>	52					0,2	1,2			52,6
<i>Decticus verrucivorus</i>	50					4,9	5		11,8	
<i>Tessellana tessellata</i>	48	2,3	12,8			0,4		55,3		

<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	47				10,2	4,4	10,1		1,1	2,1
<i>Stenobothrus lineatus</i>	45		2,5		5,8	7,6	5,2			3,2
<i>Euchorthippus declivus</i>	29		24,6			2,9	3,8			
<i>Roeseliana roeselii</i>	26	12,5	10,2			1,5				
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	24	0,7				3,5	3,1			2,1
<i>Omocestus antigai</i>	22				4,4	3,8				2,1
<i>Cophopodisma pyrenaica</i>	20									21,5
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	19				1,4	2,6				6,4
<i>Calliptamus barbarus</i>	17				22			3		
<i>Arcyptera fusca</i>	14			8,5		0,6			1,1	
<i>Antaxius hispanicus</i>	11				8,8	0,8				1
<i>Euchorthippus elegantulus</i>	9		5, 1					10,7		
<i>Omocestus rufipes</i>	7	1,5				0,2	1,7	4,6		
<i>Psophus stridulus</i>	6					1,3				
<i>Chorthippus saulcyi moralesi</i>	5					1,1				
<i>Bicolorana bicolor</i>	4	1,5				0,2				
<i>Chorthippus vagans</i>	3		2,5				1,2			
<i>Oedipoda coerulea</i>	3				2,9	0,2				
<i>Oedipoda caerulescens</i>	3				4,4					
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	3									3,2
<i>Callicrania ramburii</i>	3			2,8						
<i>Tettigonia cantans</i>	3								1,7	
<i>Chorthippus dorsatus</i>	2	1,5								
<i>Omocestus panteli</i>	2					0,4				
<i>Paracaloptenus bolivari</i>	2					0,4				
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	1		2,5							
<i>Leptophyes punctatissima</i>	1	0,7								
<i>Thyreonotus corsicus</i>	1				1,4					
<i>Synephippius obvius</i>	1				1,4					

Leyenda de la tabla

1= Prados de siega sin segar

2= Prados de siega segados

3= Prados abandonados

4= Matorral

5= Prados levemente pastoreados

3.2 Abundancia y riqueza de ortópteros en cada uno de los hábitats

A) Prados de siega sin segar

Los prados de siega sin segar, presentan una riqueza de especies y una abundancia (**11 especies y 25,4 individuos**) que se sitúan en la media. Destaca un índice Ensífera/Caelífera elevado, debido sobre todo a la presencia de *Tettigonia viridissima*, la especie más abundante de este hábitat. Los prados muestreados tienen una altura elevada, por tanto, el valor de este índice y la presencia elevada de ensíferos es comprensible. Tablas 2 y 3.

B) Prados de siega segados

Los prados de siega segados presentan una riqueza de especies y una abundancia baja (**8 especies y 7,8 individuos**). Los índices de biodiversidad disminuyen con respecto a los prados no segados. Con la siega se han perdido tanto especies (3 menos) como sobre todo individuos (un 69 % menos). Destaca la desaparición de especies que prefieren como hábitat la hierba alta como *Tettigonia viridissima* y *Stauroderus scalaris*, y la aparición en abundancia de *Euchorthippus declivus*, una especie que prefiere un hábitat insolado y de escasa humedad (hierba baja). En los prados de siega, existe una correlación de Pearson positiva alta (0,724 *) entre la altura herbácea y la riqueza de especies. Si tenemos en cuenta todos los hábitats, la correlación es negativa muy baja (-0,161) entre estas 2 variables. Tablas 2 y 3.

C) Prados abandonados

Estos prados poseen la riqueza más baja (**6 especies**). El Índice de Margalef también es el más bajo de todos los hábitats. La abundancia, en cambio, se sitúa en un término medio. El índice de Ensífera/Caelífera es muy bajo, a pesar que la vegetación está desarrollada y la altura del pasto es la mayor de todos los pastos. El único ensífero que se ha hallado en este hábitat ha sido *Callicrania ramburii*, que tiene relativa importancia, ya que solo se ha encontrado en este hábitat. La especie más abundante ha sido *Stauroderus scalaris*. Tablas 2 y 3.

D) Matorral

El hábitat matorral posee una elevada riqueza de especies (**13**) que contrasta con su baja abundancia (**13,6**). Los índices de biodiversidad son elevados. El índice de Ensífera/Caelífera se sitúa en la media. Destaca la presencia de las especies endémicas del Pirineo como *Synephippus obvius* y *Antaxius hispanicus*. También se ha localizado, el catalogado como vulnerable en la lista roja de la IUCN, *Omocestus antigai*. La especie más abundante ha sido el cosmopolita *Calliptamus barbarus*. Tablas 2 y 3.

E) Prados ligeramente pastoreados o no pastoreados

Con mucha diferencia, estos prados fueron el hábitat con el mayor número de especies localizadas (**26**) y el segundo, por detrás de los herbazales nitrófilos, en cuanto a número de individuos observados por transecto (**37,17**). Presenta los índices de biodiversidad más elevados de todos los hábitats. Muchas especies se encuentran en gran abundancia destacando estas tres; *Chorthippus biguttulus*, *Platycleis albopunctata* y *Stauroderus scalaris*. También se han encontrado en este hábitat especies relevantes, como *Omocestus antigai* o *Chorthippus saulcyi moralesi*. Tablas 2 y 3.

F) Prados sobrepastoreados

Los pastos sobrepastoreados presentan una riqueza de especies media- alta (**12**), y una abundancia baja (**13,08**). Los índices de biodiversidad se sitúan en la media de los hábitats. Debemos de tener en cuenta, que se ha realizado un número de transectos mayor que en el resto de los hábitats, a excepción que los prados ligeramente pastoreados, que se hizo el mismo número de transectos. Por tanto, es comprensible que la riqueza sea más elevada al realizar más esfuerzo de muestreo. Comparando los datos con el hábitat anterior (mismo esfuerzo), vemos una disminución de las especies (14 menos) y de la abundancia (64,8% menos). También bajan los índices de biodiversidad. La especie más abundante es *Pseudochorthippus parallelus*. Tablas 2 y 3.

G) Comunidad de ruderal en áreas abandonadas rurales

En este hábitat se realizó el menor número de transectos (**2**) influyendo quizás en la baja riqueza obtenida (**8**). Es el hábitat con la tercera abundancia más elevada. Presenta unos índices de biodiversidad medios-bajos. El índice de Ensífera/ Caelífera es el más elevado de los hábitats, debido a la presencia del ensífero *Tessellana tessellata*., que representa al 55,3% de los individuos observados. Tablas 2 y 3.

H) Herbazales nitrófilos

Es el hábitat con mayor número de individuos por transecto, como contrapartida presenta una riqueza de especies baja (**9**) y unos índices de biodiversidad medios-bajos. Se han realizado solo 3 transectos influyendo quizás en la baja riqueza. Es el tercer hábitat con el índice de Ensífera/ Caelífera más alto, indicando, como así es, una vegetación madura y de una cierta altura. La especie más abundante es *Chorthippus apricarius*. Tablas 2 y 3.

I) Prados de altura

Este hábitat presenta una baja riqueza (**9**) y una abundancia que se sitúa en la media. Los índices de biodiversidad son bajos. El índice de Ensífera/ Caelífera es el más bajo de

los hábitats, debido que solo un ejemplar de ensífero, *Antaxius hispanicus*, se ha hallado a tan alta altitud. Destaca la presencia del localizado *Myrmeleotettix maculatus* o de *Cophopodisma pyrenaea*, una especie endémica del Pirineo. La especie más copiosa en este hábitat es *Gomphocerus sibiricus*, siendo muy abundante (52,68% de los individuos observados). Tablas 2 y 3.

Tabla 3: Variables calculadas para describir los hábitats

Hábitats	Altitud media (m)	Altura media del pasto (cm)	Riqueza	Abundancia media	Índice de Shannon	Índice de Margalef
Prados de siega sin segar	1211	74,6	11	25,4	1,86	2,08
Prados de siega segados	1211	4,8	8	7,8	1,64	1,91
Prados abandonados	1654,8	109,8	6	21	1,49	1,09
Matorral	1447	57,8	13	13,6	2,25	2,84
Pastos ligeramente pastoreados o no pastoreados	1747	38,1	26	37,1	2,64	4,12
Pastos sobrepastoreados	1637	6,5	12	13,0	1,89	2,17
Comunidad de ruderal en áreas abandonadas rurales	1209	33,5	8	32,5	1,52	1,67
Herbazales nitrófilos	1608	68	9	56	1,67	1,59
Prados de altura	2403	13,6	9	18,6	1,38	1,78

3.3. Análisis multivariantes

La información obtenida en los dos análisis multivariantes realizados nos permite conocer la relación de los diferentes hábitats entre sí, en función de las variables previamente seleccionadas (Tabla 3).

En el diagrama de Cluster (Figura 21), en primer lugar, se observa una separación de los 9 hábitats en 2 grupos. El primer grupo estaría conformado por todos los hábitats menos los pastos ligeramente pastoreados que formarían el segundo grupo. El primer grupo se divide a su vez en 2 subgrupos, conformado el primero por pastos segados y sobrepastoreados (cercaños entre ellos), prados de siega sin segar y el matorral (también cercaños entre ellos) y por último el hábitat de comunidad de ruderal. El segundo subgrupo está conformado por prados abandonados y herbazales nitrófilos (cercaños entre ellos) y prados de altura. El diagrama señala la “distancia” como resultado del análisis. Esta distancia es menor cuanto más parecidos son los hábitats entre sí. Hay que señalar por ejemplo que los pastos sobrepastoreados y los pastos ligeramente pastoreados se encuentran muy distantes entre sí, por tanto, son muy diferentes. En cambio, los pastos de siega sin segar y segados, se hallan a una menor distancia entre estos, por tanto, más similares.

Por otro lado, el Análisis de Componentes Principales muestra que una gran parte de la varianza se debe al Componente 1 (42,808) (Tabla 4). La matriz de este componente está influenciada principalmente por los dos Índices de Biodiversidad y la riqueza. Por consiguiente, los hábitats se diferencian entre estos principalmente por las tres variables anteriores y no tanto por otras variables, como son la altitud, la altura media del pasto...

Tabla 4: Varianza de cada componente principal en el análisis de componentes principales de los hábitats según su fauna en ortópteros.

Componente	Total	% de varianza
1	2,997	42,808
2	1,681	24,019
3	1,223	17,475
4	0,813	11,615
5	0,249	3,552
6	0,026	0,376
7	0,011	0,155

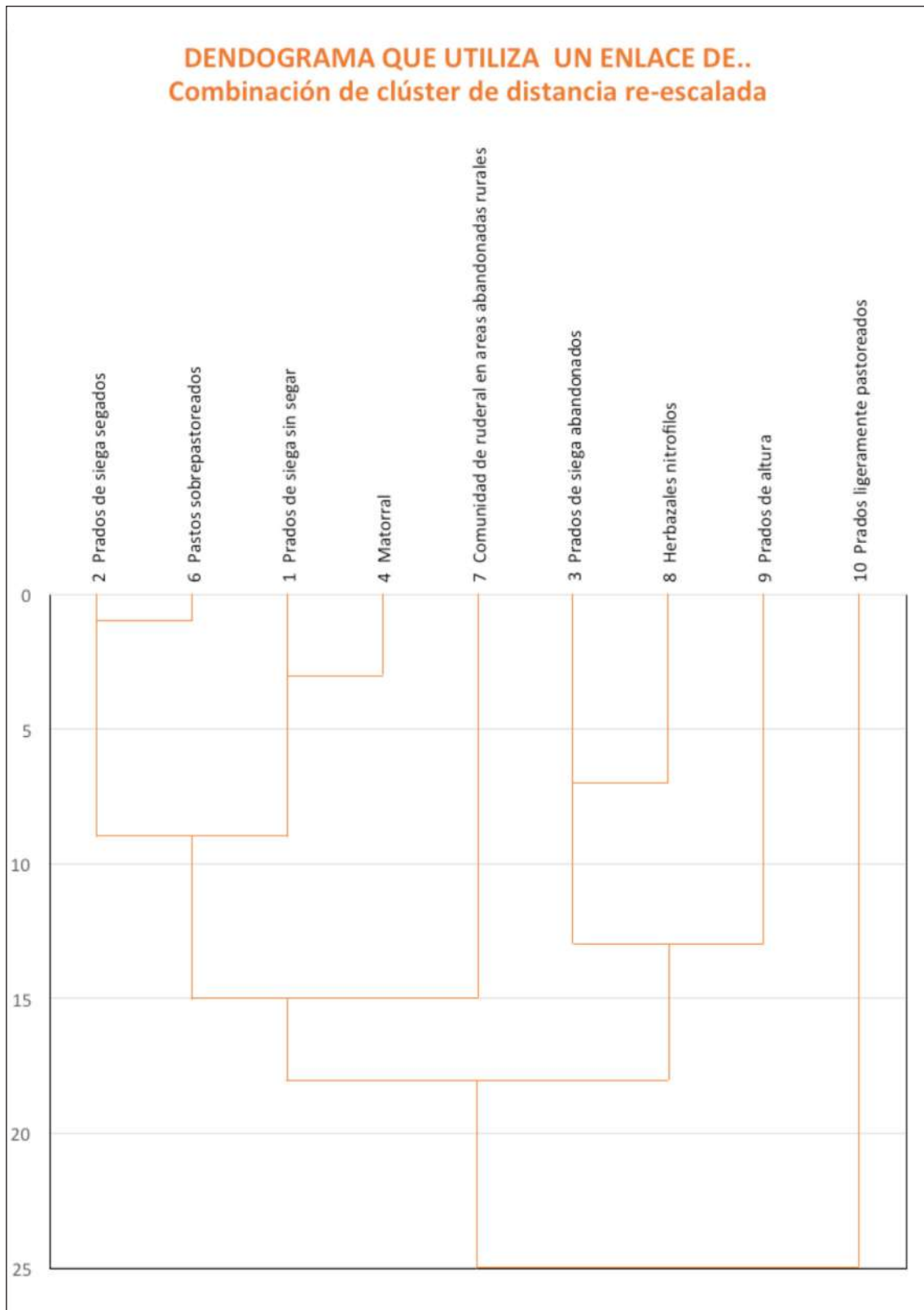


Figura 19: Diagrama de Cluster realizado con las variables geográficas, ecológicas y de biodiversidad de ortópteros.

3.4. Especies indicadoras

Pseudochorthippus parallelus

Aparece de forma muy abundante o abundante en todo tipo hábitats, a excepción de los prados de altura y los herbazales nitrófilos. No obstante, se observa, dentro de su abundancia, que aparece en mucha mayor proporción, siendo la especie dominante, en prados de siega segados (38,46) y en pastos sobrepastoreados (38, 21). Tabla 2.

Stauroderus scalaris

Esta especie aparece claramente en prados altos mesófilos, especialmente en gran proporción en prados abandonados (36,1) y herbazales nitrófilos (24,8). No aparece en prados degradados, como lo son los prados de siega segados o pastos sobrepastoreados. Tabla 2.

Arcyptera fusca

Esta especie solo aparece en prados abandonados (8,57), pastos ligeramente pastoreados (0,67) y herbazales nitrófilos (1,1). Siempre, se halla en una vegetación relativamente alta. Tabla 2.

Decticus verrucivorus

En este estudio *Decticus verrucivorus* ha aparecido prácticamente en la misma proporción en pastos ligeramente pastoreados (4,93) y en pastos sobrepastoreados (5,09). Se ha detectado en una proporción elevada en herbazales nitrófilos (11,8). Tabla 2.

3.5. Discusión

Tal como vimos en los resultados, los pastos levemente pastoreados son el hábitat con un mayor número de especies y mayores índices de biodiversidad; siendo los segundos en abundancia media por transecto. Estos datos, ponen en relevancia la importancia de la ganadería extensiva en el mantenimiento de la biodiversidad de los ortópteros. Está sobradamente probado que el sostenimiento de unos censos mínimos de ganado extensivo, con diferentes especies (vacuno, caprino y ovino) y cargas adecuadas, es imprescindible para garantizar la conservación de la biodiversidad de hábitat de estas especies (Rodríguez-Pascual M, 2006).

El pastoreo leve parece ser una perturbación intermedia. La hipótesis de la perturbación intermedia predice que la mayor diversidad se da a un nivel medio de perturbación (Connell, 1978). En línea con esta hipótesis, se encontró que las especies de saltamontes

Chorthippus paralellus, *C. albomarginatus* y *C. brunneus* prefieren una altura de pasto intermedia de 10 a 20 cm (Gardiner *et al.*, 2002).

Cuando se abandonan los pastos, la abundancia media y la riqueza disminuye, y los índices de biodiversidad se desploman. Muchas especies de ortópteros requieren espacios abiertos generados por la ganadería, y al no haberlos, desaparecen (Kampmann *et al.*, 2008). Por ejemplo, las tres especies encontradas de *Stenobothrus* (*S. lineatus*, *S. stigmaticus*, *S. nigromaculatus*) y *Psophus stridulus*, precisan de una vegetación relativamente baja y bien soleada (Llucià-Pomares, 2002). Los pastos abandonados poseen en muchas ocasiones más de un metro de altura, por consiguiente, no es un hábitat idóneo para estas especies. Los datos obtenidos nos demuestran que no tiene por qué estar relacionada una mayor altura del pasto (hábitat bastante homogéneo) con una mayor riqueza o mayores índices de biodiversidad. Como ya se ha dicho, el hábitat con mayor diversidad suele ser el más heterogéneo (Jerrentrup *et al.*, 2014). La presencia de diferentes micrositos, como suelo desnudo, parches de vegetación baja y abierta, y vegetación más alta y densa, permite que especies de diferentes preferencias de hábitat coexistan en un hábitat determinado como así lo constatan números trabajos (Almásy *et al.*, 2021; Fartmann *et al.*, 2012; Fonderflick *et al.*, 2014).

Al pasar estos pastos abandonados a matorral, se produce un aumento tanto de la riqueza como de los índices de biodiversidad. El hábitat de matorral muestreado se compone por un pasto de escasa altura y arbustos. Quizás, este aumento de la biodiversidad se deba a que conviven en este hábitat especies presentes en el pasto (*S. stigmaticus*, *S. lineatus*...) y ortópteros vinculados a los arbustos (*Synephippius obivius*, *Thyreonotus corsicus*...). El matorral por sí mismo es un hábitat con especies de ortópteros propias, que no se encuentran en otros hábitats, entre otras *Barbitistes serricauda*, *Yersinella raymondii* y *Steropleurus perezi* (Llucià-Pomares, 2002). Como ya dijimos en la introducción, los matorrales albergan casi la mitad de las especies de ortópteros europeas (IUCN, 2016).

Podemos observar, una disminución de la abundancia a medida que pasamos de los prados ligeramente pastoreados a prados abandonados y posteriormente a matorral (figura 22). Por consiguiente, existe un impacto negativo en la biodiversidad al abandonar los prados. El pastoreo evita que el hábitat de algunas especies de saltamontes tenga una vegetación desfavorablemente alta y densa.

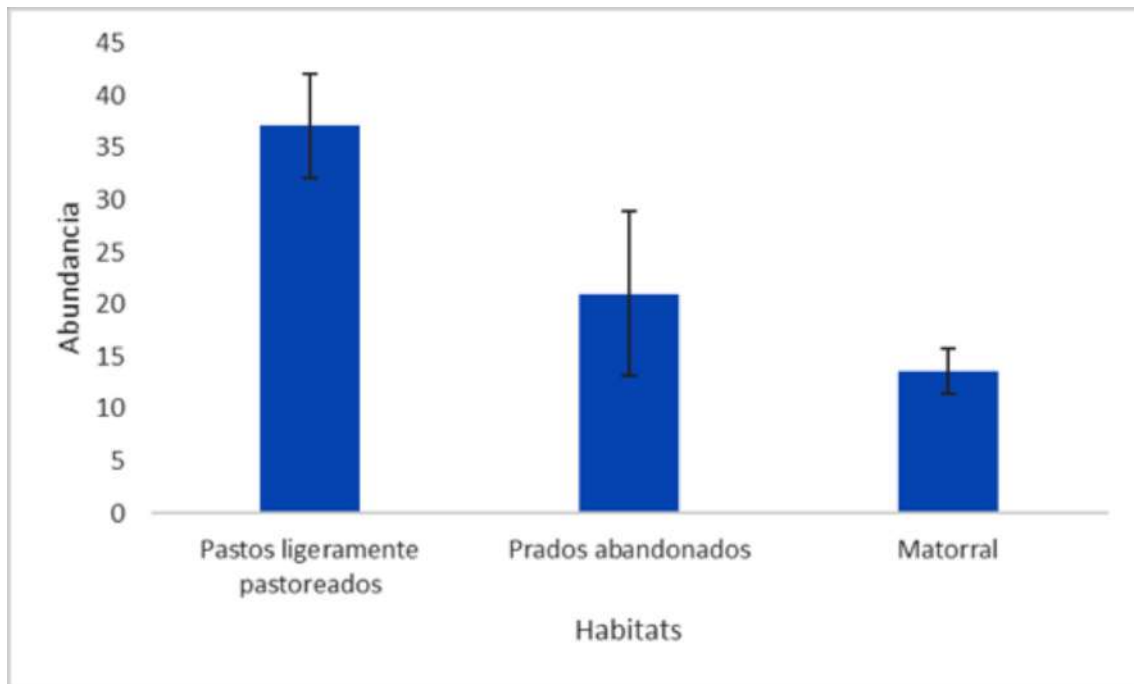


Figura 20: Abundancia media de ortópteros en los pastos ligeramente pastoreados (n=11), prados abandonados (n= 5) y matorral (n=5) (medias \pm SE).

Como se puede observar en la tabla 3, el sobrepastoreo produce una disminución de la biodiversidad. Las especies de ortópteros que necesitan prados con cierta altura para vivir no se encuentran en este tipo de hábitat. Algunas especies que desaparecen son *Stauroderus scalaris*, *Antaxius hispanicus*, *Bicolorana bicolor*... Tal como se vio en el diagrama de Cluster (figura 21), en términos de biodiversidad, un pasto sobrepastoreado es un hábitat muy diferente a un prado ligeramente pastoreado. Los resultados nos dicen que el pastoreo según sobre todo su intensidad puede provocar que un prado tenga unos índices de biodiversidad muy elevados (baja intensidad) o bajos (alta intensidad). Algunos trabajos exponen que el pastoreo puede tener o no un efecto beneficioso dependiendo de estos factores; la intensidad de este, la identidad de las especies de los animales que pastan (vacuno, ovino, caprino...), su selectividad y el tamaño corporal del ganado (Rook *et al.*, 2004; Chiste *et al.*, 2016).

También se puede asegurar, según los resultados, que la siega tiene un impacto negativo en la diversidad. Como se puede observar en los resultados, la eliminación que produce la siega de varias especies (*Bicolorana bicolor*, *Tettigonia viridissima*...) es consistente con el conocimiento actual y corrobora los hallazgos de otros estudios (Humbert *et al.*, 2009; Chiste *et al.*, 2016). La siega puede reducir la densidad de ortópteros entre un

65 y un 85 %, según las características de la segadora, como la altura de corte (Humbert *et al.*, 2010). En este trabajo, tal como se expuso en los resultados, un 69 %.

Parece reseñable apuntar que se ha podido observar ejemplares de *Roeseliana roeseli* en prados segados. Esta especie muestra predilección por los prados higrófilos altos, por consiguiente, observarla en este hábitat es una sorpresa.

Como relaciones estadísticas medianamente importantes, cabe destacar que la altitud tiene una correlación de Pearson positiva muy baja con la riqueza de especies (**0,138**). A mayor altitud mayor cantidad de especies. Similar comportamiento se observa en la altura del pasto que tiene una correlación positiva también baja con la abundancia de ortópteros (**0,354**) y negativa muy baja con la riqueza (**-0,161**). El índice Ensífera/ Caelífera tiene una correlación negativa moderada con la altitud media (**- 0,565**), parece ser que los ensíferos abundan más a bajas altitudes. Y positiva baja (**0,285**) con la abundancia de individuos. Mientras que existe una correlación muy débil (**0,053**) entre el índice Ensífera/ Caelífera y la altura del pasto, por lo que no podemos asegurar que la mayor presencia de ensíferos nos indique una vegetación más alta y madura, o con baja explotación humana. Como ya se dijo, existen ensíferos como *Tessellana tessellata*, encontrado en gran abundancia (**48 individuos**), que tienen predilección por la vegetación poco desarrollada. Por consiguiente, se puede concluir que este indicador no es muy confiable.

En cuanto a las especies indicadoras, *Chorthippus parallelus*, es la especie dominante en hábitats alterados como prados de siega cortados y prados sobrepastoreados, por tanto, su numerosa presencia en un lugar indica cierta degradación. Esta especie fue encontrada también en abundancia en prados segados y sobrepastoreados en algunos estudios (Voisin, 1986 y 1990; Olmo Vidal, 2010b). Es una especie eurosiberiana, extendiendo su área de distribución por la mayor parte de los sistemas montañosos españoles de la zona centro y norte (Llucia-Pomares, 2002). Por tanto, se puede utilizar como indicadora de prados sobreexplotados en diversos lugares de la geografía española. En cambio, la presencia de *Stauroderus scalaris* o *Arcyptera fusca* indica que un prado no se encuentra sobrepastoreado o segado. No apareciendo estas 2 especies en estos hábitats. *A. fusca* se localiza en la península ibérica exclusivamente en la Cordillera Pirenaica y zonas próximas del País Vasco (García *et al.*, 1996). Algunos estudios nos muestran que esta especie solo aparece en vegetación relativamente alta (Llucia-Pomares, 2002). *S. scalaris* es una especie eurosiberiana, que se encuentra en la Península ibérica en la mitad septentrional, apareciendo en prados altos mesófilos, matorrales... (Llucia-Pomares, 2002).

Con relación a la especie *Decticus verrucivorus* aparece de forma localizada, pero de una forma abundante en los pocos lugares donde existe. Se ha localizado con cierta abundancia en prados sobrepastoreados y de hierba de bajo porte, por tanto, en este trabajo la descartamos como especie indicadora de una buena conservación del pastizal. (Figura 23). Debemos de tener en cuenta, tal como no expone el siguiente trabajo (Cherill y Brown, 1990) que las hembras adultas abandonan el refugio de las matas de hierba alta para ovipositar, en áreas abiertas adyacentes con pequeños parches de suelo desnudo. Puede ser el motivo de la observación de las tres hembras encontradas, no obstante, también se han encontrado 5 machos en este prado sobrepastoreado. Solo hemos muestreado un individuo de *Synephippius obvius*, este se encontraba sobre un matorral de erizón, por tanto, no se puede asegurar su labor indicadora de pastos poco explotados.



Figura 21: *Decticus verrucivorus* apareció con cierta abundancia (8 individuos) en el transecto que se realizó en el prado sobrepastoreado de Plana Canal (Figura 14a).

Se ha localizado una especie que se encuentra en estado vulnerable en la lista roja de la UICN, esta es *Omocestus antigai* (Figura 24). Se han hallado 22 individuos, 17 en prados ligeramente pastoreados, 3 en vegetación de matorral y 2 en prados de altura. *O. antigai* es una especie bastante común en la parte francesa del Pirineo, pero es bastante rara en el lado español (Llucia-Pomares, 2002). La mayoría de las subpoblaciones son pequeñas y están aisladas, por lo que la recolonización es poco probable y, por lo tanto, se considera que la población está gravemente fragmentada (UICN, 2016).

Otra especie que se encuentra en la lista roja en situación “casi amenazada” es *Cophopodisma pyrenaea*. Se han hallado 20 individuos, lo cual es un número esperanzador, todos ellos en prados de altura. La especie está estrechamente relacionada con áreas con una gran capa de nieve, que recientemente está disminuyendo debido al cambio climático. Por lo tanto, se infiere una disminución continua del número de subpoblaciones e individuos maduros (UICN, 2016).



Figura 22: Dos individuos de *Omocestus antigai*

3.6. Conclusiones

Como objetivo general de este trabajo, se propuso evaluar el impacto de los diferentes usos del suelo en un ecosistema de montaña sobre la biodiversidad de los ortópteros. En concreto, se estudió la influencia del abandono de los pastos de siega y su sucesión irrevocable a matorral, así como el efecto que se produce al sobrepastorear estos pastos. De los resultados del estudio se obtienen las siguientes conclusiones:

- Existe un impacto en la biodiversidad al abandonar los prados ligeramente pastoreados y producirse una sucesión irrevocable a matorral, afectando tanto a la riqueza, índices de biodiversidad como a la abundancia.
- Se observa una reducción de la biodiversidad en pastos sobrepastoreados y en los prados abandonados.
- El hábitat con una biodiversidad mayor es claramente el pasto levemente pastoreado.
- La riqueza de especies de ortópteros está relacionada levemente con la altitud, sin embargo, apenas está relacionada con la abundancia.
- Con la altura del pasto, está relacionada negativamente, a mayor altura de pasto menor riqueza y mayor abundancia de ortópteros.
- La siega afecta negativamente tanto a la riqueza como especialmente a la abundancia de ortópteros.
- Se han identificado especies indicadoras (*C. parallelus*, *A.fusca*, *S.scalar*) amenazas(*O. antigai*) y endémicas (*A. hispanicus*, *C. pyrenaea* , *S. obvi*) dando en base a su presencia, información relevante del estado de conservación de los prados.
- El índice Ensífera/ Caelífera solo en ocasiones ha dado un resultado correcto del estado de conservación de la zona.

4. Referencias

- ALIGNAN, J.F., DEBRAS, J.F. y DUTOIT, T. (2014), «Effects of ecological restoration on Orthoptera assemblages in a Mediterranean steppe rangeland». *J. Insect Conserv.* 18: 1073-1085.
- ALMÁSY, J., ESSL, F., BERGER, A. *et al.* (2021), «¿Pastar o segar? La influencia de la gestión de los pastizales sobre los saltamontes (*Orthoptera*) en un terraplén de protección contra inundaciones en el Parque Nacional Donau-Auen (Austria)». *J. Insect Conserv.*, 25, 707-717. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00337-4>
- BAEV, P.V. y PENE, L.D. (1995), *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis*. Versión 5.1. Pensoft, Sofia Moscow, 57 pp.
- BENITO ALONSO, J.L. (2006), *Vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe, Pirineo central aragonés)*. 419 pp. + mapa vegetación 1:40.000 pp. Serie Investigación, n.º 50. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Gobierno de Aragón, Zaragoza.
- BENITO ALONSO, J.L. (2018), *Mapa de vegetación actual, a escala 1: 10.000, del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica de protección*. Jolube Consultor Botánico y Editor, Jaca (Huesca).
- CHERRILL, A.J. y BROWN, V.K. (1990), «The life cycle and distribution of the Wart-biter *Decticus verrucivorus* (L.) (*Orthoptera: Tettigoniidae*) in a Chalk Grassland in Southern England». *Biological Conservation*, 53: 125-143.
- CHOCARRO, C. y REINÉ, R. (2008), *El cultivo de los prados del pirineo. Pastos del Pirineo*. Fillat, F.; García-González, R.; Gómez, D.; Reiné, R. (Eds.), pp. 141-158.
- CHISTÉ, M.N., MODY, K., GOSSNER, M.M., SIMONS, N.K., KÖHLER, G., WEISSER, W.W. y BLÜTHGEN, N. (2016), «Perdedores, ganadores y oportunistas: cómo la intensidad del uso de la tierra de los pastizales afecta a las comunidades de ortópteros». *Ecosfera* 7(11):e 01545.
- CINCOTTA, R.P., WISNEWSKI, J. y ENGELMAN, R. (2000), «Human population in the biodiversity hotspots». *Nature*, 404: 990-992.
- CONNELL, J.H. (1978), «Diversidad en selvas tropicales y arrecifes de coral». *Ciencia*, 199, 1302-1310.
- DE LA FUENTE, S. (2011), *Análisis de Componentes Principales: Componentes Principales*. Facultad de Económicas y Empresariales, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.

- DIRZO, R., YOUNG, H.S., GALETTI, M., CABALLOS, G., ISAAC, N.J.B. y COLLEN, B. (2014), «Defaunation in the Anthropocene». *Science*, 345: 401-406.
- EADES, D.C., OTTE, D., CIGLIANO, M.M. y BRAUN, H. (2016), *Orthoptera Species File. Version 5.0/5.0*. Available online from: <http://Orthoptera.SpeciesFile.org>. Accessed on 12 August 2016.
- FABRICIUSOVÁ, V., KANUCH, P. y KRISTIN, A. (2011), «Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the western Carpathians». *Biologia*, 66: 1127-1133.
- FARTMANN, T., KRÄMER, B., STELZNER F. y PONIATOWSKI, D. (2012), «Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland». *Ecological Indicator*, 20: 337-344.
- FERRER, C., SAN MIGUEL, A. y OLEA, L. (2001), «Nomenclátor básico de pastos en España». *Pastos XXXI* (1): 7-44.
- FONDERFLICK, J., BESNARD, A., BEURET, A., DALMAIS, M. y SCHATZ, B. (2014), «The impact of grazing management on Orthoptera abundance varies over the season in Mediterranean steppe-like grassland». *Acta Oecologica*, 60: 7-16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2014.07.001>
- GARCÍA, M. D., CLEMENTE, M. E. y PRESA, J. J. (1996), «Las manifestaciones acústicas y la taxonomía de las especies de Arcyptera Serville, 1839, presentes en la Península Ibérica (Orthoptera: Acrididae)». *Bonl. Asoc. esp. Ent.*, 20 (3-4): 59-92.
- GARCÍA-MARTÍNEZ, A., OLAIZOLA, A. y BERNUÉS, A. (2009), «Trajectories of evolution and drivers of change in European mountain cattle farming systems». *Animal*, 3: 152-165.
- GARDINER, T. , PYE, M. , FIELD, R. y HILL, J. (2002), «La influencia de la altura del césped y la composición de la vegetación en la determinación de las preferencias de hábitat de tres especies de Chorthippus (Orthoptera: Acrididae) en Chelmsford, Essex, Reino Unido». *Journal of Orthopteran Research*, 11: 207-213.
- GARDINER, T. y HILL, J. (2006), «A comparison of three sampling techniques used to estimate the population density and assemblage diversity of Orthoptera». *Journal of Orthopteran Research*, 15: 45-51.
- GARDINER, T. y HASSALL, M. (2009), «Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland?». *Journal of Insect Conservation*, 13: 97-102. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9129-y>
- HAMMER, Ø. (2019), *PAST (Paleontological Statistics, version 3.23) reference manual*, Natural History Museum University of Oslo, Oslo.
- HOCHKIRCH, A. y ADORF, F. (2007), «Effects of prescribed burning and wildfires on Orthoptera in Central European peat bogs». *Environmental Conservation*, 34: 225-235.

- HOSTE-DANYŁOW A., ROMANOWSKI, J. y ŹMIHORSKI, M. (2010), «Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland», *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139: 129–133.
- HUMBERT, J.-Y., GHAZOUL, J. y WALTER, T. (2009), «Técnicas de cosecha de praderas y sus impactos en la fauna de campo». *Agricultura, Ecosistemas y Medio Ambiente*, 130: 1-8.
- HUMBERT, J.Y., GHAZOUL, J., RICHNER, N. y WALTER, T. (2010), «Hay harvesting causes high orthopteran mortality», *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139: 522-527.
- ISERN-VALLVERDÚ, J. (1990), «A quantitative ecology of orthopteran communities on Pyrenean grasslands above timberline (Huesca, Spain)». *Boletín Sanidad Vegetal Plagas* (Fuera de serie), 20: 311-320.
- IUCN 2015. *European species under threat. Overview of European Red Lists results*. http://cmsdata.iucn.org/downloads/red_list_overview_new_1.pdf
- IUCN 2016. *European Red List of Grasshoppers, Crickets and Bush-crickets*.
- JERRENTROP, J.S., WRAGE-MONNIG, N., ROVER, K.U. y ISSELSTEIN, J. (2014), «La intensidad del pastoreo afecta la diversidad de insectos a través de la estructura del césped y la heterogeneidad en un experimento a largo plazo». *Journal of Applied Ecology*, 51: 968-977.
- KAMPMANN, D., HERZOG, F., JEANNERET, P., KONOLD, W., PETER, M., WALTER, T., WILDI, O. y LUSCHER, A. (2008), «Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type». *Journal for Nature Conservation*, 16 (1): 12-25.
- LLUCIÀ-POMARES, D. (2002), «Revisión de los ortópteros (*Insecta: Orthoptera*) de Cataluña (España)». *Monografías S.E.A.* 7: 1-226.
- MARINAS, A. y GARCÍA GONZÁLEZ, R. (2008), «Calidad nutritiva de los patos pirenaicos». En: FILLAT, F., GARCÍA-GONZÁLEZ, R., GÓMEZ GARCÍA, D. y REINÉ, R. (Eds). *Pastos del Pirineo*. Departamento de publicaciones del CSIC, Madrid, pp. 171-188.
- MARINI L., FONTANA P., SCOTTON M. y KLIMEK S. (2008), «Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps». *Journal of Applied Ecology*, 45: 361-370.
- MARINI, L., FONTANA, P., KLIMEK, S., BATTISTI, A. y GASTON, K.J. (2009a), «Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps». *Biological Conservation*, 142: 394-403.
- MARINI, L., FONTANA, P., BATTISTI, A. y GASTON, K.J. 2009b), «Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland–forest mosaic: a multi-scale approach». *Insect Conservation and Diversity*, 2: 213-220.

- MARINI, L., FONTANA, P., BATTISTI, A. y GASTON, K.J. (2009c), «Response of orthopteran diversity to abandonment of seminatural meadows». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132: 232–236.
- MORENO, C. (2001), «Métodos para medir la biodiversidad». *Manuales & Tesis SEA*, vol. 1, Zaragoza.
- OLMO-VIDAL, J.M. (2010a), *Atlas dels ortòpters de Catalunya*. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient, 460 p.
- OLMO-VIDAL, J. M. (2010b), «Les poblacions d'ortòpters de les Planes de Son i la mata de València: aportacions per a la seva gestió i conservació». En GERMAIN, J. [cur.], *Els sistemes naturals de les Planes de Son i la mata de València*. Barcelona: Institució Catalana d'Història Natural (Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural; 16), pp. 403-417. ISBN: 978-84-9965-008-1.
- PEREVOLOTSKY, A. y SELIGMAN, N.G. (1998), «Role of grazing in mediterranean rangeland ecosystems». *BioScience*, 48: 1007-1017
- PERSSON, I.L., DANIELI, K. y BERGSTROM, R. (2000), «Disturbance by large herbivores in boreal forests with special reference to moose». *Annales Zoologici Fennici*, 37 (4): 251-263.
- PONIATOWSKI, D., DEFAUT, B., LLUCIÀ-POMARES, D. y FARTMANN, T. (2009), «The Orthoptera fauna of the Pyrenean region. A field guide». *Articulata*, Beiheft, 14: 1-143.
- POTTS, S.G., WOODCOCK, B.A., ROBERTS, S.P.M., TSCHEULIN, T., PILGRIM, E.S., BROWN, V.K. y TALLOWIN, J.R. (2009), «Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands». *Journal of Applied Ecology*, 46: 369-379.
- RODRÍGUEZ PASCUAL, M. (2006), *La ganadería extensiva en España*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC. <http://www.ruralnaturaleza.com/textola-ganaderia-extensiva-en-espana>
- ROOK, A.J., DUMONT, B., ISSELSTEIN, J., OSORO, K., WALLISDEVRIES, M.F., PARENTE, G. y MILLS, J. (2004), «Coincidencia del tipo de ganado con los resultados de biodiversidad deseados en los pastos: una revisión». *Conservación Biológica*, 119: 137-150.
- VALERA, F., KRIŠTÍN, A. y HOI, H. (2001), «Why does the lesser grey shrike (*Lanius minor*) seldom store food?: Determinants of impaling in an uncommon storing species». *Behaviour*, 138: 1421-1436.
- VAN SWAAY, C.A.M., BRERETON, T., KIRKLAND, P. y WARREN, M.S. (2012), *Manual for Butterfly Monitoring. Report VS2012.010*. De Vlinderstichting/Dutch Butterfly Conservation, Butterfly Conservation UK & Butterfly Conservation Europe, Wageningen.

VOISIN, J. F. (1986) «Évolution des peuplements d'orthoptères dans le canton d'Aime (Savoie)». *Travaux Scientifiques du Parc National de la Vanoise*, tomo XV, pp. 229-254.

_____ (1990) «Observations sur les Orthoptères du Massif Central, 4: Chorthippus parallelus (Zetterstedt 1821) (Orth.Acriididae)». *Bulletin de la Société Entomologique de France*, vol. 95, núm. 3-4, pp. 89-95.

WEISS, N., ZUCCHI, H. y HOCHKIRCH, A. (2013), «The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management». *Biodiversity and Conservation*, 22: 2167-2178.



9. Contribución al estudio de la estructura, dinámica y biodiversidad de los bosques mixtos maduros en el Valle de Ordesa.

Óscar Schwendtner García, Barry Barnard Belenguer, Susana Cárcamo Bravo, Asier Santana Irigoyen, Jesús Sánchez-Alberola, Beñat Recalde Irigoyen, Raquel Muñoz Lado de La Vega, Aika Martinikorena Beorlegui, Andrea Sorli Moreno, Amets Gardeazabal Cañada, Nerea Martínez-Zunzarren, Deme Vidal Agustí

Bioma Forestal

Josep Sabaté Ballcells

4Datum

Klaas Van Dort

Forestfun

Óscar Aguado Martínez

Andrena

José Miguel Olano Mendoza

CAMBIUM research group.

Laboratorio de Botánica. iuFOR-EiFAB.

Campus Duques de Soria

Emili J. Martínez-Ibarz

Sección de Espacios Naturales Protegidos y Desarrollo Sostenible. Gobierno de Aragón



Resumen: Dentro del programa de estudio de los bosques maduros aragoneses (sabinar, encinar, hayedo, diferentes tipos de pinar...) promovidos por Gobierno de Aragón y llevados a cabo por Bioma Forestal desde 2016, este año se han instalado dos parcelas permanentes en el bosque mixto de Cotatuero (valle de Ordesa). Se trata de un bosque complejo, un abetal con hayas y pinos con gran interés para el estudio de la estructura del bosque, su dinámica y la biodiversidad que alberga.

Hemos planteado un estudio a largo plazo, con el que se quieren sentar las bases para que más adelante (después de unas décadas) se puedan analizar los cambios, las tendencias que hayan ido sucediendo tanto en el bosque en general como en los organismos concretos que viven en él. Estudiamos 3 puntos principalmente:

1. Estructura del bosque. Establecemos 2 parcelas de 50 x 50 m y ahí recogemos la información de todos los árboles, su localización exacta y sus características dasométricas: diámetro (tenemos árboles de hasta 100 cm de diámetro a la altura del pecho), altura (algunos gigantes alcanzan los 34 m), los dendro-microhábitats (es decir las estructuras especiales como oquedades, ramas secas, descortezados, fendas, etc que

ofrecerán refugio a multitud de especies) y la madera muerta (tanto en suelo como en pie). También interesa reflejar la estructura a nivel de rodal con áreas de mayor o menor densidad de árboles, ocupación de matorral, huecos en el dosel de copas, etc.

2. Dinámica. En este caso vemos cómo mueren los árboles y cómo van siendo reemplazados por otros árboles que han nacido de sus semillas. Después como estos árboles comienzan un proceso de competencia-colaboración a través de un largo periodo hasta que se produce un nuevo evento renovador. Es decir, como todo cambia para que todo siga igual (más o menos). Las fases que el bosque atraviesa (por pequeños golpes o bosquetes) se conocen como fases del ciclo silvogenético y nos sirven para poder comparar esas pequeñas zonas de bosque en diferente estado de desarrollo.
3. Biodiversidad. El conjunto de especies de flora y fauna que están relacionadas íntimamente con el bosque, que dependen de él para subsistir. En este caso nos hemos centrado en dos grupos que utilizaremos como bioindicadores de la madurez del bosque: Por un lado los insectos, ya sean saproxílicos (los que habitan en el interior de los árboles, en la madera muerta) pero también los polinizadores que aprovechan las flores que nacen en los pequeños rasos o huecos que se abren en el arbolado. Por otro lado los líquenes y briofitos epífitos, estos organismos que tapizan totalmente la corteza de los árboles y nos van a permitir estudiar las condiciones microclimáticas que se dan en el interior del bosque.

La intención de todo ello es estudiar los cambios que se van produciendo con el tiempo, aspecto especialmente importante teniendo en cuenta los previsibles efectos del cambio climático en ciernes. También se pretende que estas parcelas sirvan como base para otros estudios que se puedan desarrollar en los bosques del PNOMP, y nuestro interés es poder intercambiar información con otros investigadores para mejorar el conocimiento de este parque nacional.

Estas dos parcelas quedan situadas en la parte de solana del valle de Ordesa, pero también se establecieron hace algunos años otras dos parcelas en el paraje de Turieto, en la parte de umbría del valle. En cualquier caso el efecto de solana queda matizado por estar situados en el pie de ladera y fondo del valle, con la frescura añadida del barranco de Cotatuero.

1. Introducción

Se describe el establecimiento y caracterización de dos parcelas permanentes en un bosque mixto maduro bien conservado dentro del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP). El objetivo es proporcionar información valiosa sobre los procesos inherentes en estos bosques mixtos maduros que permita monitorizar las principales dinámicas presentes en el parque y favorecer la toma de decisiones en la gestión de estos hábitats, en general. La caracterización de este bosque se ha realizado considerando todos los elementos del ecosistema: desde el biotopo, la estructura y dinámica de las

especies arbóreas hasta algunas de las especies de flora y fauna asociadas, consideradas bioindicadoras.

Para garantizar la comprensión de los procesos naturales presentes, el análisis del rodal objeto de estudio se plantea a tres escalas espaciales de trabajo: rodal o bosque, parcela (*plot*) y subparcela (*subplot*). El resultado final se basa en la integración de la información de las distintas escalas espaciales que permita interpretar y caracterizar los procesos naturales presentes, pasados y futuros, y sus implicaciones para el conjunto del ecosistema.

2. Bosques maduros, dinámica forestal y cambios en la biodiversidad

Los paisajes boscosos inalterados son muy escasos en la actualidad, debido a que la influencia antrópica ha alcanzado la mayoría de los espacios forestales del planeta. La incidencia a nivel histórico del ser humano condiciona principalmente la distribución, estructura y composición de los bosques, por lo que los procesos naturales en muchas ocasiones se han visto alterados o modificados. En este sentido los bosques maduros (*old-growth forests* en inglés) son importantes comunidades de organismos que han estado poco sometidos a la intervención antrópica y que muestran una dinámica natural continua por sus relaciones intra e interespecíficas o por su relación con el medio que les rodea (Hernández *et al.*, 2015).

Uno de los elementos principales en estos bosques maduros son los árboles, organismos longevos y de gran tamaño, en continuo cambio a lo largo del tiempo, capaces de modificar las condiciones del ecosistema y por consiguiente de la biocenosis que les rodea.

Además, este tipo de sistemas son importantes reservorios de biodiversidad. La gran variabilidad de etapas de sucesión (fases del ciclo silvogenético) que podemos encontrar en estos bosques les proporciona características valiosas como reductos para la biodiversidad (Schwendtner y Cárcamo 2010). La heterogeneidad estructural y la riqueza de especies arbóreas contribuye a aumentar la variedad de condiciones ambientales y ecológicas, y por lo tanto la diversidad de organismos forestales presentes en el ecosistema (Michel y Winter 2009). Estos complejos hábitats están en continua evolución por lo que, esta biocenosis asociada podría variar continuamente en función de las condiciones ecológicas resultantes. Este hecho magnifica la importancia del estudio de todos los elementos del ecosistema en la dinámica de este tipo de sistemas complejos como son los bosques maduros.

Otro factor determinante en las dinámicas de los bosques maduros son las relaciones de los organismos con el medio que les rodea. En este sentido, el actual cambio climático podría alterar las relaciones entre las especies coexistentes y por lo tanto modificar la distribución y estructura de las mismas. La monitorización a largo plazo de la dinámica



Figura 1. Aspecto general del rodal estudiado en Cotatuero. Pueden observarse pies viejos, madera muerta, estructura irregular, etc. Las cintas de plástico son parte del dispositivo temporal para acometer las mediciones.

forestal en este tipo de bosques complejos nos puede ayudar a descifrar e intuir el futuro de estos bosques, y por lo tanto, la composición y estructura resultante.

3. **Ámbito de estudio**

Se localiza en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, declarado como tal en 1918 y ampliado en 1982. El parque se localiza en el Pirineo Central y cuenta con 4 profundos valles que se extienden alrededor del Monte Perdido, el macizo calcáreo más alto de Europa. Uno de estos valles con forma de cañón es el Valle de Ordesa, en concreto en la zona baja del circo de Cotatuero es donde se instalaron en noviembre de 2021 las parcelas de estudio. En 2016 se habían instalado otras dos parcelas de las mismas características en el paraje de Turieto en la umbría del mismo valle (figura 2).

La ausencia de actuaciones antrópicas directas desde la instauración del parque a principios del siglo XIX y su estatus de protección permanente lo convierten en un escenario único para el estudio a largo plazo de la evolución natural del bosque y su biodiversidad asociada.



Figura 2. Situación de las parcelas permanentes de Cotatuero (1 y 2) levantadas en 2021 y de Turieto (3 y 4) levantadas en 2016.

4. Metodología

Localización y establecimiento de las parcelas permanentes

Una vez seleccionada la ubicación se realizó la marcación perimetral de las parcelas. Tras el replanteo del perímetro se establecieron los subplots interiores, formando una cuadrícula de 25 polígonos de 10 x 10 metros. Al finalizar la toma de datos todo el material de marcación fue retirado.

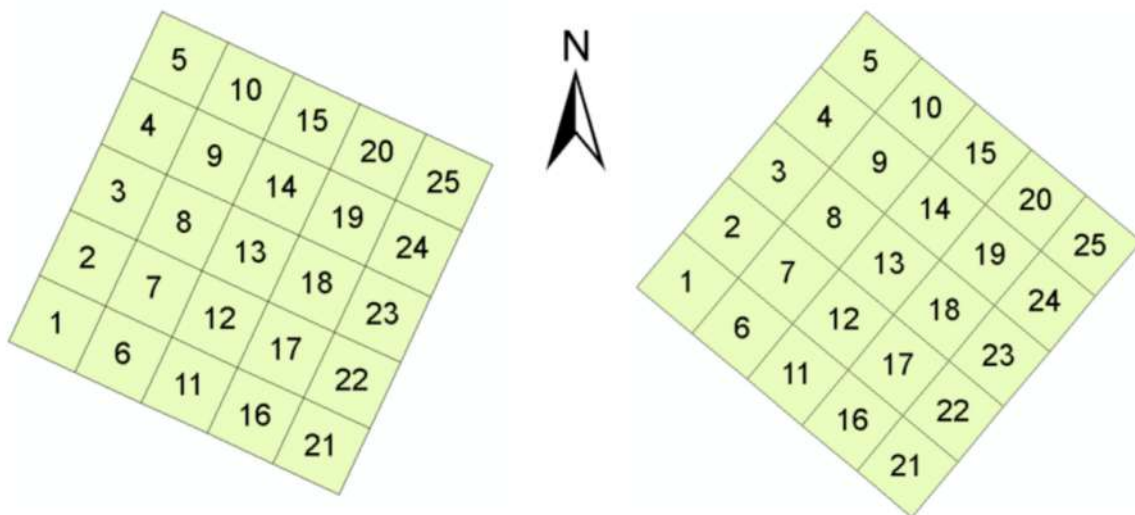


Figura 3. Croquis de las parcelas y numeración de los subplots.

Una vez establecidas las parcelas, se procedió a la toma de datos de los pies de su interior. Se marcaron tanto árboles vivos como muertos en pie de diámetro normal

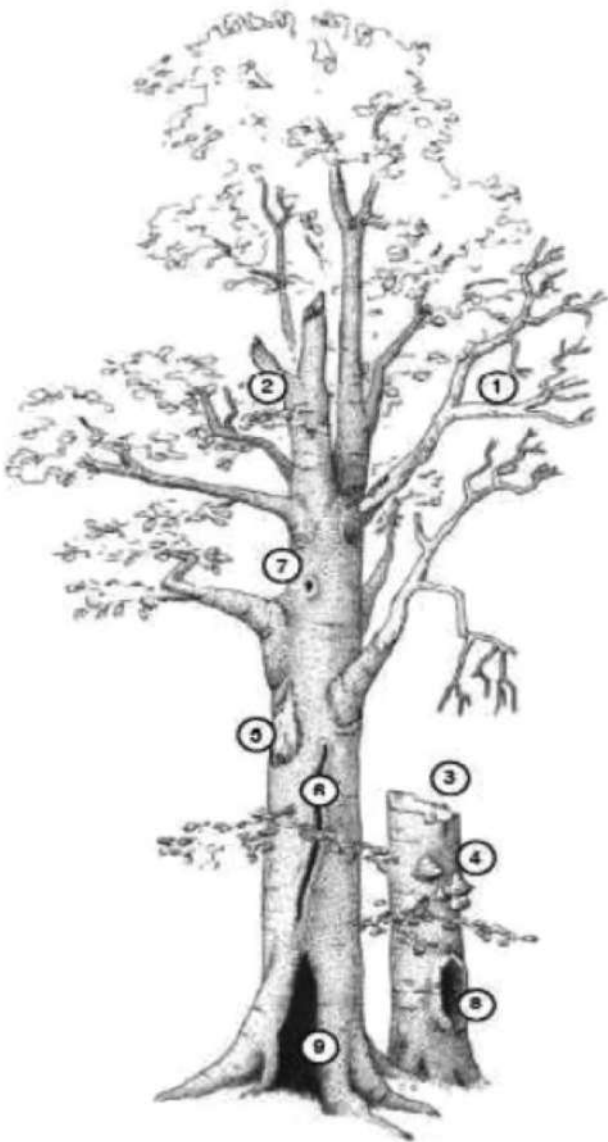
superior a 4,5 cm. También se etiquetó la madera muerta en suelo con longitud superior a un metro y diámetro en el centro superior a 7,5 cm.

De cada uno de estos árboles etiquetados se tomó la posición mediante el uso de un GPS topográfico de alta resolución. De los árboles vivos etiquetados, se tomaron datos de especie, clase social: dominante, codominante, intermedio o dominado (Burschell y Huss, 1979); diámetro normal, altura, y daños (enfermedades o plagas, en caso de haberlos). Los datos recogidos para los árboles muertos en pie fueron el estado de descomposición de la madera, la altura y el diámetro.

Para la totalidad de pies se evaluó la presencia de “dendro-microhábitats”. Éstos tienen una gran importancia para la biodiversidad existente, y en muchas ocasiones son

indicadores de la madurez y calidad ambiental de una comunidad. En la Figura se muestra la clasificación utilizada, citada en numerosas publicaciones científicas (Michel y Winter, 2009). Éstos se corresponden con:

1. Copa más del 10% muerta.
2. Copa más del 10% rota.
3. Tronco roto.
4. Carpóforos.
5. Daños en la corteza superiores a 300 cm².
6. Grietas de longitud superior a 1 m.
7. Hueco en tronco > 3 cm de diámetro y profundidad > 5 cm.
8. Cavidad con madera descompuesta en la parte baja.
9. Tronco hueco en más del 50% del diámetro.



A escala de subplot se tomaron datos de fracción de cabida cubierta (FCC) de tres estratos arbóreos verticales, tomando como referencia tercios de la altura dominante. También se evaluó la existencia de regenerado, clasificándolo por especies y tamaño y anotando el número

total de individuos por subplot. Por último se anotó el número de tocones por subplot y se estimó la fase del ciclo silvogenético en que se encontraban los mismos.

Determinación de las fases del ciclo silvogenético

Se trata de un ciclo continuo que se reinicia constantemente a lo largo del tiempo, en el que se modifican de forma gradual las propiedades estructurales y ecológicas de los bosques. Esta dinámica natural ha sido descrita por numerosos autores con distintas interpretaciones (Koop, 1989; Korpel, 1995; Emborg *et al.* 2000). En el presente estudio se ha determinado la fase del ciclo silvogenético para cada uno de los subplots, utilizando para ello las fases o etapas descritas por Hernández y cols. (2015). En primer lugar se ha asignado cada una de estas fases en campo por criterio experto, corroborando después los resultados mediante el análisis estadístico de distintas variables, a través de un análisis de componentes principales.

El ciclo se inicia cuando, tras una perturbación natural y la consiguiente apertura de un hueco (gap) en el dosel de copas se produce la liberación de espacio vegetativo y la consiguiente “ocupación” de dicho espacio por una nueva generación de árboles. Esta fase es conocida como “inicial”. Tras la fase inicial, las especies instaladas van a utilizar sus estrategias vitales para competir. Los árboles van a ir ganando altura y biomasa, hasta cerrar por completo un dosel por encima del suelo.

Una vez que se alcanza el cierre del dosel comienza la fase de exclusión de fustes: entre el arbolado se establece una fuerte competencia inter e intraespecífica que lleva a la mortalidad por autoaclareo de parte de los individuos.

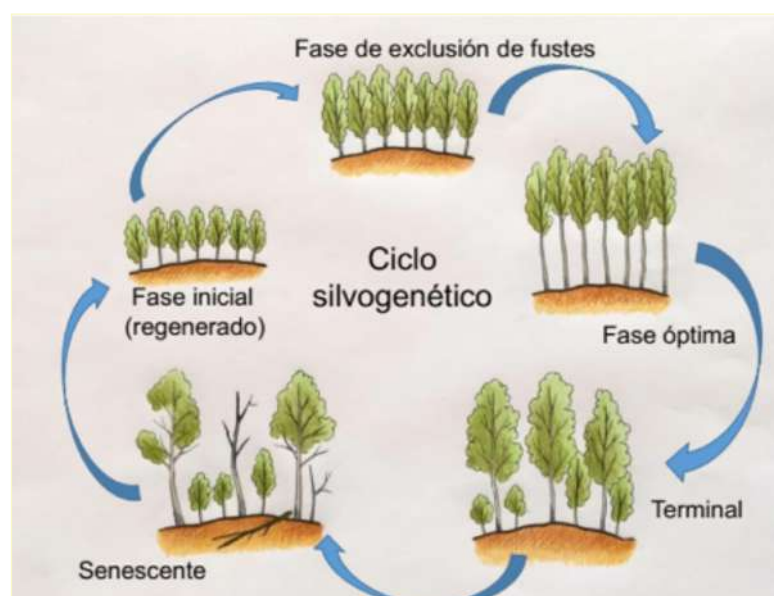


Figura 5. Representación esquemática de las fases del ciclo silvogenético en un punto determinado del terreno forestal. Dibujo original de Gorka Gorospe.

Con el curso del tiempo, los ejemplares arbóreos siguen creciendo hasta desarrollar un tronco de notable diámetro (40 a 50 cm para la fase óptima). La culminación del crecimiento en altura de los árboles que alcanzan el dosel superior y la instalación de subpisos van a dar lugar a dinámicas de relevo, determinadas por la longevidad natural de las especies presentes y el régimen de perturbaciones. Si no se producen perturbaciones intensas, se produce el relevo gradual de los pies del dosel superior, que van muriendo, por los pies de los subpisos que en general serán de especies más tolerantes a la sombra que las que componían el dosel inicial. Esta es la fase conocida como terminal.

El crecimiento de una parte de los pies supervivientes de la generación inicial lleva a que alcancen grandes tamaños, acumulando el mayor porcentaje de la biomasa existente en el conjunto del ecosistema, a la par que la muerte de otra parte de esta generación lleva a la acumulación de grandes volúmenes de madera muerta en pie y en el suelo. El gran tamaño y edad de los pies hace que en ellos se hayan producido roturas, oquedades, cambios en sus cortezas, etc., lo que unido a la diversificación estructural lleva a que la oferta de nichos ecológicos sea alta, siendo ocupados por taxones especializados. Es en este momento cuando se alcanza la fase de senescencia, en la que aparece una variada vegetación, árboles de gran tamaño (normalmente muy espaciados) mezclados con pies más jóvenes de todas las edades, cuyas copas ocupan todo el perfil vertical, y una gran cantidad de biomasa muerta, tanto en pie, ya sean árboles enteros o pies tronchados, como en el suelo (Oliver y Larson, 1996), como consecuencia de la muerte de los pies de mayor edad.

Esta fase podrá alargarse en el tiempo mediante una dinámica de reemplazo en pequeños huecos, y la subsiguiente maduración de los pies que van relevando, o colapsar totalmente con una perturbación de mayor intensidad, dando lugar al reinicio del ciclo.

5. Resultados sobre estructura y dinámica

Estructura: características dasométricas de las parcelas

Los datos tomados en ambas parcelas muestran una masa forestal dominada por *Abies alba* y *Fagus sylvatica*, con presencia menor de *Pinus sylvestris*.

En la parcela 1 la densidad es de 408 pies/ha, con una estructura irregular aunque con mayor predominancia de clases diamétricas de ente 10 y 30 cm. Aparecen representadas casi todas las clases diamétricas desde la CD 10 hasta la CD 90. La madera muerta es abundante correspondiendo por una parte a los pies medios y gruesos, y por otra parte

a pies jóvenes que tras regenerar han muerto por procesos de autoaclaramiento o competencia por la luz.

La parcela 2 tiene una densidad de 400 pies/ha, con una distribución también irregular aunque con mayor frecuencia de las clases inferiores e intermedias respecto al resto. La curva, por tanto, tiene una clara forma de M (estructura irregular) con mayor presencia de las clases diamétricas 10 – 15 y de 45 – 50 cm. Esto muestra una buena regeneración natural dominando los pies de las clases diamétricas 10 y 15 y siendo la clase diamétrica 95 la de mayor diámetro en la parcela.

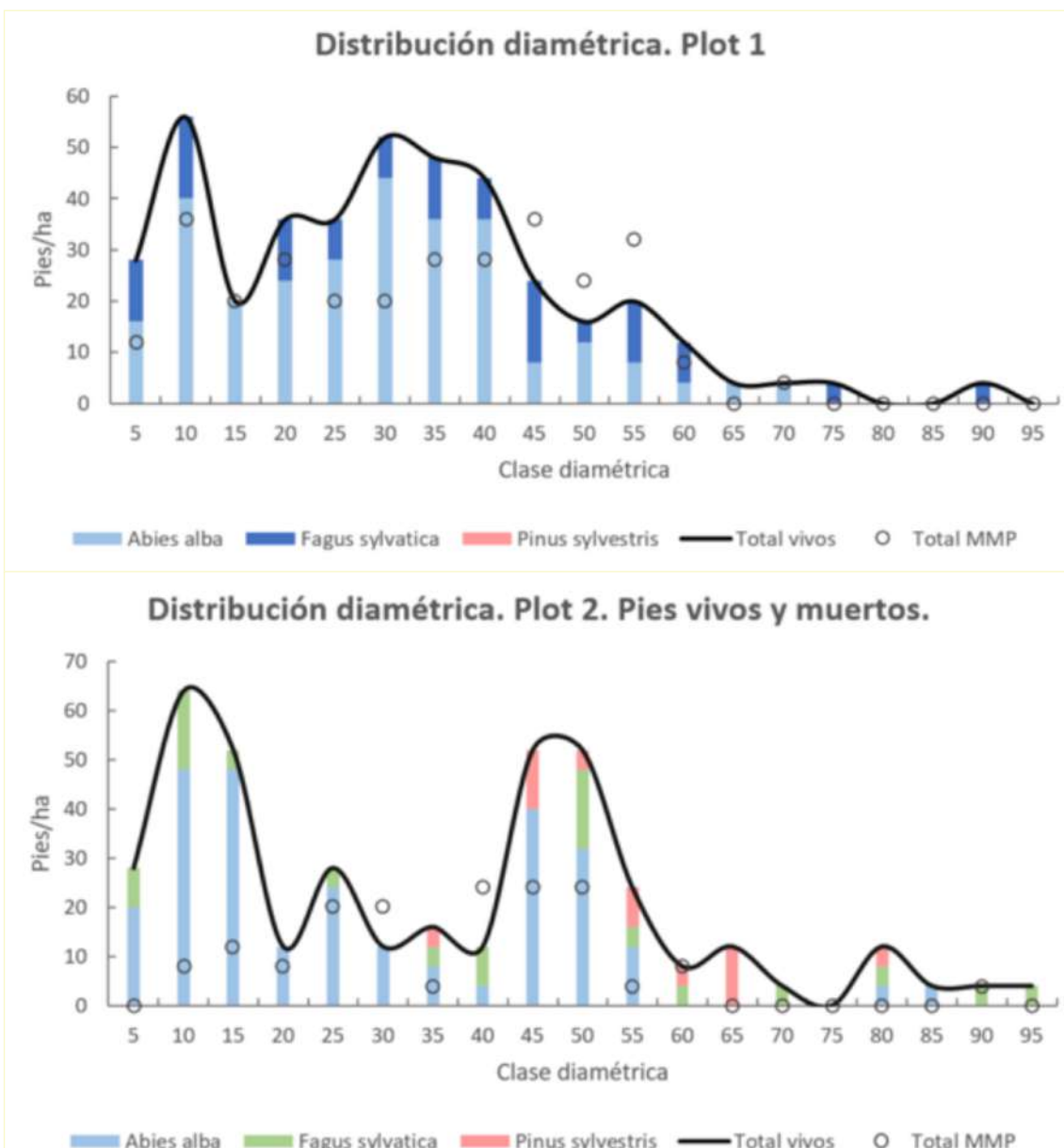


Figura 6. Distribución diamétrica de la densidad de pies vivos por especie y totales (barras y curva), y madera muerta en pie (círculos, indicados como MMP). Para ambas parcelas.

Observando las clases sociológicas se obtienen las siguientes gráficas:

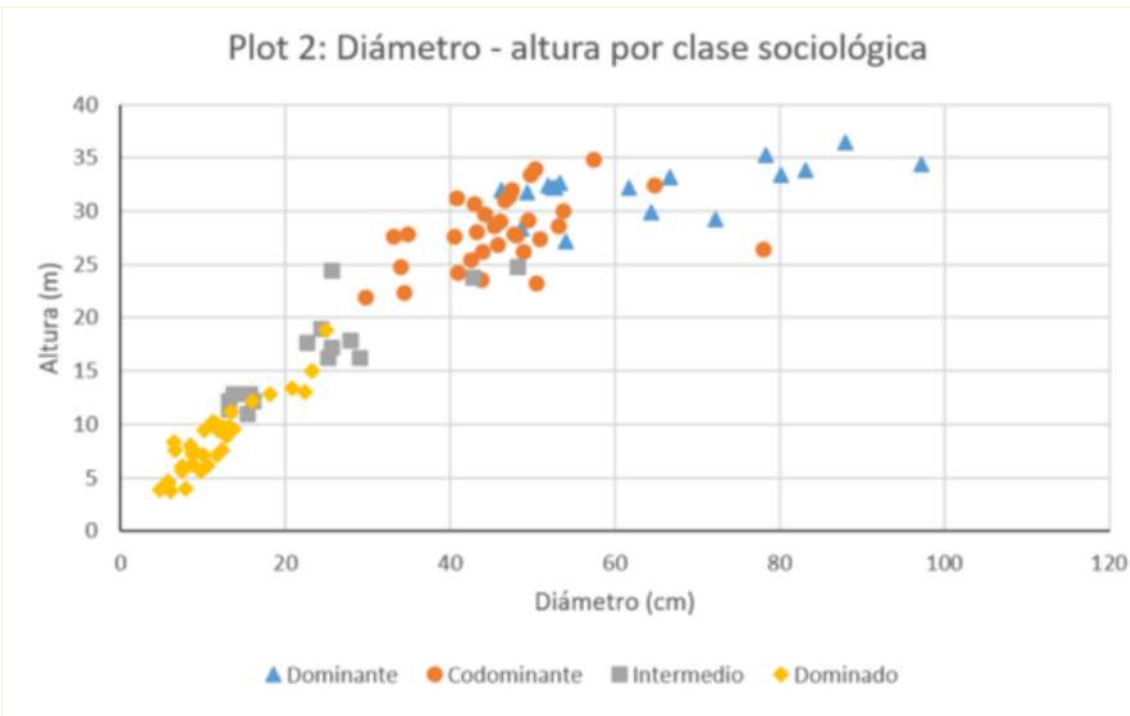
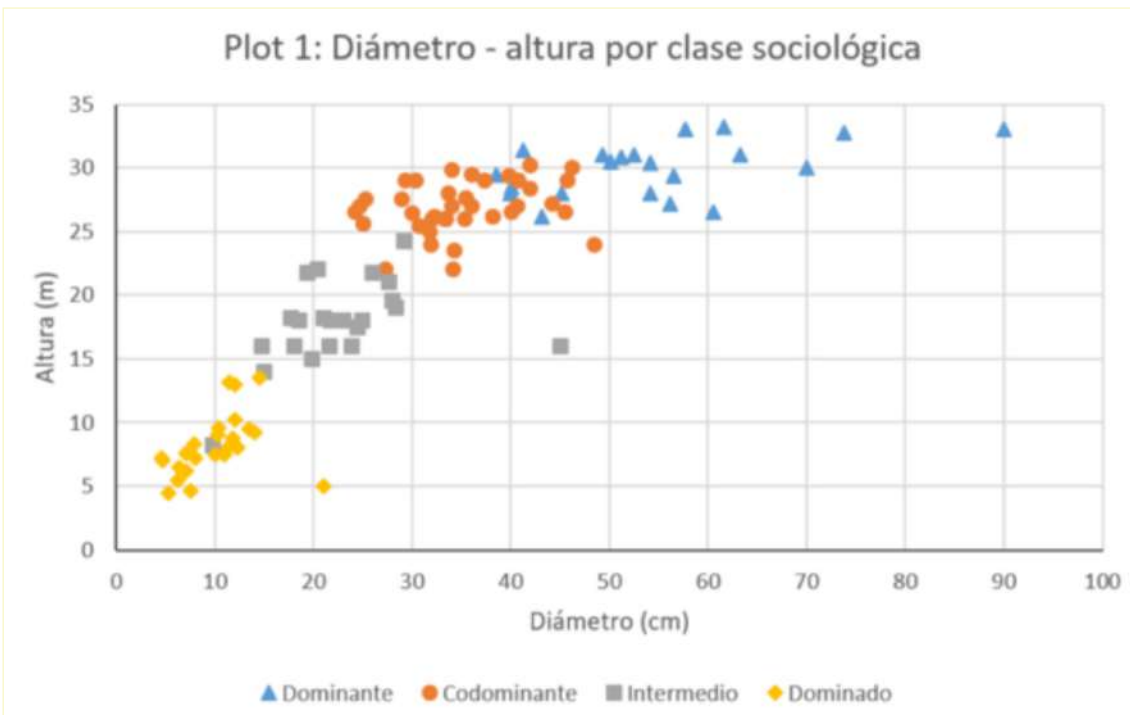


Figura 7. Distribución diamétrica y altura por clases sociológicas del arbolado.

Los valores medios de diámetro y altura por clase sociológica han sido los siguientes:

Tabla 1. Valores medios de diámetro y altura por clase sociológica y plot.

Clase sociológica	Dominante		Codominante		Intermedio		Dominado	
	Plot 1	Plot 2	Plot 1	Plot 2	Plot 1	Plot 2	Plot 1	Plot 2
Diámetro (cm)	54,7	64,7	35,1	46,4	22,6	23,9	10,1	11,5
Altura (m)	30,0	32,1	26,9	28,2	17,8	16,6	8,2	8,6

Estos resultados muestran ciertas diferencias entre las dos parcelas. El Plot 2 tiene diámetros más gruesos y alturas superiores, existiendo una diferencia de más de 2 metros de altura respecto al Plot 1 en los estratos superiores.

Los resultados de densidad, área basimétrica y volumen por especie son los siguientes:

Tabla 2. Densidad, área basimétrica y volumen de pies vivos por Plot.

Densidad (pies/ha)			
Plot	<i>Abies alba</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
P.1	284	124	0
P.2	268	84	48

Área basimétrica (m ² /ha)			
Plot	<i>Abies alba</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
P.1	23,6	16,2	-
P.2	23,8	15,8	12,1

Volumen (m ³ /ha)			
Plot	<i>Abies alba</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
P.1	296,2	155,6	-
P.2	287,7	163,9	149,5

En ambas parcelas las especies principales son *Abies alba* y *Fagus sylvatica*, apareciendo más escaso *Pinus sylvestris* en la parcela 2 (e inexistente en la 1). Los resultados, muestran una similitud entre ambas parcelas, con una densidad de pies, área basimétrica

y volumen semejantes entre *Abies alba* y *Fagus sylvatica*. Hay que reseñar también la presencia esporádica de pies del pino silvestre en la parcela 1 todos ellos muertos en pie o en suelo, encontrándose individuos vivos sólo en la parcela 2, siendo todos ellos dominantes o codominantes, con diámetros mayores de 45 cm en su totalidad, lo que explica que pese a que la densidad es baja, el área basimétrica y volumen es considerable. Estas cuestiones serán cruciales al explicar la historia de este bosque (Olano *et al.* 2023)

El número de pies muertos tanto en pie como en suelo es muy destacable en ambas parcelas. Además, ésta presenta distintos diámetros, tanto pies finos muertos por exceso de competencia, como pies gruesos y muy gruesos. Consecuencia de ello, es que los volúmenes de madera muerta superan los 300 m³/ha en ambas parcelas, cantidad muy destacable.

Tabla 3. Volúmenes pies vivos, muertos en pie y muertos en suelo.

Volumen (m ³ /ha)			
Plot	Vivos	Muertos en suelo	Muertos en pie
1	451,8	287,7	79,8
2	601,2	233,6	128,7

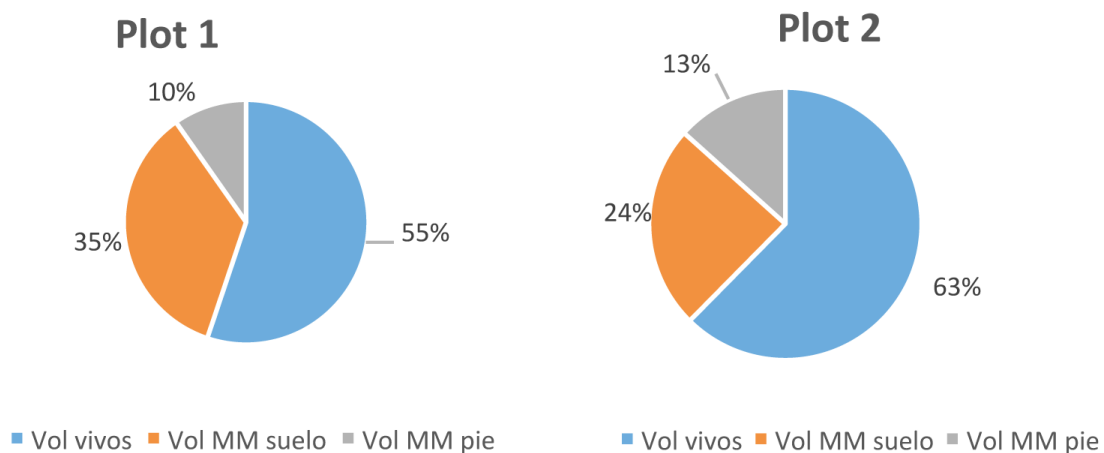


Figura 8. Proporción de volumen de madera viva y muerta en pie y en suelo

En cuanto al estado de degradación de la madera muerta, se ha clasificado en 5 estados, tal y como se explica en el apartado de metodología. Se han encontrado los 5 estados de descomposición en ambas parcelas. La aparición de distintos grados de

descomposición de la madera muerta está relacionada con una buena dinámica de generación de madera muerta, en la que continuamente se incorporan pies muertos sirviendo así de nicho ecológico para multitud de especies. Así pues en el plot 1 aparecen estados de descomposición 1, 2 y 3 en la madera muerta en pie y todos en la madera muerta en suelo, mientras que en el plot 2 aparecen los estados del 1 al 4 en la madera muerta en pie y todos en la madera muerta en suelo.

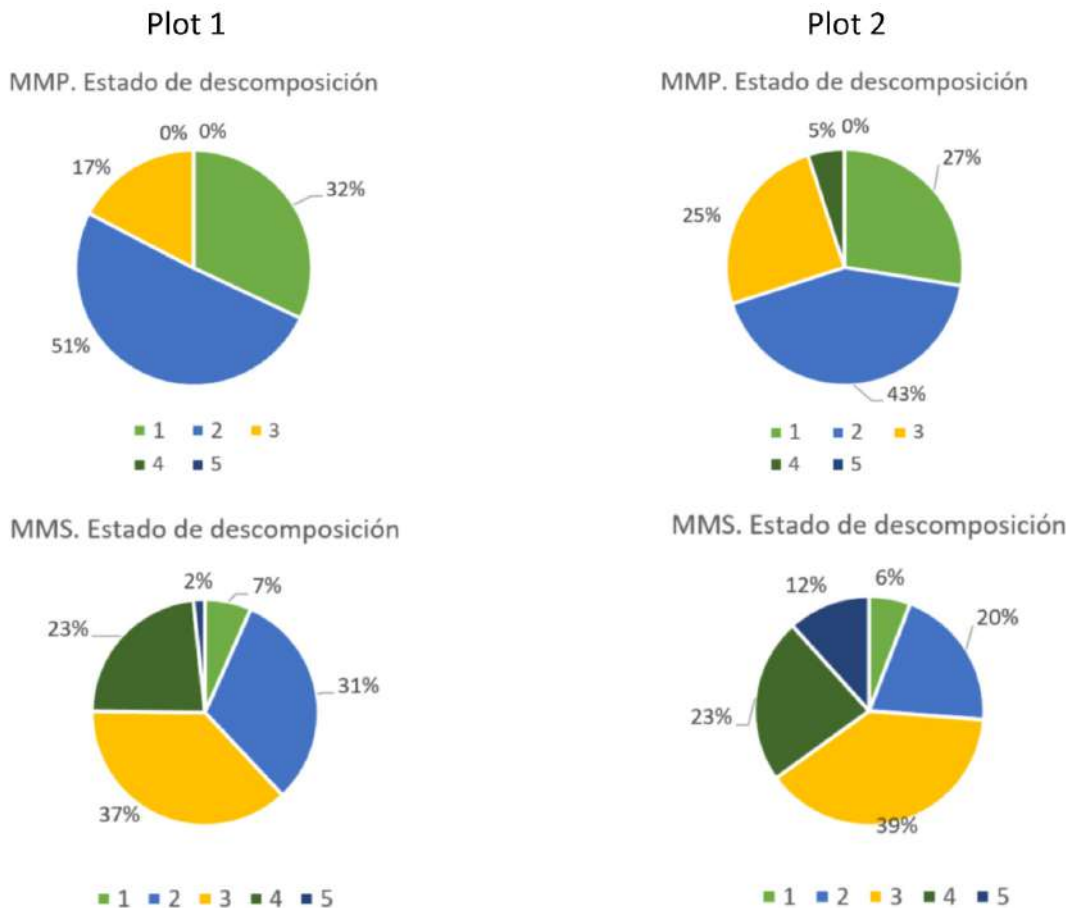


Figura 9. Estado de descomposición de la madera muerta por Plot.

En el estudio de los diferentes microhábitats se inventariaron un total de 20 microhábitats en el Plot 1 y 73 en el Plot 2. El 19,61% de los pies del Plot 1 y el 78,75 % en el Plot 2 presentaron algún microhábitat. Éstos se inventariaron principalmente en pies gruesos tanto vivos como muertos en pie y con mayor abundancia en las clases sociales dominante y codominante.

El microhábitat más común fue “*presencia de carpóforos*”, seguido de “*Hueco en tronco > 3cm y profundidad > 5cm*”, y de “*Copa más del 10% rota*”. En la Figura se muestran los microhábitats inventariados en cada uno de los Plots.

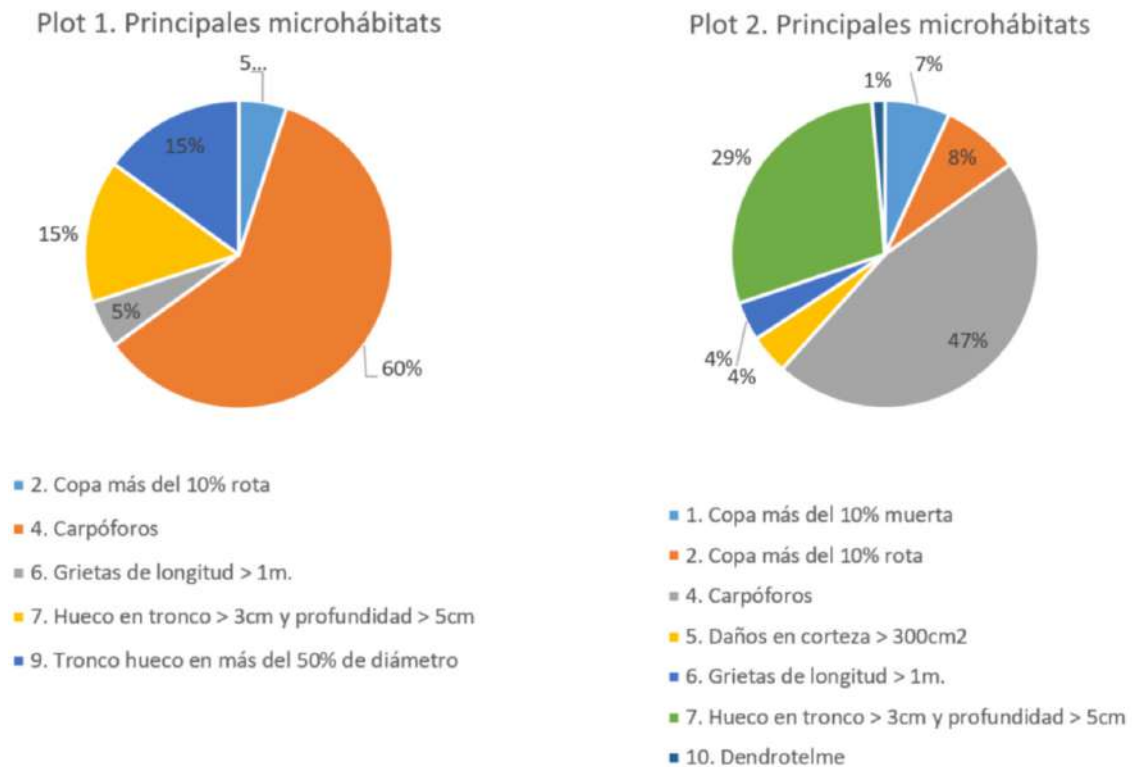


Figura 10. Tipos y proporción de los microhábitats inventariados

Otro de los elementos estudiados fue la presencia de daños en el arbolado. En el plot 1, se hace patente la presencia de muérdago, en un pequeño porcentaje de los pies. Reseñar que se aprecia decaimiento en un pequeño porcentaje de los pies en ambos plot.

Regeneración, estrato arbustivo y otros resultados de inventario en los subplots

Regeneración

Se ha estudiado la regeneración de las principales especies arbóreas. Para ello, se ha clasificado en 4 tipos:

1. Plantas de 10 a 40 cm de altura.
2. Plantas de 40 a 130 cm de altura.
3. Plantas de más de 130 cm de altura pero de menos de 2,5 centímetros de diámetro normal.
4. Plantas con diámetro normal comprendido entre 2,5 y 7,5 cm.

A nivel de Plot se ha contabilizado el siguiente número total de plantas:

Tabla 3. Número de plantas de regenerado por Plot y totales

Especie	Plot 1	Plot 2	Total
<i>Fagus sylvatica</i>	-	5	5
<i>Abies alba</i>	-	1	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	-	1	1
<i>Ilex aquifolium</i>	-	1	1
Total	-	8	8

Como se indica en la Tabla, la especie con mayor número de plántulas contabilizadas es *Fagus sylvatica*, con 5 plántulas en el Plot 2. En cualquier caso, destaca la nula regeneración de la parcela 1 así como la escasa regeneración del plot 2. Llama la atención además teniendo en cuenta que la densidad de arbolado no es muy elevada (alrededor de 400 pies/ha). La época de realización del inventario (noviembre) cuando las plántulas nacidas en primavera y que no han logrado consolidarse ya no son detectables, y el resto de regeneración de frondosas ya sin hoja también, han podido influir en los resultados. Otra posible causa de la escasa presencia de regeneración puede ser la herbivoría.

Estrato arbustivo

Se han inventariado las principales especies del estrato arbustivo, anotando la cobertura de cada una de ellas por subplot y la altura media. La especie absolutamente dominante es el boj, *Buxus sempervirens*, con presencia puntual de *Daphne laureola* y *Helleborus foetidus*. Los resultados medios de la cobertura de boj por subplot para la parcela 1 son del 16,6% y en la parcela 2 del 32,4%. Respecto a la altura media alcanzada por el boj, en ambos casos está en torno a 3,5 m.

Determinación de las fases del ciclo silvogenético en cada uno de los subplots

En campo se asignó una fase del ciclo silvogenético a cada uno de los subplots. Los resultados muestran como predomina la fase óptima en la parcela 1, apareciendo todas fases en la parcela 2 sin un predominio claro de ninguna de las fases.

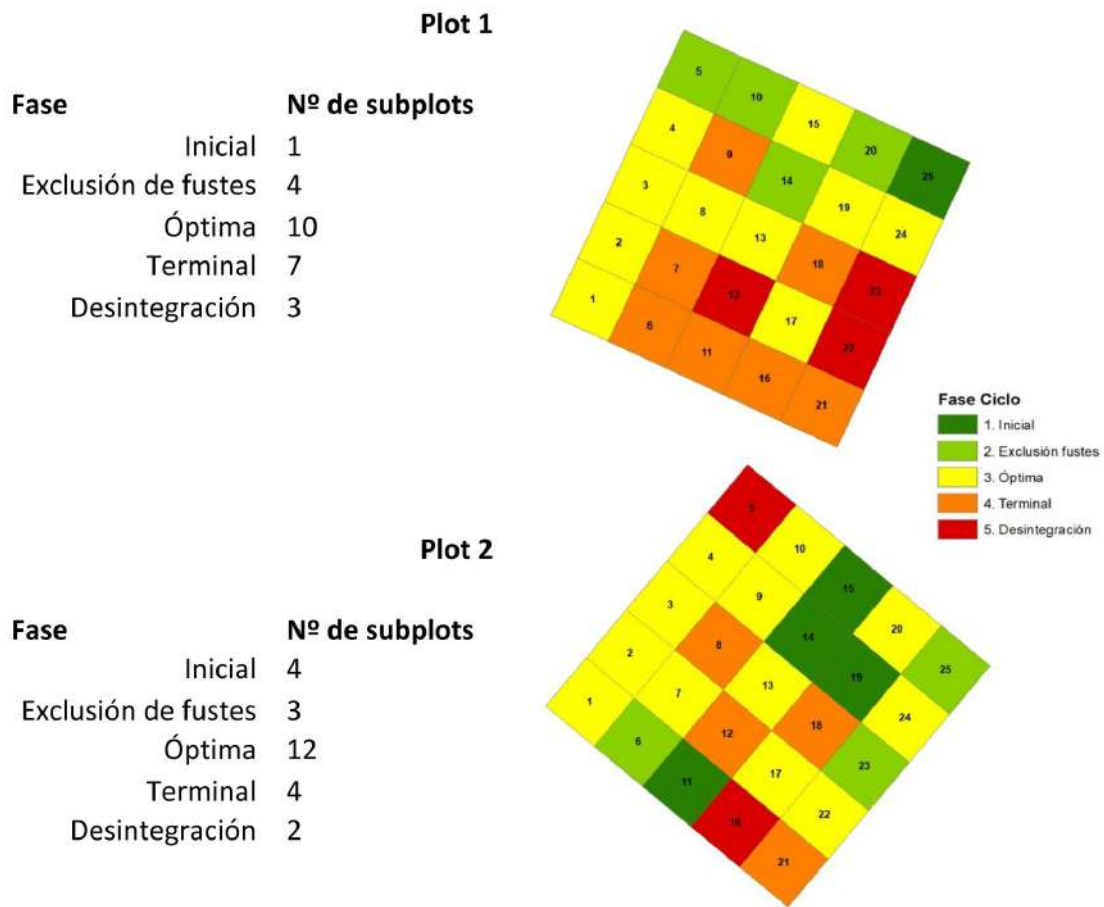


Figura 11. Representación de las fases del ciclo silvogenético tomadas en campo.

Para validar los resultados asignados en campo se realizó un análisis estadístico que agrupó subplots semejantes en función de las principales variables descriptoras. Estas variables fueron:

- Densidad de pies vivos
- Densidad de pies vivos finos (DBH < 18 cm)
- Densidad de pies gruesos (DBH > 17 cm)
- Densidad de pies muertos en suelo
- Densidad de pies muertos en pie
- Diámetro cuadrático medio de pies vivos
- Altura media
- Área basimétrica de pies vivos

- Volumen de pies vivos
- Volumen de madera muerta en suelo
- Volumen de madera muerta en pie
- Volumen de madera muerta total
- Fracción de Cabida Cubierta del estrato superior
- Fracción de Cabida Cubierta del estrato intermedio
- Fracción de Cabida Cubierta del Estrato inferior
- Fracción de Cabida Cubierta total

Con los resultados por Subplot de estas variables se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) utilizando para ello el programa estadístico R. Posteriormente y para facilitar la interpretación de los resultados, se representaron tanto el peso de las variables a la hora de clasificar los subplots en una u otra fase del ciclo silvogenético como los propios subplots. Éstos se numeraron del 1 al 50 correspondiendo los 25 primeros números a los subplots de la parcela 1, y del 26 al 50 a los subplots de la parcela 2.

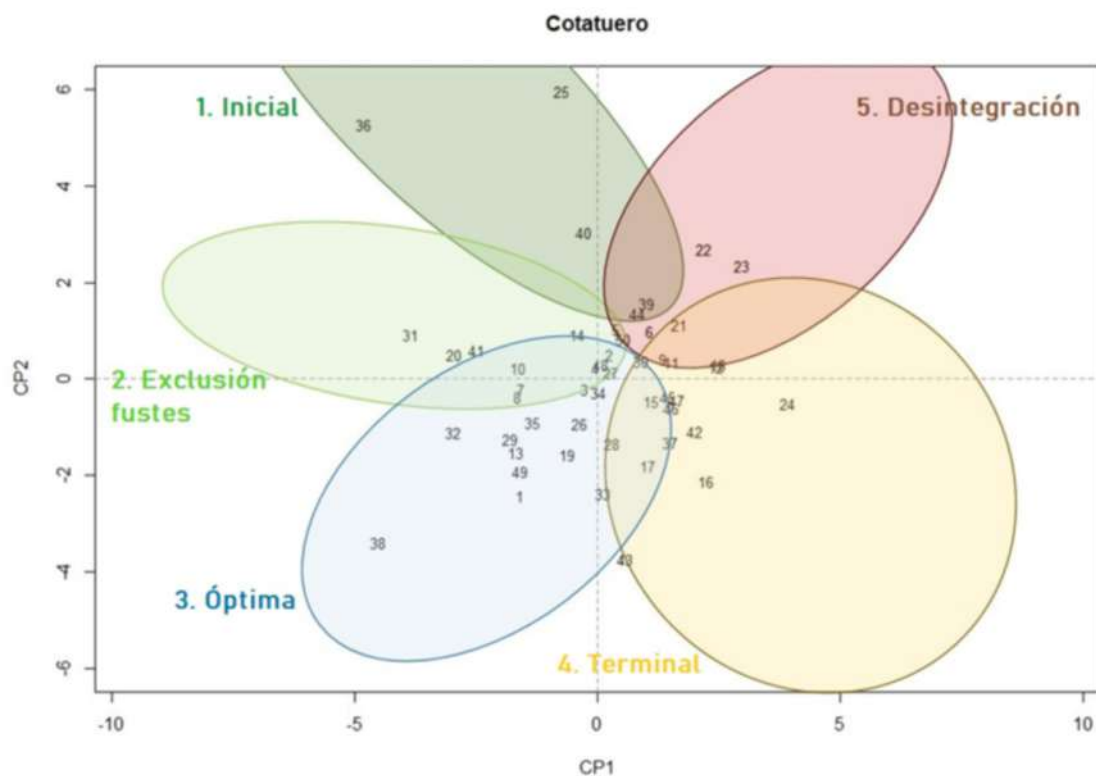


Figura 12. Representación de los subplots y grupos correspondientes a las fases del ciclo silvogenético en el análisis de componentes principales. 1: inicial; 2: exclusión de fustes; 3: óptima; 4: terminal; 5: desintegración.

En la figura anterior puede observarse como el análisis de componentes principales corrobora la clasificación realizada en campo, situando los subplots de cada fase del ciclo silvogenético en posiciones cercanas. Como es lógico, las fases del ciclo silvogenético no son fotografías estáticas con unas características selvícolas y estructurales fijas, sino que constituyen un gradiente en el cual determinadas variables van evolucionando continuamente desde características propias de estados iniciales hacia otros estados más avanzados. Por ello, puede verse en el gráfico como aparecen subplots muy cercanos a dos fases, presentando características intermedias entre ambas.

Las variables que mejor han caracterizado las fases iniciales, intermedias y avanzadas del ciclo silvogenético son las que aparecen en la tabla 4.

Tabla 4. Variables que mejor caracterizaron las fases del ciclo silvogenético.

Variables fases iniciales	Variables fases intermedias	Variables fases finales
N Finos	Área basimétrica	Vol MM
FCC estrato intermedio	Volumen de vivos	Dg

Como se indica en la tabla 4, las variables que mejor han caracterizado las fases del ciclo inicial son la densidad de pies finos y la cobertura del estrato intermedio. Precisamente las fases iniciales comienzan tras una perturbación que provoca una apertura en el dosel permitiendo a la regeneración instalarse y desarrollarse. En las fases intermedias las mejores variables descriptivas han sido el área basimétrica y el volumen total de los pies vivos. Se trata de las fases con mayor biomasa y con coberturas más completas, en las que comienza a generarse algo de madera muerta por competencia intraespecífica. Por último, en las fases finales, las variables que mejor las han descrito han sido las relacionadas con la madera muerta. En estas fases del ciclo el arbolado grueso muere dando lugar a aperturas del dosel e iniciándose de nuevo el ciclo. El diámetro cuadrático medio ha sido determinante también en las fases finales. Precisamente una característica de estas fases es la existencia de pies excepcionales en cuanto a tamaño.

En ambas parcelas aparecen representadas todas las fases del ciclo silvogenético, si bien son más comunes las fases intermedias y finales que las iniciales. Esto reafirma la excepcionalidad del rodal, ya que es muy inusual encontrar estas fases finales tan bien representadas. Por el contrario, destaca la escasa presencia de fases iniciales, así como la práctica inexistencia de regenerado.

6. Resultados sobre biodiversidad

Líquenes y briófitos, epífitos y epixílicos

Apartado preparado por Klaas Van Dort.

Las dos parcelas establecidas en Cotatuero contienen un elevado número de taxones de dispersión restringida, representativos de la comunidad climax epífita. La mayoría de las especies pertenecientes a esta comunidad, llamada *Lobarion*, son muy raras en Europa. En Aragón, encuentran refugio en bosques maduros con presencia de árboles veteranos y madera muerta. En este sentido, Cotatuero es uno de los pocos reductos de bosque maduro que quedan en los Pirineos. Además, la elevada cantidad de madera muerta (tanto en pie como en suelo, disponible en diferentes estados de descomposición), hace que este bosque sea excepcionalmente importante para los especialistas en madera muerta (epixílicos), todos ellos raros a nivel nacional y algunos incluidos en la lista roja como *Buxbaumia viridis*.



Figura 13. Los dos tipos de madera muerta más importantes en Cotatuero (Parcela 1): voluminosos troncos muertos en suelo (hábitat de *Buxbaumia viridis*), y snags descortezados de abeto blanco (microhábitat para *Calicium trabinellum* y otros líquenes calicioides raros).

Flora epífita

Los troncos y las ramas de los pinos están cubiertos por especies acidófilas como *Hypogymnia physodes*, *Imshaugia aleurites*, *Platismatia glauca* y *Pseudevernia furfuracea* especies características de *Pseudevernetum furfuraceae*, la conocida comunidad de los bosques europeos dominados por coníferas (Figura 14). En la base de los pinos pueden estar presentes los indicadores del nivel de nieve *Parmeliopsis ambigua* y *Dicranum tauricum*.



Figura 14. Gruesas alfombras de *Hypogymnia physodes* y *Pseudevernia furfuracea* caracterizan a *Pseudevernetum furfuraceae*, una asociación común en los bosques europeos dominados por coníferas.

Tabla 5. Líquenes y briófitos epífitos, ordenados según su preferencia ecológica

Sobre corteza ácida de coníferas (<i>Hypogymnion</i>)		Climax (<i>Lobarion</i>) & pre-climax		En la base de los árboles	
<i>Buellia disciformis</i>		<i>Bacida laurocerasi</i>		<i>Amblystegium subtile</i>	
<i>Buellia griseovirens</i>		<i>Bacidia rosella</i>	X	<i>Dicranum tauricum</i>	
<i>Chrysothrix flavovirens</i>		<i>Bacidia rubella</i>		<i>Peltigera britannica</i>	X
<i>Evernia prunastri</i>		<i>Bilimbia sabuletorum</i>		<i>Peltigera collina</i>	X
<i>Hypnum cupressiforme</i>		<i>Bryum moravicum</i>		<i>Peltigera horizontalis</i>	X
<i>Hypogymnia physodes</i>		<i>Collema flaccidum</i>		<i>Peltigera hymenina</i>	
<i>Imshaugia aleurites</i>		<i>Collema subflaccidum</i>		<i>Peltigera praetextata</i>	
<i>Lecanora pulicaris</i>		<i>Frullania dilatata</i>			
<i>Lepraria finkii</i>		<i>Gyalecta truncigena</i>	X	En suelo forestal y rocas	
<i>Lepraria incana</i>		<i>Homalothecium sericeum</i>		<i>Anomodon viticulosus</i>	
<i>Lepraria umbricola</i>	X	<i>Lepraria rigidula</i>		<i>Apometzgeria pubescens</i>	X
<i>Ochrolechia androgyna</i>		<i>Leptodon smithii</i>		<i>Brachythecium rutabulum</i>	
<i>Ochrolechia microstictoides</i>		<i>Leptogium cyanescens</i>	X	<i>Encalypta streptocarpa</i>	
<i>Parmelia saxatilis</i>		<i>Leptogium saturninum</i>	X	<i>Eurhynchium striatum</i>	
<i>Parmelia sulcata</i>		<i>Leucodon sciuroides</i>		<i>Fissidens dubius</i>	
<i>Parmeliopsis ambigua</i>		<i>Lobaria pulmonaria</i>	X	<i>Hylocomium splendens</i>	
<i>Platismatia glauca</i>		<i>Melanelixia glabratula</i>		<i>Isothecium alopecuroides</i>	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		<i>Metzgeria furcata</i>		<i>Mnium spinosum</i>	
		<i>Mycobilimbia epixanthoides</i>	X	<i>Plagiomnium undulatum</i>	
Tolerantes a la sombra (Graphidion)		<i>Neckera complanata</i>		<i>Polytrichiastrum formosum</i>	
<i>Arthonia radiata</i>		<i>Neckera crispa</i>			
<i>Bacidia subincompta</i>		<i>Nephroma parile</i>	X	Heliófilos	
<i>Graphis scripta</i>		<i>Nephroma resupinatum</i>	X	<i>Athallia alnetorum</i>	

<i>Lecanora argentata</i>		<i>Normandina pulchella</i>		<i>Melanelixia subaurifera</i>	
<i>Lecanora chlarotera</i>		<i>Orthotrichum affine</i>		<i>Parmelina tiliacea</i>	
<i>Lecidella elaeochroma</i>		<i>Orthotrichum lyellii</i>		<i>Physconia distorta</i>	
<i>Opegrapha cf. vulgata</i>		<i>Orthotrichum rupestre</i>		<i>Porina aenea</i>	
<i>Pertusaria albescens</i>		<i>Orthotrichum striatum</i>		<i>Ramalina fraxinea</i>	
<i>Phlyctis argena</i>		<i>Pachyphiale carneola</i>	X		
<i>Pterigynandrum filiforme</i>		<i>Parmeliella testacea</i>	X		
<i>Pyrenula nitida</i>	X	<i>Parmeliella triptophylla</i>	X		
		<i>Porella platyphylla</i>			
		<i>Pseudoleskeella nervosa</i>			
		<i>Radula complanata</i>			
		<i>Ricasolia amplissima</i>	X		
		<i>Scytinium gelatinosum</i>			
		<i>Scytinium lichenoides</i>			
		<i>Scytinium pulvinatum</i>			
		<i>Ulota crispa</i>			
		<i>Zygodon rupestris</i>			

Notas a la table 5: Los líquenes aparecen en negrita. Los indicadores de bosques maduros y especies raras de interés para la conservación están marcados con una X. Del total de 93 epífitas, 18 especies tienen un alto interés de conservación.

Comparado con el pino silvestre, la corteza del abeto es menos ácida. De este modo la asociación *Pseudevernetum* no está presente en los abetos. El epífito más común en Cotatuero ha sido *Hypnum cupressiforme*. Este musgo pleurocárpico coloniza ramas, tallos y bases de árboles de hayas y coníferas por igual, encontrándose a menudo también en grandes cantidades sobre madera muerta en suelo. *Bacidia rosella* es un importante indicador de bosque antiguo sobre *Abies* (Figura 15).



Figura 15. *Bacidia rosella* y *Frullania dilatata* sobre corteza agrietada de *Abies alba*.

Sobre los troncos viejos de haya se han encontrado dos conjuntos de especies completamente diferentes.

En las zonas más umbrosas del bosque, los líquenes crustáceos tolerantes a la sombra como *Graphis scripta* y *Pertusaria albescens* indican la alianza *Graphidion*. Entre los taxones más raros de esta comunidad está *Pyrenula nitida*. Se han inventariado en Cotatuero pequeñas poblaciones de esta especie indicadora de bosques viejos sobre las partes de corteza lisa de pies veteranos de haya, su hospedador habitual.

Sobre la corteza bien iluminada de las hayas en los claros del bosque, prevalece un conjunto rico en especies de briófitas neutrofíticas demandantes de luz. Sobre troncos agrietados destacan grandes entramados de *Leucodon sciuroides*, *Neckera complanata* y *Porella platyphylla*. Un elemento interesante de esta comunidad es *Neckera crispa* (Figura 16). Esta puede ser abundante sobre rocas calizas, aunque como epífita se restringe a bosques poco alterados. También es destacable la combinación de un alga de color

naranja brillante, presumiblemente una especie de *Trentepohlia*, y dos raros miembros de comunidades epífitas preclímax: *Parmelia testacea* y *P. triptophylla*, la última fácilmente reconocible por su prótalo negro que actúa como dispersor (Figura 17).



Figura 16. *Neckera crispa* sobre haya.



Figura 17. La especie rara e indicadora de bosque maduro *Parmeliella triptophylla* es fácilmente reconocible por su prótalo negro que actúa como agente dispersor. En Cotatuero, abunda sobre hayas, en compañía del alga libre *Trentepohlia* y de la hepática foliosa *Frullania dilatata*.

Los troncos nudosos y retorcidos de los árboles veteranos ofrecen multitud de microhábitats para los especialistas en sombra de lluvia, y refugio para *Ricasolia* (*Lobaria*) *amplissima*, *Nephroma resupinatum* (Figura 18), *Pachyphiale carneola* y otros miembros raros de *Lobarion*, la comunidad climax de bosques de clima templado.



Figura 18. *Leptogium saturninum* forma grandes talos grisáceos en árboles veteranos en bosques de montaña. Este miembro característico de las comunidades de Lobarion se reconoce fácilmente por el reverso tomentoso blanco de los lóbulos.

Logs (Madera muerta en suelo)

Dependiendo de las condiciones de luz aparecen dos tipos de comunidades epixílicas en los árboles muertos en suelo en Cotatuero. En zonas con suficiente luz, aparecen especies de *Micarea*, *Trapeliopsis granulosa* y *T. pseudogranulosa* que colonizan troncos expuestos en las primeras fases de descomposición. En troncos más descompuestos aparecen especies de *Cladonia*, especialmente *Cladonia coniocraea* y *C. digitata*, con

apotecios rojos. Los musgos indiferentes al sustrato como *Dicranum scoparium* y *Hypnum cupressiforme*, y las especies epixílicas estrictas *Lepidozia reptans* y *Nowellia curvifolia* prefieren troncos descortezados de coníferas. Estos caracterizan el *Nowellion*, el grupo fitosociológico que agrupa las comunidades epixílicas de los bosques montañosos dominados por coníferas. El indiscutible especialista de troncos voluminosos en avanzado estado de descomposición es *Buxbaumia viridis* (Figura 19 y 20). En la península ibérica, *Buxbaumia viridis* está restringida al área pirenaica, con la mayoría de las poblaciones situadas en Aragón y Navarra.



Figura 19. Hábitat típico de *Buxbaumia viridis*: un tronco grueso de madera muerta en suelo en un estado de descomposición avanzando, en un bosque maduro mixto de haya y abeto



Figura 20. Jóvenes esporofitos de *Buxbaumia viridis*.

Tabla 6. Briófitos y líquenes epixílicos, ordenados alfabéticamente y de acuerdo a su preferencia sobre madera muerta en pie o en suelo.

Briófitos sobre madera muerta en suelo (logs)	Líquenes sobre madera muerta en suelo (logs)	Líquenes sobre madera muerta en pie (Snag)
<i>Barbilophozia barbata</i>	<i>Cladonia coniocraea</i>	<i>Calicium glaucellum</i>
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	<i>Cladonia digitata</i>	<i>Calicium salicinum</i>
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	<i>Cladonia polydactyla</i>	<i>Calicium trabinellum</i>
<i>Buxbaumia viridis</i>	<i>Cladonia pyxidata</i>	<i>Chaenotheca brunneola</i>
<i>Cephaloziella divaricata</i>	<i>Micarea adnata</i>	<i>Chaenotheca xyloxena</i>
<i>Dicranum scoparium</i>	<i>Micarea micrococca/prasina</i>	<i>Chaenothecopsis pusilla</i>
<i>Herzogiella seligeri</i>	<i>Micarea misella</i>	<i>Mycocalicium subtile</i>
<i>Lepidozia reptans</i>	<i>Micarea prasina</i>	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	<i>Micarea viridileprosa</i>	
<i>Nowellia curvifolia</i>	<i>Placynthiella icmalea</i>	
<i>Rhizomnium punctatum</i>	<i>Trapeliopsis flexuosa/granulosa</i>	
<i>Riccardia palmata</i>	<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>	
	<i>Xylographa paralella</i>	

Snags (Madera muerta en pie)

Los snags de Cotatuero portan exclusivamente siete especies de líquenes de cabeza de alfiler. Especialmente los troncos descortezados de *Abies* son frecuentemente colonizados por especies raras a nivel nacional, entre las que destacan *Calicium glaucellum*, *C. trabinellum* y *Chaenotheca brunneola*.



Figura 21. Abeto muerto en pie descortezado, un buen lugar para encontrar líquenes raros como *Calicium trabinellum* y *Chaenotheca brunneola*. Ambas especies dependen de madera muerta, como los snags gruesos de coníferas, un hábitat raro en España. Están restringidos a bosques bien conservados de las regiones de clima oceánico, aunque aparecen localmente abundantes en el extremo noroeste de la provincia de Huesca.

Entomofauna

Apartado preparado por Óscar Aguado.

En las parcelas permanentes de Cotatuero se han localizado diversas especies de insectos ligadas al hayedo-abetal. Se reseñan las más relevantes en cuanto a su vinculación con los bosques maduros, destacando algunas de sus características principales:

Eurythyrea austriaca Linnaeus, 1767. Familia Buprestidae. Orden Coleoptera

Su larva xilófaga (xilófila primaria) se desarrolla sobre tocones y troncos de *Abies alba*.

El adulto habitualmente está activo durante julio, agosto y septiembre. A veces durante las horas más calurosas del día se puede ver a las hembras volando a pleno sol alrededor de los troncos de abeto, donde acuden para poner sus huevos en las grietas

en la corteza. Los machos vuelan al nivel del follaje, siendo muy difíciles de observar. Considerada como especie bioindicadora (BRUSTEL, 2004) y como reliquia de bosques primarios (MÜLLER *et al.*, 2005), *Eurythyrea austriaca* es una especie relictica muy escasa en la Península Ibérica y también en Francia. Todos los bosques de abetos en los que la especie ha podido sobrevivir tienen en común que han permanecido sin explotar, favoreciendo la acumulación natural continua de madera muerta de gran diámetro, en pie o sobre el suelo. Pensamos que es imprescindible el establecimiento urgente de islas de bosques maduros sin explotar, medida que es fundamental para mantener las especies saproxílicas más raras.

Cychrus dufouri Chaudoir 1869. Familia Carabidae. Orden Coleoptera.

Especie cuya distribución se limita a algunos enclaves ibéricos (País Vasco, Navarra y Aragón) y algunos enclaves franceses. Especie propia de zonas montañosas forestales y muy húmedas, se alimenta exclusivamente de pequeños caracoles. Para ello introduce su cabeza estrecha y alargada en la concha del caracol, a la vez que procede a realizar un profundo corte en su cuerpo blando, para posteriormente succionar todos sus jugos y alimentarse del mismo. Estos insectos viven habitualmente 2 años, y se refugian tanto para hibernar como para estivar en el interior de la madera abatida de diferentes árboles, a condición de que ofrezca lugares suficientemente húmedos, con las cortezas repletas de musgos y líquenes.

Rhysodes sulcatus (Fabricius, 1787). Familia Carabidae. Orden Coleoptera

Es una especie rara con una distribución muy fragmentada, debido a que depende de árboles muertos o en decaimiento, principalmente abetos. Las larvas viven en la madera muerta y los adultos se refugian bajo la corteza de troncos caídos alimentándose de un hongo que se desarrolla en los mismos (son micetófagos, a diferencia de otras especies de esta familia, fundamentalmente predadora). A medio plazo se pronostica una pérdida de las condiciones favorables de los hábitats potenciales para la especie, especialmente de los abetales, como consecuencia del incremento de las temperaturas ambientales.



Figura 22. *Rhysodes sulcatus* macho.

Ya desde mediados de la década de los años 80, en el Pirineo central y occidental, se viene detectando un decaimiento del abeto, con caídas bruscas de crecimiento radial, y tasas elevadas de defoliación y mortalidad, atribuible a un aumento de las temperaturas y a la aparición de sequías extremas (Camarero *et al.*, 2015).

Acanthocinus reticulatus (Razoumowsky, 1789). Familia Cerambycidae. Orden Coleoptera.

Especie Europea propia del abeto, en la Península Ibérica solo se conoce de los bosques pirenaicos de Huesca, Lérica y Navarra (González Peña *et al.*, 2007; Agulló *et al.*, 2010). Muy escaso en la Península.

Oxypleurus nodieri Mulsant, 1839. Familia Cerambycidae. Orden Coleoptera.

Especia xilófaga, propia de las coníferas extendida por la cuenca mediterránea hasta Crimea y que parece ocupar la mayor parte de España (González Peña *et al.*, 2007), si bien siempre aparece de manera muy local y aislada.

Tragosoma depsarium (Linnaeus, 1767). Familia Cerambycidae. Orden Coleoptera.

Especie boreoalpina relict, que llega hasta América septentrional. Coloniza los Pirineos centrales. Su larva se desarrolla en troncos y tocones viejos de coníferas de alta montaña sobre todo en *Pinus uncinata* y *Abies alba*. Su ciclo vital puede durar hasta tres



Figura 23. *Tragosoma depsarium*. A la izquierda el macho y a su derecha la hembra.

años. La eclosión de los adultos se produce entre junio y agosto. Especie de costumbres crepusculares y nocturnas, puede ser atraído por la luz ultravioleta. Siendo su observación realmente rara. Especie bioindicadora de bosques bien conservados y sin explotar, su supervivencia está seriamente amenazada, e igual que en el caso de *Eurythyrea austriaca*, es necesario conservar islas de bosques maduros bien conservados sin explotación alguna.

Anatis ocellata (Linnaeus, 1758). Familia Coccinellidae. Orden Coleoptera.

Los imagos aparecen de finales de abril a principios de octubre, en bosques de coníferas longevas en áreas montañosas, habitualmente por encima de los 1.000 m. Insectos de hábitos heliófilos, suelen observarse en los extremos de las ramas, sobre las acículas de abetos (*Abies alba*) y pinos silvestres (*Pinus sylvestris*), o bien posados sobre la corteza de viejos ejemplares. Los adultos a principio de temporada, cuando el alimento escasea, no dudan en aprovechar recursos alimenticios como el polen y néctar de las flores próximas (observaciones personales); e incluso algunos autores como Albouy (2006) señalan que también se alimentan de la resina. Adultos y larvas se alimentan principalmente de pulgones de la familia *Aphididae* como el pulgón del pino *Cinara pinea* (Mordvilko, 1894) y otros pulgones de las familias *Adelgidae* y *Lachnidae* (Zahradník, 1985); así como de larvas de himenópteros sínfitos (avispa portasierra), sobre todo *Acantholyda posticalis* (Matsumura, 1912), *Diprion pini* (Linnaeus, 1758) y *Neodiprion sertifer* (Geoffroy, 1785) (observaciones personales); aunque también pueden depredar larvas de otros coleópteros, especialmente crisomélidos, e incluso de lepidópteros (mariposas). A diferencia de otros coccinélidos que poseen una vista muy corta y reparan en sus presas mediante los palpos maxilares, *A. ocellata* puede percibir a sus presas a una distancia de 2 a 3 cm. Los imagos normalmente hibernan en las grietas de la corteza de los viejos pinos y más raramente en el suelo entre las acículas.

Scaphidium quadrimaculatum Olivier, 1790. Familia Staphylinidae, subfamilia Scaphidiinae. Orden Coleoptera.

Especie saproxílica y bioindicador de bosques maduros bien conservados.

Platysoma (Cylister) lineare Erichson, 1834. Familia Histeridae. Orden Coleoptera.

Esta especie muy escasa en la península ibérica se localiza en acumulación de troncos de pino o abeto arrancados por aludes. Se trata siempre de poblaciones relictas, muy localizadas y con un número muy bajo de individuos.

Abraeus (Postabraeus) granulum Erichson, 1839. Familia Histeridae. Orden Coleoptera.

Especie orófila asociada a madera descompuesta de abeto (Yélamos, 2002) y haya (Vienna, 1980). En la Península Ibérica, esta especie se conoce únicamente del Pirineo de Lérida (Valles de Aran y Boí) y del prepirineo Navarro.

Peltis grossa (Linnaeus, 1758). Familia Trogositidae. Orden Coleoptera.

Xilomicetófago propio de las coníferas del piso subalpino, en el sur de Europa permanece relictos en algunos bosques boreomontanos de la vertiente sur de los Pirineos centrales y en el macizo central de los Picos de Europa (datos propios aún no publicados). “El desarrollo larvario dura más de un año y tiene lugar en la podredumbre roja provocada por *Fomitopsis pinicola* P. Karst, de la cual se alimenta, si bien en ocasiones las larvas pueden habitar en los basidiocarpos. Los imagos permanecen bajo cortezas durante el día y son activos de noche cuando roen el himenio de poliporales como *Fomitopsis*” (Ehnstrom, 2001; Nieto *et al.*, 2010; Nikitsky & Schigel, 2004). Considerado como un elemento relictos en Centroeuropa (Müller *et al.*, 2005) y calificado en Francia por Brustel (2004) con máximo valor bioindicador. Para la UICN está calificado como de preocupación menor.



Figura 24. *Peltis grossa* (izq.) y *Ostoma ferruginea* (dcha.).

7. Discusión y conclusiones

El estudio de los bosques maduros es esencial para comprender la dinámica natural, los procesos ecológicos así como los mecanismos de resiliencia frente al cambio climático. Especialmente interesantes son los bosques mixtos, que habitualmente manifiestan mayor complejidad al interactuar diferentes especies arbóreas (Pretzsch, 2017).

En este sentido, el bosque analizado en las dos parcelas permanentes establecidas en Cotatuero presenta una estructura compleja y heterogénea de gran interés. Se ha observado la existencia de individuos arbóreos de diferentes especies y variados tamaños alcanzando todos los estratos verticales del bosque, la presencia de madera muerta abundante en diferentes grados de descomposición así como árboles añosos con diversos dendro-microhábitats y otras estructuras espaciales de interés como los huecos en el dosel de copas.

Los fenómenos de competencia, decaimiento y regeneración son efecto y causa de una intensa dinámica, constatada no solo en la presencia de todas las fases del ciclo silvogenético sino también a través de la reconstrucción de la historia del bosque realizada a través del análisis dendrocronológico de una muestra de árboles (estudio presentado en la comunicación de Olano y cols. en esta misma publicación).

Todo ello dota al bosque de oportunidades para la existencia de diversas formas de vida, prueba de lo cual son las interesantes especies encontradas de los dos grupos bioindicadores analizados (líquenes y briofitos epifitos e insectos saproxílicos).

Estos tres elementos: estructura, dinámica y biodiversidad, en niveles de galta complejidad hacen que esta formación forestal presente todos los rasgos propios de los bosques maduros. Será sumamente interesante mantener el seguimiento del estudio para comprobar como los previsibles cambios con el tiempo podrán hacer variar estos elementos del bosque y hasta qué punto resulta resiliente frente al cambio climático. En este sentido se ha planteado un seguimiento con periodicidad decenal para poder observar tendencias a largo plazo.

Aquí nos planteamos si este caso lo podríamos definir como un bosque maduro, a pesar de no presentar individuos muy viejos (Olano *et al.* 2023). Hay hayedos-abetales con individuos notablemente más viejos en el Pirineo, como se puede comprobar en el reciente trabajo de Martín-Benito y cols. (2022). Y sin embargo encontramos indicios estructurales y biológicos de madurez elevada en un bosque complejo y con una activa dinámica natural. En este punto tiene mucha importancia la continuidad del bosque (historia previa, más allá del tiempo que se ha podido estudiar a través de los anillos de los árboles) y la conectividad (conexión a escala espacial) con otros fragmentos de bosque. Estos han supuesto los “elementos resistentes” en los que se han mantenido todos esos organismos que hoy constituyen especies raras, muchas veces catalogadas como amenazadas porque en la mayor parte de los bosques se han llegado a hacer muy escasas o inexistentes, y que se conservan todavía en estos bosques del valle de Ordesa. Todo ello les otorga un alto valor de conservación.

Agradecimientos

El proyecto en que se basa la presente comunicación ha sido financiado mediante fondos Next Generation UE Mecanismo de Restauración y Resiliencia, y dirigido por el Servicio de Espacios Naturales y Red Natura 2000 del Gobierno de Aragón. Desde aquí queremos mostrar nuestro agradecimiento a la dirección, técnicos y Agentes de Protección de la Naturaleza del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido por todo el apoyo mostrado durante la realización del mismo.

Bibliografía

- GOULET, H., BOUDREAU, C. y SCHIFF, N.M. (2015), «Revision of the World species of *Xeris* Costa (Hymenoptera: Siricidae)». *Canadian Journal of Arthropod Identification* 28: 127.
- HERNÁNDEZ, A., SCHWENDTNER, O., ARRECHEA, E., FORCADELL, J.M., GUINART, D., VELA, A. y ATAURI, J.A. (2015), *El papel de los bosques maduros en la Conservación de la Biodiversidad*. Grupo de Conservación de Europarc-España.
- MADDEN, J.L. (1968), «Behavioural responses of parasites to the symbiotic fungus associated with *Sirex noctilio* F.». *Nature*, 218: 189-190.
- MARTÍN-BENITO, D., MOLINA-VALERO, J.A., PÉREZ CRUZADO, C., BIGLER, C. y BUGMANN, H. (2022), «Development and long-term dynamics of old-growth beech-fir forests in the Pyrenees: Evidence from dendroecology and dynamic vegetation modelling». *Forest Ecology and Management*, 524:120541.
- MICHEL, A.K. y WINTER, S. (2009), «Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, USA». *Forest Ecology and Management*, 257(6): 1453-1464.
- OLANO, J.M., SANGÜESA-BARRERA, G., HERNÁNDEZ-ALONSO, H., ROZAS, V., CHACÓN-MORENO, E., SCHWENDTNER, O. y MARTÍNEZ-IBARZ, E.J. (2023), «Reconstrucción de la historia de dos parcelas de hayedo-abetal en Cotatuero, Valle de Ordesa, mediante dendrocronología». *VIII Jornadas de investigación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, 2022*.
- PRETZSCH, H., FORRESTER, D. y BAUHUS, J. (2017), *Mixed-Species Forests. Ecology and Management*. Springer-Verlag.
- SCHWENDTNER, O. y CÁRCAMO, S. (2010), «Bosques viejos y árboles viejos: importancia para la fauna». *Gestión y conservación de la fauna salvaje*. Ayuntamiento de Ponferrada.
- ZAHRADNÍK, J. (2002), *A field guide in colour to Bees and Wasps*. Silverdale Books, Bookmart Ltd. 192pp.

10. Reconstrucción de la historia de dos parcelas de hayedo-abetal en Cotatuero, Valle de Ordesa, mediante dendrocronología

José Miguel Olano Mendoza, Gabriel Sangüesa-Barreda, Héctor Hernández-Alonso, Vicente Rozas Ortiz, Eulogio Chacón-Moreno

CAMBIUM research group. Laboratorio de Botánica. iuFOR-EiFAB. Campus Duques de Soria.

Oscar Schwendtner García

Bioma Forestal

Emili J. Martínez Ibarz

Sección de Espacios Naturales Protegidos y Desarrollo Sostenible, Gobierno de Aragón



Aspecto de una de las parcelas de Cotatuero en la que se aprecia la presencia de abetos muertos en pie, y la importante densidad de la masa

1. Antecedentes

En el marco del estudio sobre estructura, dinámica y biodiversidad de bosques maduros en el paraje de Cotatuero, Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, se ha

llevado a cabo un estudio dendrocronológico para reconstruir la historia del hayedo-abetal. La zona de estudio se localiza en la parte baja del barranco de Cotatuero cercano a la confluencia con el río Arazas, sobre las dos parcelas permanentes levantadas por Bioma Forestal para Gobierno de Aragón (Schwendtner *et al.* 2023).

2. Resumen ejecutivo

Las dos parcelas de hayedo-abetal estudiadas en Cotatuero (Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido) muestran unos orígenes muy diferentes pero unas dinámicas muy similares. La parcela Cotatuero 1 ha sido forestal al menos desde finales del siglo XVIII como atestigua la presencia de un haya de dicha edad que crecía en condiciones de baja luminosidad. Dicho bosque sufrió cortas en las primeras décadas de siglo XIX, y posiblemente un par de veces más en el mismo siglo. En el caso de Cotatuero 2, el origen parece ser un espacio abierto que fue colonizado por pinos a lo largo del segundo tercio del siglo XIX, estos pinos sufrirían una corta parcial próxima a la última década del siglo XIX. Tras dichos eventos y con la excepción de la presencia de una menguante población de pinos cada vez más suprimidos en Cotatuero 2, el comportamiento de ambas parcelas muestra grandes semejanzas. En primer lugar, en ambas parcelas el pulso de llegada de las hayas es previo al de los abetos. Estos pulsos de reclutamiento han generado ambientes forestales muy competitivos con descensos generalizados del crecimiento. En el siglo XX en ausencia de perturbaciones humanas, la dinámica de las parcelas ha estado dominada por la dinámica propia del abeto con sus eventos de defoliación y mortalidad. Estos eventos de defoliación y mortalidad de abetos no son nuevos, las evidencias sugieren que vienen ocurriendo desde el siglo XIX, si bien se han intensificado en las últimas décadas del mismo siglo. Estos eventos generan pulsos de reclutamiento, lo que da lugar a una estructura de edades en cohortes, tanto en abetos, como en menor medida en hayas, y no son un problema para la persistencia de los bosques. Comprender mejor estos fenómenos de reclutamiento por pulsos podría ser muy interesante puesto que podrían servir para desarrollar una silvicultura más próxima a la naturaleza.

3. Dos masas decimonónicas de diferentes orígenes

Haya y abeto configuran uno de los bosques mixtos de mayor interés del Pirineo. Se trata de dos especies con gran tolerancia a la sombra, habitualmente presentes en

bosques maduros, y de las cuales no conocemos totalmente sus dinámicas competitivas. Es común que en los hayedos-abetales del Pirineo puedan aparecer algunos pinos silvestres, esta presencia es indicativa de la existencia de perturbaciones importantes, ya que el establecimiento del pino suele estar circunscrito a espacios abiertos con suelo desnudo y abundante luz.

En este sentido las dos parcelas estudiadas en Cotatuero difieren, a diferencia de Cotatuero 1 en Cotatuero 2 aparece el pino silvestre, lo cual es indicativo de dinámicas históricas muy diferentes (Fig. 1, 2). La presencia de pino en Cotatuero 2 sugiere que la parcela se inició en un espacio abierto, mientras la ausencia de pinos en la parcela Cotatuero 1, sus crecimientos y su estructura de edades sugieren la presencia de un bosque continuo, al menos desde los inicios del siglo XIX.

La parcela de Cotatuero 1 (Fig. 1) se caracteriza por la presencia de algunos individuos más longevos que informan de la historia de la masa. Así tenemos un haya que ya estaba establecida en 1798, otra de 1839 y dos abetos en 1853. Sin embargo, la mayor parte de las hayas se establecen en un pulso que va desde 1850 a 1910, con un pulso de abetos posterior y más sincrónico entre 1880 y 1920. De hecho, la inmensa mayoría de ellos tienen el anillo más antiguo entre 1890 y 1910. La sincronía entre los árboles podría ser incluso mayor dadas las diferencias entre las edades a la altura del pecho y en la base, y a que no siempre hemos alcanzado la médula a la hora de extraer las muestras. Estas evidencias sugieren que a final del siglo XIX ocurrió un fenómeno que permitió el establecimiento de la mayor parte de los abetos adultos que actualmente dominan la masa. La existencia de hayas y abetos que ya tenían entre 40 y 90 años en dicho evento, sugiere que dicha perturbación se generó en un bosque previo, que probablemente sufrió algún tipo de tala, que favoreció el reclutamiento de una cohorte de abetos.

El análisis de la estructura diamétrica (Fig. 1), refleja la heterogeneidad de tamaños en las hayas, coherente con un reclutamiento mucho más extendido en el tiempo. Frente a ello los abetos muestran una agregación a lo largo de ciertos tamaños diamétricos, un pulso en torno a los 30-40 cm de diámetro basal que correspondería al reclutamiento de finales del XIX, otros dos pulsos en 50 y 60 cm en los que ha habido una intensa mortalidad reciente corresponderían con el reclutamiento de 1850 y uno en 25 cm correspondería al pulso de 1950. Finalmente, en ambas especies, pero especialmente en el abeto, se aprecia un pulso muy notable en los diámetros de 15 cm. Estos árboles, que no han sido muestreados con la barrena por su reducido tamaño, serían los reclutas que han aprovechado la muerte de los abetos que permanecen en pie para instalarse. En estos grupos diamétricos

de menor tamaño también hay una importante mortalidad, como corresponde a árboles en fase de regeneración en grupos densos con alta competencia, pero ya se aprecia la que será una nueva cohorte de abetos que dominarán el dosel en el futuro.

La dinámica de Cotatuero 2 es diferente (Fig. 2). Destaca la presencia de pinos, que además se encuentran entre los individuos más longevos, lo que indica que la masa actual se conformó en unas condiciones abiertas y luminosas al inicio del segundo tercio del siglo XIX. Estas condiciones abiertas podrían ser resultado de una intensa corta previa, pero resulta más plausible que se generó en el proceso de recolonización de espacios abiertos por parte de los árboles, como sugieren las evidencias de presencia de pastizales en el pasado en Cotatuero 2 (Schwendtner *et al.* 2018). Otro elemento que apoya la hipótesis de la recolonización es que en estos bosques las cortas no eran exhaustivas, y siempre se dejaban árboles pequeños y suprimidos (más comúnmente de haya) que mostrarían edades previas a la corta. En este caso, las especies de sombra aparecen con bastante posterioridad a los pinos. Hayas y abetos comienzan su establecimiento en la década de 1870, con una instalación muy rápida de las hayas, y más extendida en el tiempo por parte de los abetos. Esta llegada más tardía se debe tanto a las condiciones ambientales previas creadas por los pinos, como a la disponibilidad de propágulos. Los pinos medran mejor en condiciones de alta luminosidad y mayor estrés hídrico, mientras que hayas y abetos se ven favorecidas por el ambiente umbroso generado por los pinos. Quizá este sea el motivo de un reclutamiento más tardío de hayas y abetos, con un máximo en la década de 1880 para las hayas y 1900 para los abetos. El reclutamiento de abetos no se detiene tras dicho pulso y destaca un importante pulso en la década de 1960, que probablemente se debe a la reducción en el dosel durante dicho período.

La estructura diamétrica muestra una gran heterogeneidad en el crecimiento de los pinos (Fig. 2), que también es bastante acusada en el caso de las hayas. Por contra, los abetos muestran pulsos de reclutamiento muy marcados, destacando una cohorte entre 45-55 cm que corresponde al reclutamiento inicial, otro en 25 cm, que correspondería al establecimiento de la década de 1960 y finalmente otro muy importante en 15 cm, cuyas edades no conocemos, pero que se trataría de un último evento de reclutamiento. A diferencia de la parcela de Cotatuero 1, aquí no se observa un número importante de árboles muertos en pie, lo que no quiere decir que no haya habido eventos de mortalidad, pero que no han sido tan intensos y tan recientes.

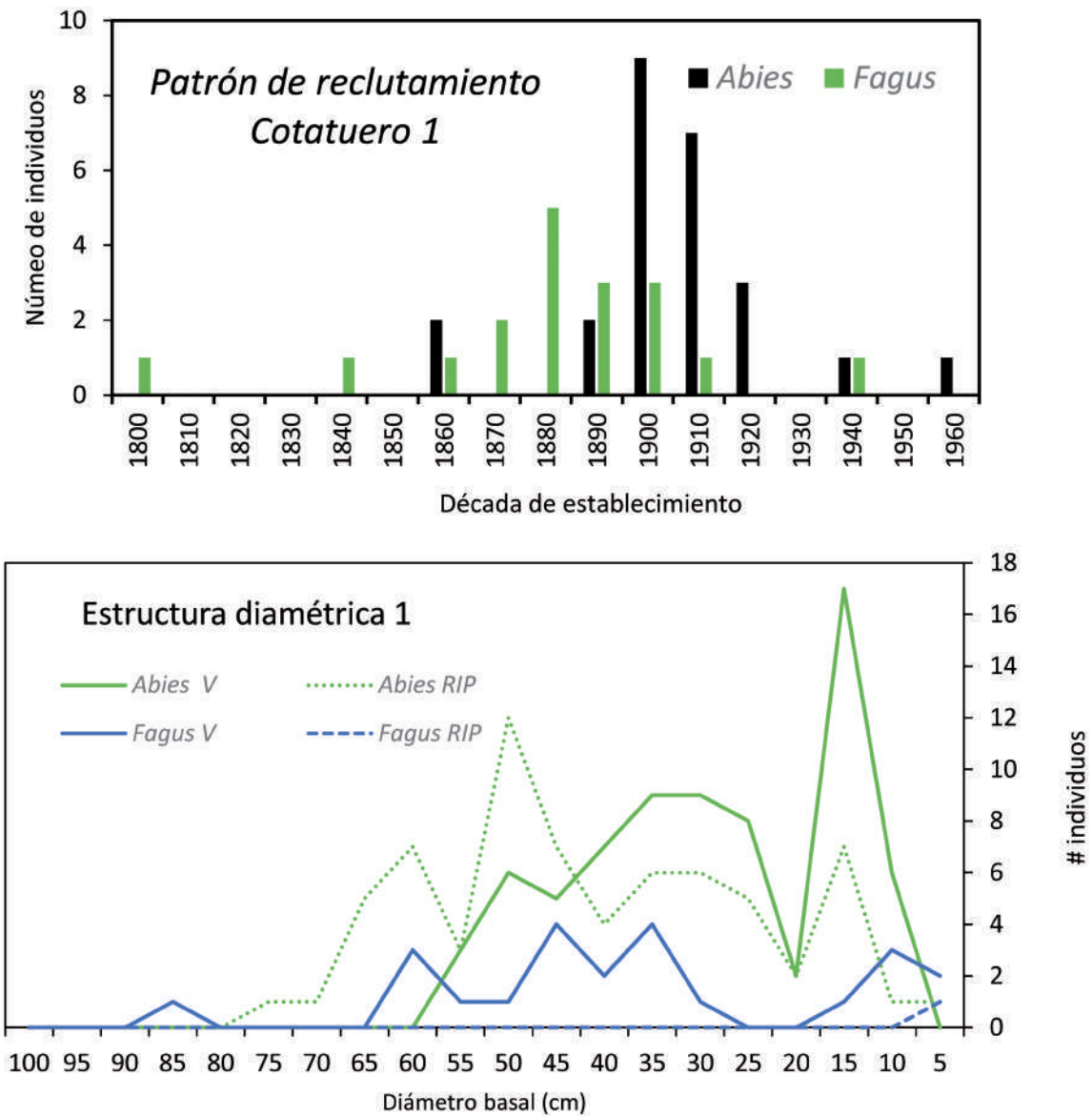


Figura 1: Número de árboles reclutado por cada década en la parcela Cotatuero 1, en función del primer anillo medido de cada árbol (figura superior) y distribución diamétrica de los árboles presentes en la parcela Cotatuero 1 (figura inferior), nótese que el eje de diámetros está invertido para situar los árboles de menor tamaño, teóricamente más jóvenes en la parte derecha del eje. En la figura inferior se indican tanto los pies vivos, como los árboles muertos que permanecen en pie.

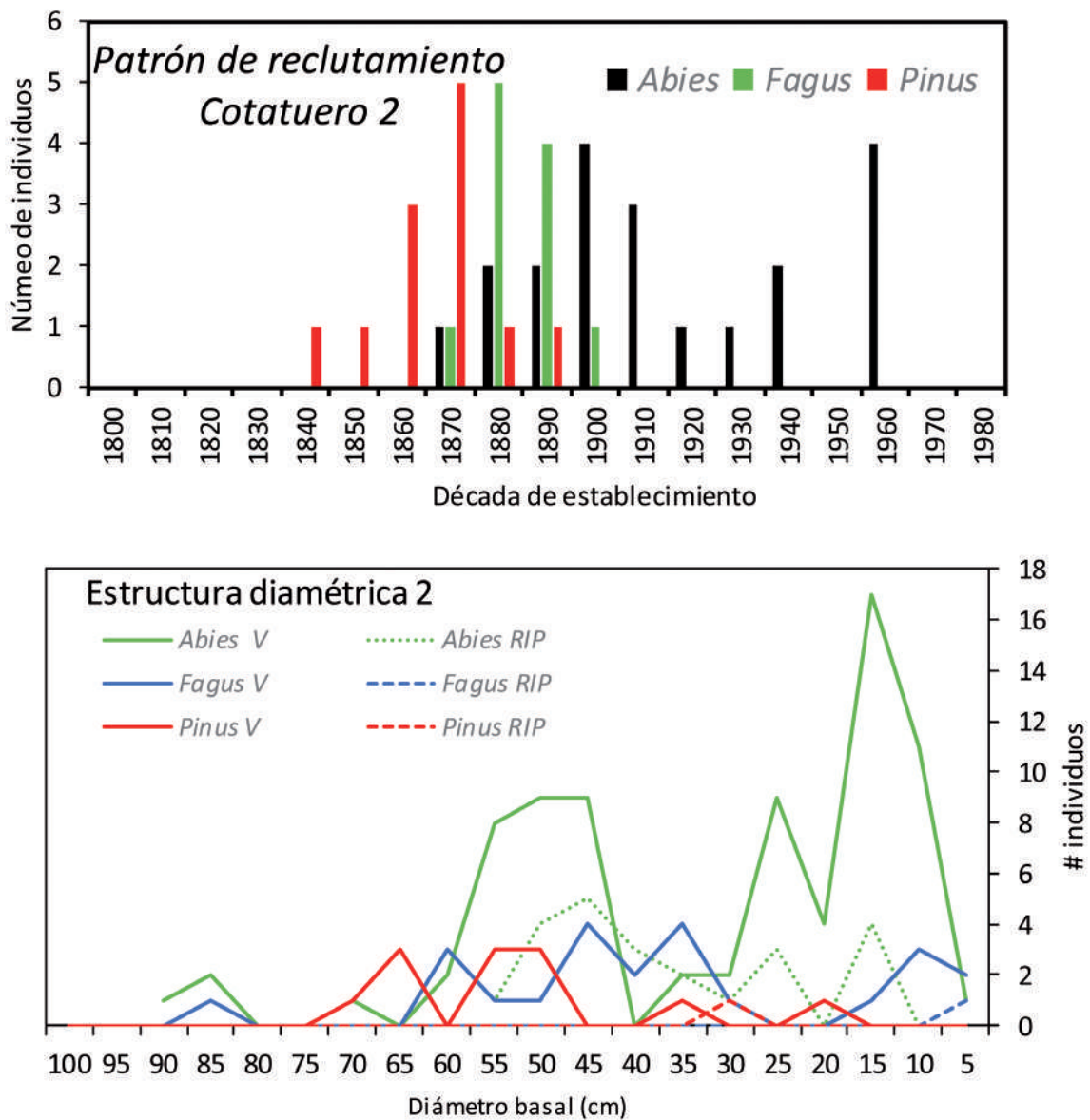


Figura 2: Número de árboles reclutado por cada década en la parcela Cotatuero 2, en función del primer anillo medido de cada árbol (figura superior) y distribución diamétrica de los árboles presentes en la parcela Cotatuero 2 (figura inferior). Nótese que el eje de diámetros está invertido para situar los árboles de menor tamaño, teóricamente más jóvenes, en la parte derecha del eje. En la figura inferior se indican tanto los pies vivos, como los árboles muertos que permanecen en pie.

4. Cotatuero 1, único testigo

La presencia de un individuo notablemente más longevo en Cotatuero 1 permite estimar la historia de la masa al inicio de siglo XIX (Fig. 3). Este haya más vieja muestra una liberación en la década de 1801-1810 por lo que se intuye una corta en la masa existente que le permitió aumentar su crecimiento y probablemente alcanzar el dosel. Lamentablemente no quedan en la parcela otros individuos de su cohorte que nos ofrezcan más información. Un segundo evento de liberaciones se muestra en los abetos en el período entre 1870 y 1890 que se correspondería con la corta que generó el bosque actual. Estas liberaciones se observan más atenuadas en las hayas que también experimentan liberaciones entre 1890 y 1910. Es posible que las cortas de estos bosques no se hicieran en un solo evento como en la actualidad sino mediante entresacas a lo largo de varios años, lo que explicaría un mayor tiempo de respuesta. Tras las cortas es normal que las masas se densifiquen y esto conlleva la aparición de fenómenos de supresión conforme aumenta la competencia entre los juveniles a elevada densidad, algo que se observa en ambas. Este proceso se inicia antes en el haya, ya en 1871-1880, conforme la masa se establece con una mayor densidad y algo más tarde en abetos, a partir de 1930. Esta tónica de supresiones se mantiene en ambas especies hasta 1961-1970 cuando en ambas predominan las liberaciones, lo que sugiere una mortalidad de individuos. A partir de dicha década la dinámica empieza a diferir entre especies. Desde 1971 hasta 2010 las hayas experimentan tasas crecientes de eventos de liberación y tasas mucho más reducidas de supresión, mientras que en los abetos entre 1971 y 2000 combinan tasas muy altas de supresión, con tasas más reducidas de liberación. Esto sugiere la presencia de algún fenómeno que afecta diferencialmente a hayas y abetos, e incluso a los abetos entre sí.

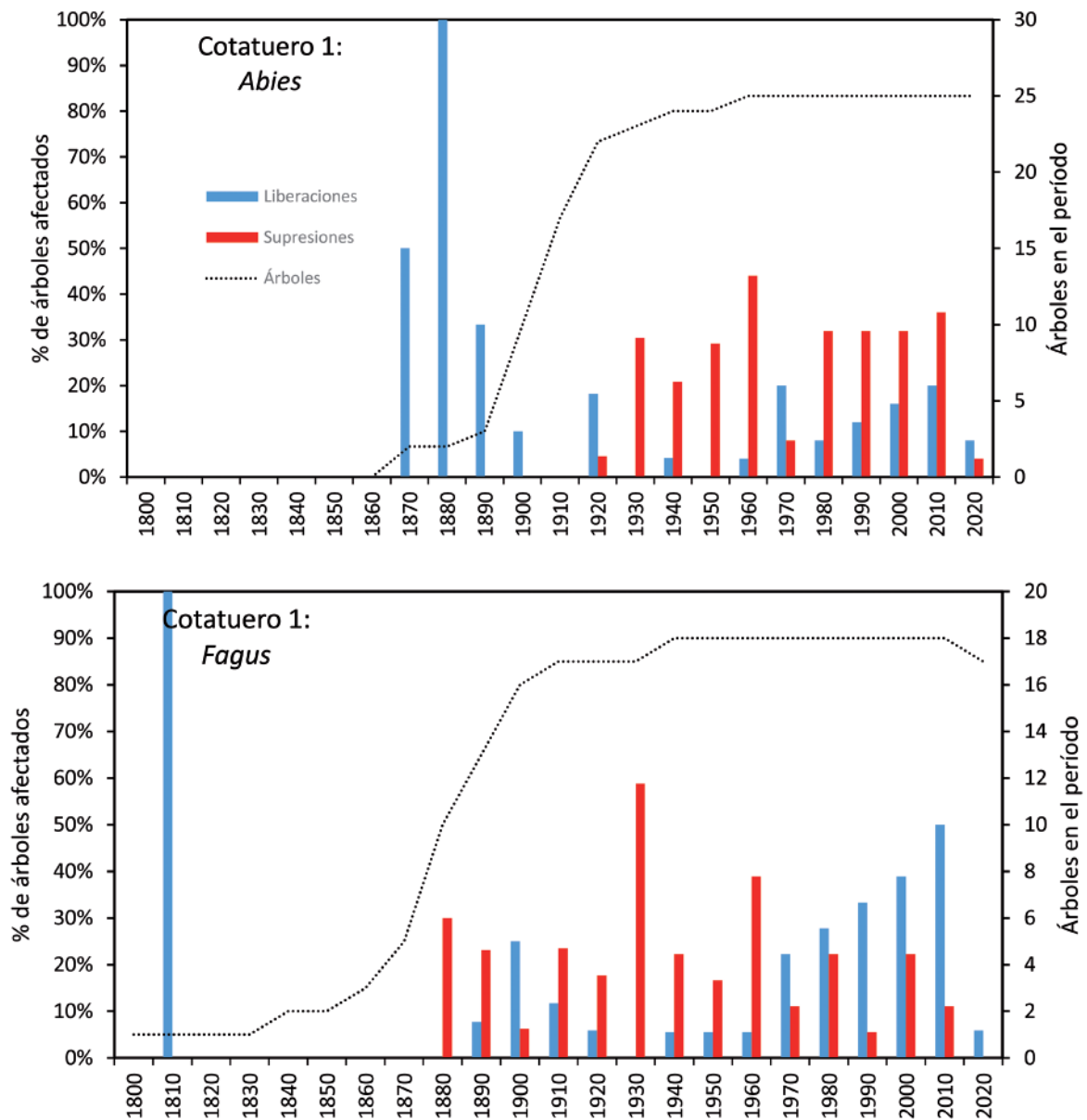


Figura 3. Sumario de liberaciones y supresiones para los árboles muestreados en la parcela 1. La línea discontinua indica el número de árboles analizados en cada década (eje vertical derecho). Las barras azules indican las liberaciones del crecimiento, en porcentaje del número total de árboles estudiados en dicha década (eje vertical izquierdo). Las barras rojas muestran los períodos en que los árboles presentan supresiones en el crecimiento. El eje horizontal indica las décadas analizadas.

La figura inferior presenta las hayas y la superior los pinos silvestres.

El análisis de los crecimientos individuales de algunos árboles, nos permite comprender mejor los procesos anteriormente descritos. Así al observar las hayas más viejas (Fig. 4), cabe destacar que algunos de los descensos que ocurren entre 1870 y 1880 o alrededor de 1928 son muy bruscos, lo que no se correspondería con un simple aumento de la competencia que por su naturaleza generaría una reducción paulatina del crecimiento. Esto puede deberse a daños, bien por patógenos o insectos, o bien por daños mecánicos sufridos durante la corta del bosque que ocurrió durante dicho período. La tala parece descartarse por la ausencia de las liberaciones en otros individuos, una respuesta que es común a cualquier corta. Un descenso brusco del crecimiento también ocurre en 1927, que también ocurre en hayas más jóvenes (Fig. 4 abajo), y en alguno de los abetos (Fig. 5), lo que pudiera sugerir algún factor adicional a la competencia.

Es también muy destacable la recuperación del crecimiento de las hayas (Fig. 4), y en menor medida de algunos abetos (Fig. 5) que se inicia en la década de 1980. Esta recuperación es también brusca, los árboles aumentan repentinamente su tasa de crecimiento. Un incremento de esta naturaleza se debe a un descenso súbito de la competencia, como tras una clara. No es el caso, ya que estamos en una zona sin actividad silvícola, por lo que la pérdida de competidores debe tener otra naturaleza. Considerando la disparidad de respuesta entre especies (Fig. 4, 5), con las hayas mostrando un comportamiento de liberación generalizado, mientras los abetos combinan liberaciones y supresiones, y a la presencia de un número importante de abetos muertos en pie, la hipótesis más plausible es algún evento de mortalidad más o menos sincrónica en los abetos. En este sentido, existen evidencias de presencia del lepidóptero defoliador *Epinotia subsequana* en los años 90 del siglo pasado, como ha quedado reflejado para otras zonas del Pirineo (Camarero *et al.* 2003, Sangüesa-Barreda *et al.* 2015) y que se apreció también en un trabajo previo en Turieto (Olano y García Hidalgo 2018). Este defoliador podría ser el responsable de un evento de mortalidad de muchos de los abetos que actualmente aparecen caídos por el bosque. Es posible que haya habido varios eventos de mortalidad y reducción del crecimiento de los abetos causados por este defoliador en la historia de la parcela. Un análisis más detallado de las características de los anillos permitiría confirmar dicha hipótesis.

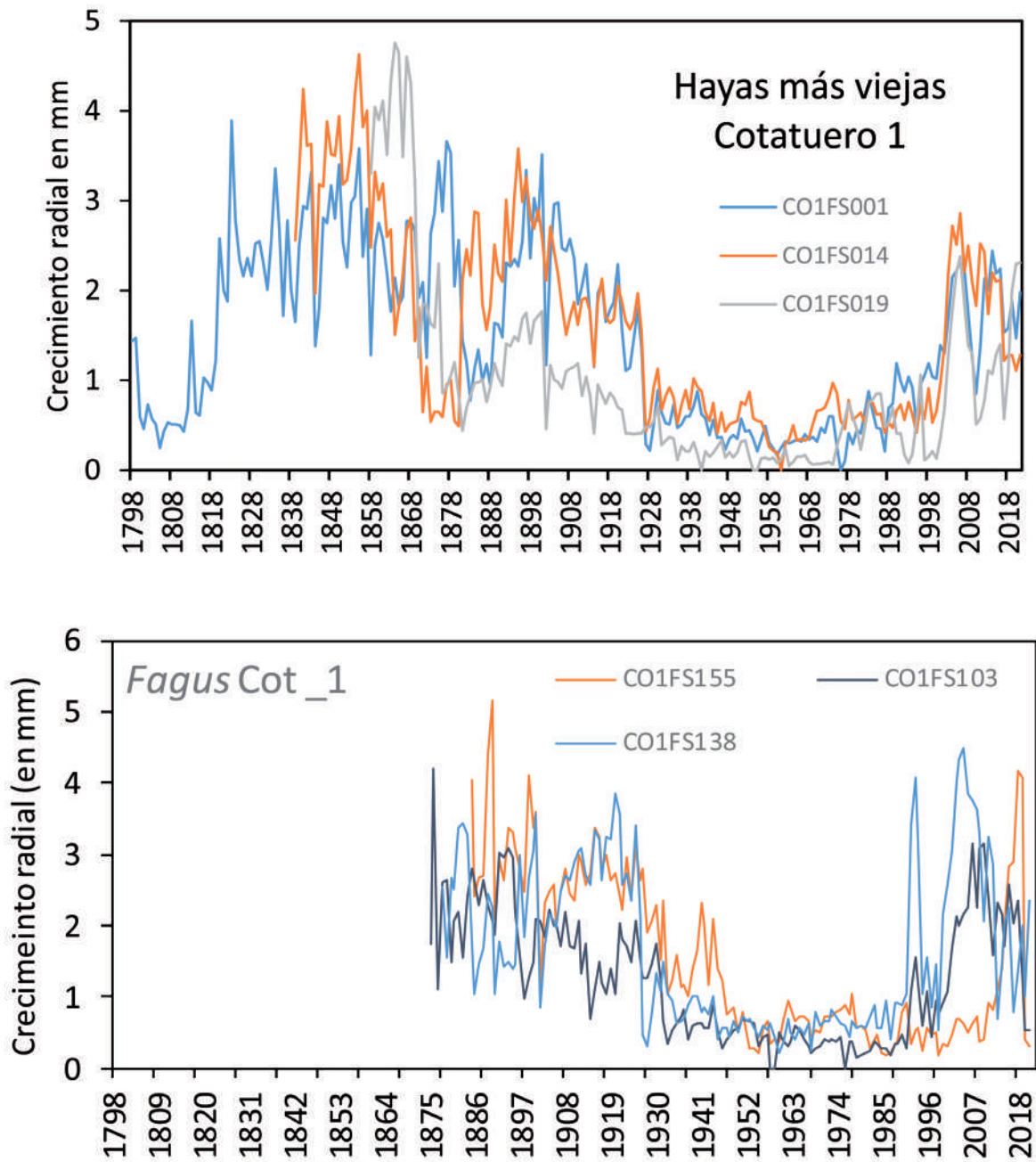


Figura 4. Crecimientos individuales de las tres hayas más viejas y tres hayas que reclutaron en el evento de reclutamiento del último tercio del siglo XIX.

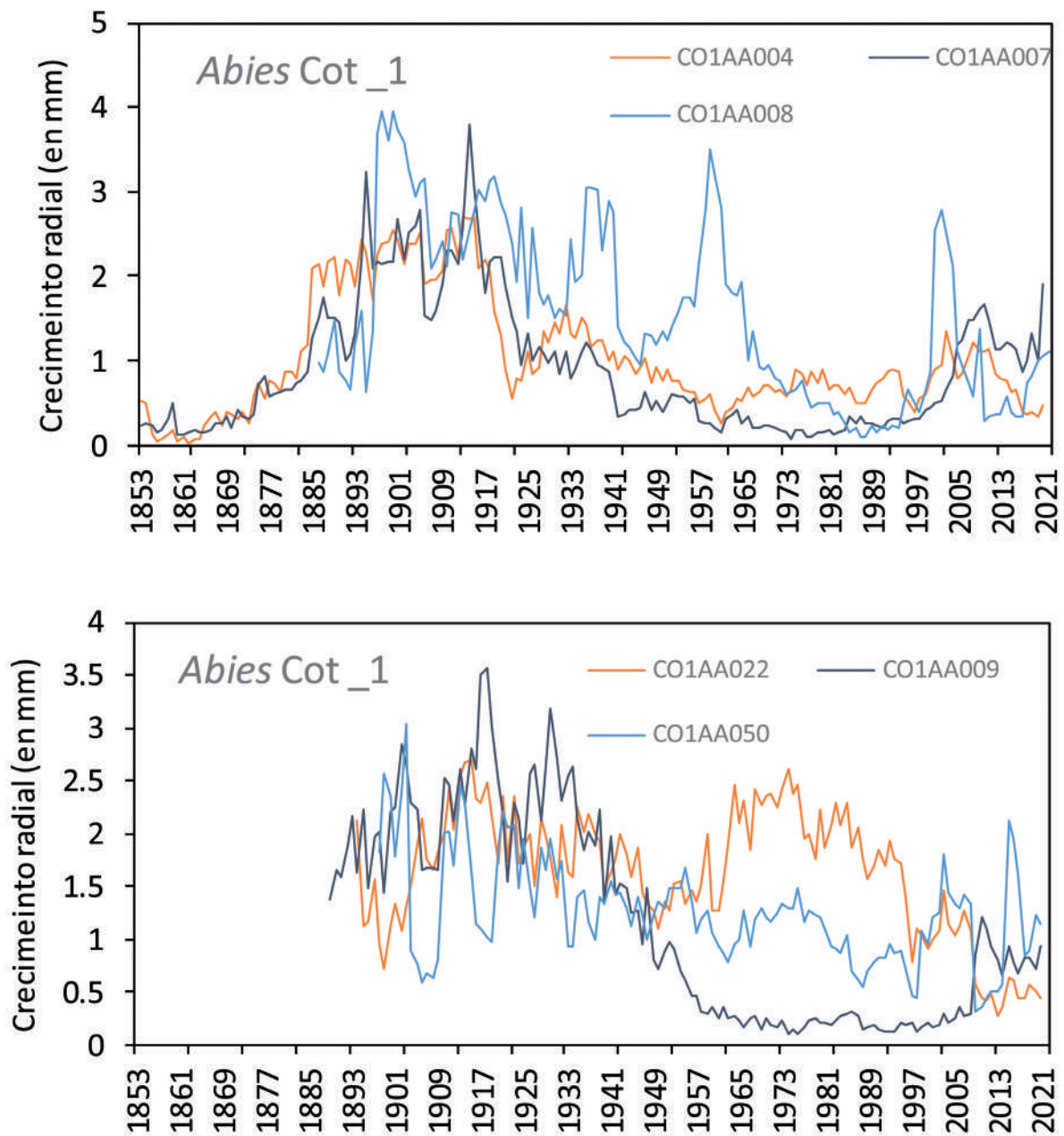


Figura 5. Crecimientos individuales de los tres abetos más viejos (arriba) y tres individuos que reclutaron en el evento de reclutamiento del último tercio del siglo XIX (abajo). Nótese los aumentos de crecimiento asociados a las cortas del último tercio del siglo XIX, así como las bruscas reducciones de crecimiento de naturaleza bastante sincrónica que ocurren varias veces a lo largo de su vida y que podrían deberse a defoliadores.

5. Cotatuero 2, todo empezó con unos pinos

La actual masa se inició con pinos silvestres, con una entrada posterior de hayas y abetos. El aumento de la competencia por densificación de la masa, y especialmente con el establecimiento de especies más tolerantes a la sombra, provocó un descenso en el crecimiento de los pinos (Fig. 6). Las primeras supresiones del crecimiento se inician en la década 1861-1870, antes de los pulsos de reclutamiento de las otras especies, lo que sugiere que inicialmente es la propia competencia intraespecífica de los pinos la que genera las supresiones. En este sentido, hay que recordar que, si bien en la actualidad la presencia de los pinos es testimonial, solo estamos viendo los individuos que han sobrevivido, una pequeña fracción de aquellos pinos que dominaban en el momento de formación de la masa. Las liberaciones de los pinos en 1891 y 1910 son sorprendentes, ya que lo normal en una masa que se densifica como esta, es la dominancia de procesos de supresión. Sin duda, en esas décadas debió de realizarse algún tipo de labor silvícola que favoreció a los pinos, muy probablemente una corta/clareo, ya que hayas y abetos aún serían muy pequeños para su aprovechamiento y demasiado bajos para competir por la luz con los pinos. Esto se puede observar de modo claro en algunos individuos (Fig. 7) y la fuerte sincronía de alguno de estos eventos sugiere un factor que afectó de modo general a la parcela. Tras esa pausa que se mantiene hasta 1910, comienza a predominar la supresión, con la notable excepción de la década 1921-1930 (Fig. 6, 7) en que hay una ligera liberación. A pesar de estas liberaciones puntuales se observa un fuerte descenso del crecimiento de los pinos con un predominio de las supresiones. Esto tiene un cambio de tendencia en la segunda mitad del siglo XX y el inicio de siglo XXI cuando las liberaciones de los pinos podrían haber sido causadas por mortalidad de abetos (en una dinámica semejante a la descrita para la parcela anterior). Sin embargo, estas liberaciones tuvieron un efecto más moderado. Así en 2006, tras las liberaciones, el crecimiento medio de los pinos es de menos de 0.4 mm anuales, con un rango que va de 0.16 a 0.75 mm. Son anillos sumamente estrechos y que predicen una muerte de estos árboles conforme sus copas sean superadas por hayas y abetos en un claro proceso de reemplazo sucesional.

La siguiente especie en entrar a formar parte de la masa fue el haya, que muestra liberaciones en sus estadios iniciales, en lo que podría ser una respuesta a dicha hipotética corta del pinar a finales de 1871-1880 (Fig. 6). Tras ello las hayas muestran una dinámica más compleja con supresiones y liberaciones que sugieren cambios locales en la posición en el dosel, por ascensos probablemente causados por la muerte de algunos

de sus vecinos. Al observar los dos árboles más viejos (Fig. 7) se aprecia este patrón de subidas y bajadas. Las últimas décadas muestran un predominio de las liberaciones, especialmente en la década de 1945, donde el 45% de las hayas sufrieron un aumento intenso del crecimiento (Fig. 6, 7, 8) en un comportamiento muy semejante al descrito en la parcela 1.

El patrón de liberaciones y supresiones de los abetos de la parcela 2 (Fig. 6) recuerda a la situación de la parcela 1 (Fig. 4). A pesar de que el abeto es una especie tolerante a la sombra hay un predominio de las supresiones en todo el período. Destaca especialmente que las décadas con mayor número de liberaciones para el haya, la otra especie tolerante a la sombra, coincidan con fuertes supresiones para el abeto (Fig. 6). Además, una observación detallada de los crecimientos individuales de algunos individuos (Fig. 7) muestran súbitas caídas con crecimientos extremadamente bajos que se mantienen por muchos años. Estos eventos que ya se observan en el siglo XIX podrían deberse a algún tipo de agente biótico, como el defoliador *Epinotia subsequana*. Los individuos que observamos se recuperan, algunos de manera notable, pero esta información solo refleja una parte de la historia, por cuanto los individuos muertos no han sido muestreados, y no cabe duda de que los crecimientos radiales extremadamente bajos que se observan en algunos individuos (Fig. 7), son indicadores de un decaimiento que llevará a estos árboles a la muerte. Al igual que en la parcela 1, la muerte de algunos abetos favorece a otros árboles de la misma especie que pueden aumentar notablemente su crecimiento por la pérdida de la competencia de sus conespecíficos.

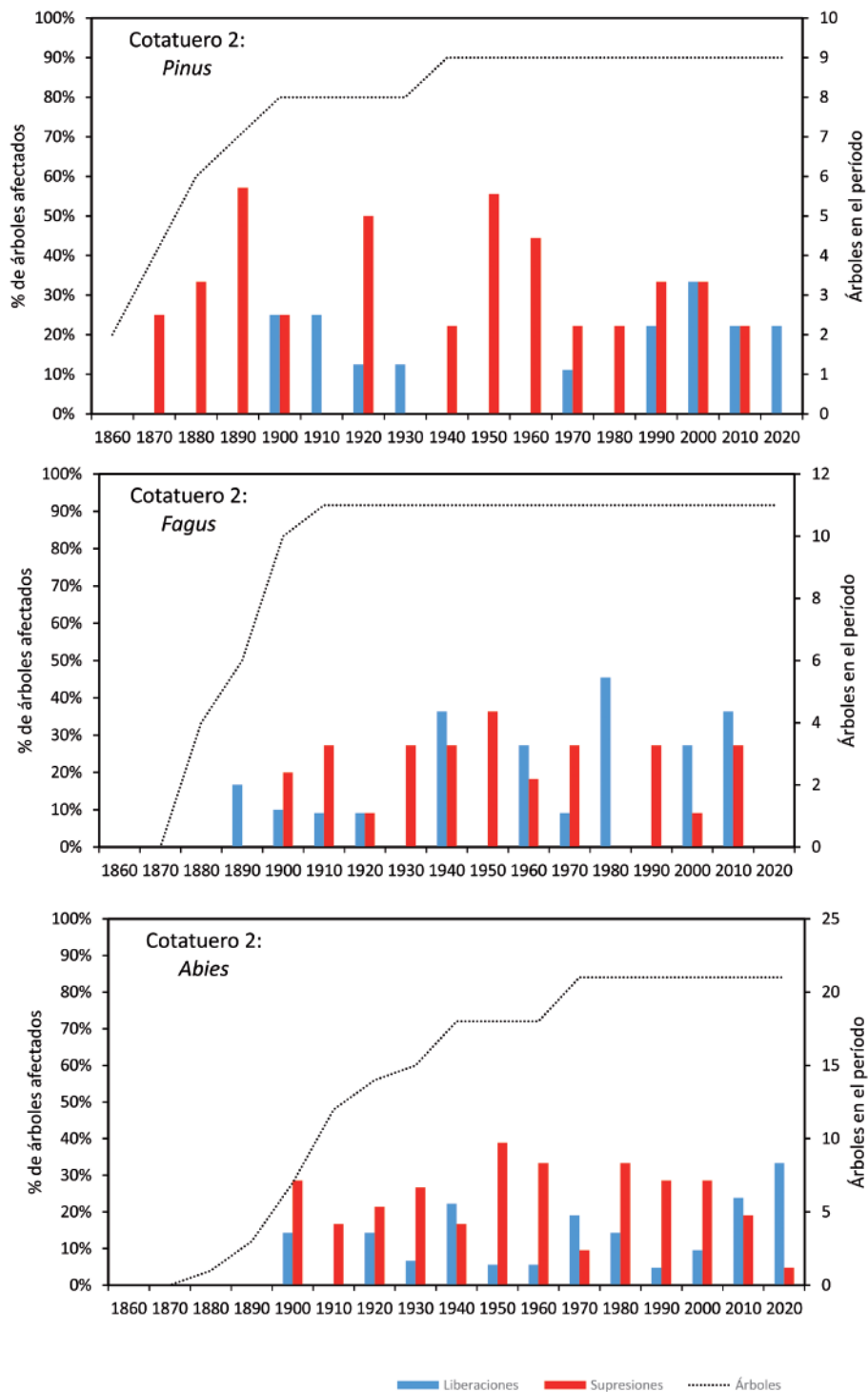
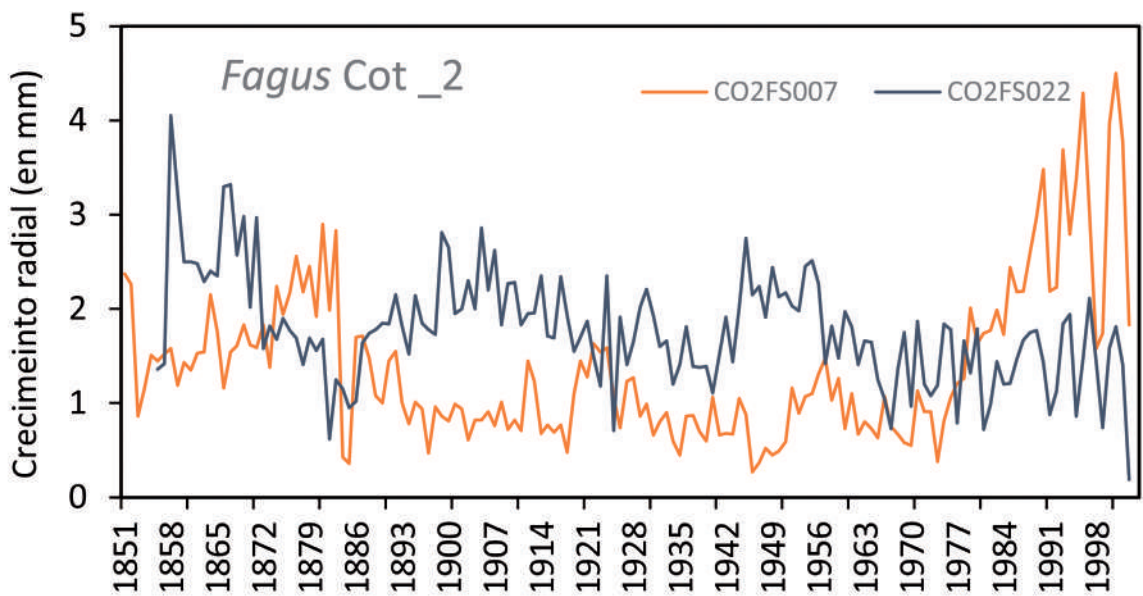
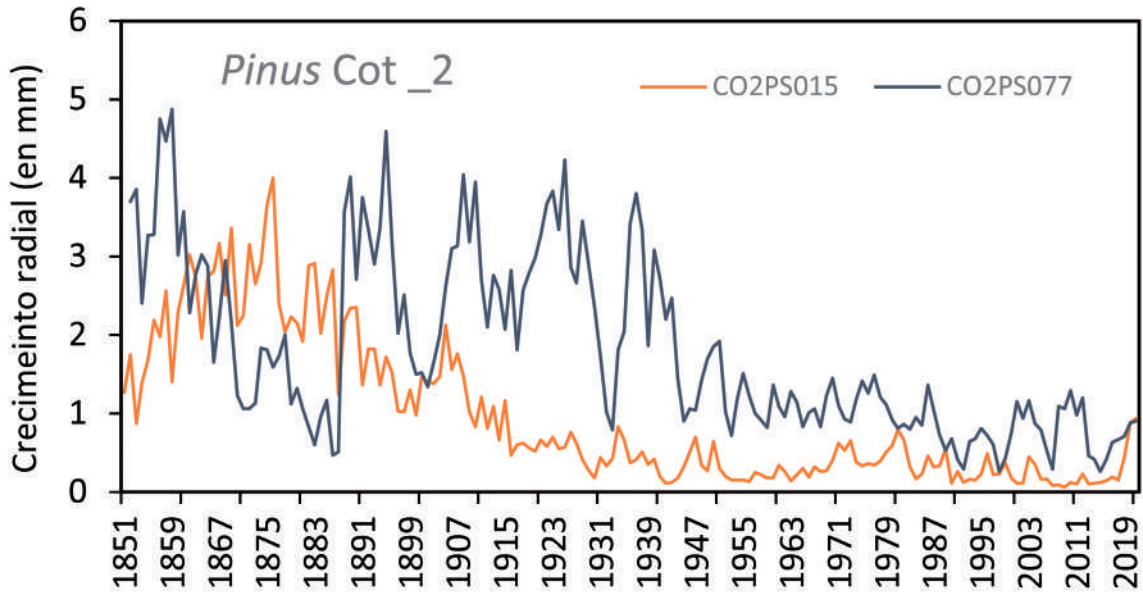


Figura 6. Sumario de liberaciones y supresiones para los árboles muestreados en la parcela 2. La línea discontinua indica el número de árboles analizados en cada década (eje vertical derecho). Las barras azules indican las liberaciones del crecimiento, en porcentaje del número total de árboles estudiados dicha década (eje vertical izquierdo). Las barras rojas muestran los períodos en que los árboles presentan supresiones en el crecimiento. El eje horizontal indica las décadas analizadas. Cada figura corresponde a una de las especies.



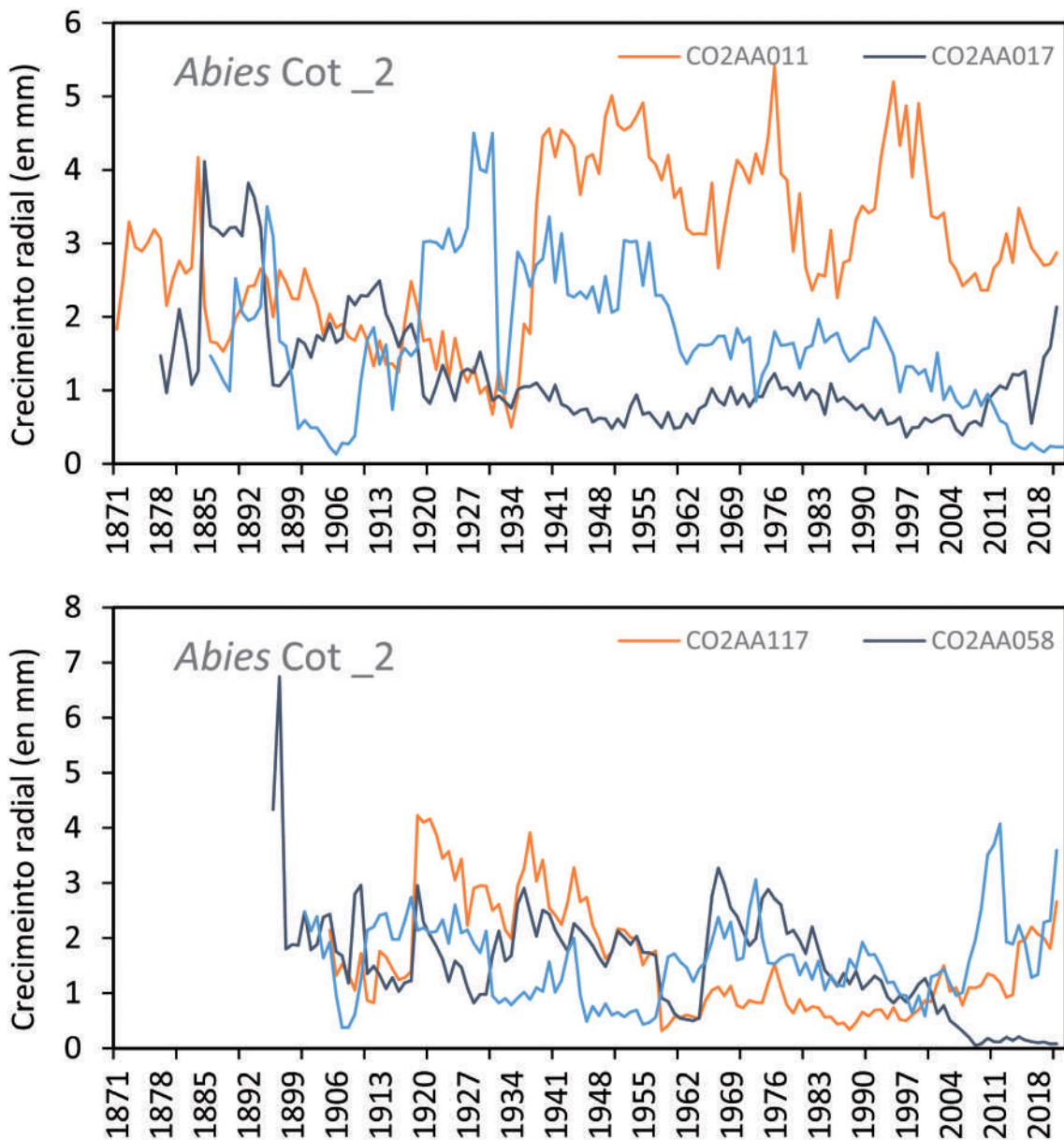


Figura 7. Crecimientos individuales de los tres pinos más viejos (arriba), tres hayas más viejas (segunda figura), tres abetos más viejos (tercera figura) y tres abetos que reclutaron en el evento de reclutamiento del final del siglo XIX (abajo). Pueden apreciarse las bruscas reducciones de crecimiento que ocurren varias veces a lo largo de su vida y que podrían deberse a defoliadores.



Figura 8. Imágenes de la madera de un pino silvestre (izquierda) y un haya (derecha) en las que se aprecian las liberaciones de finales del siglo XX y comienzos del XXI. Las barras negras indican un milímetro. Las liberaciones ocurren en momentos diferentes en cada especie.

6. Futuro de las masas

Nuestro conocimiento de la dinámica natural de los hayedos-abetales del Pirineo es muy escaso. Estos bosques han estado sometidos a manejo por lo que la mayor parte de las estructuras y dinámicas que conocemos corresponden a situaciones generadas por la acción humana. En el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido empezamos a tener bosques con más de un siglo sin intervención humana, y, si bien muchas de sus dinámicas muestran aún los efectos de las acciones que generaron estas masas, empezamos a intuir algunos de los procesos ecológicos que gobiernan estos bosques en su fase madura. La presencia de pinares en estos bosques es el resultado de la colonización de zonas abiertas, y su contribución a estas masas mixtas irá reduciéndose conforme las masas maduren, como se ha observado en la parcela 2 y también en un trabajo previo en Turieto (Olano y García Hidalgo 2018). Por ello, en ausencia de perturbaciones de gran intensidad el pino silvestre tenderá a desaparecer o ser muy marginal, jugando el papel de especie pionera colonizadora de áreas perturbadas. Por otra parte, a falta de un análisis más fino, todo sugiere que la afección por defoliadores de los abetos no es un fenómeno reciente. Los patrones de crecimiento de algunos individuos con descensos bruscos del crecimiento, así como los patrones de liberación-supresión de las diferentes especies de estos bosques, sugieren que hay eventos de este tipo desde al menos el siglo XIX. No sabemos en qué medida estos procesos han sido favorecidos por las condiciones de elevada competencia en las masas o por factores climáticos como sequías. Si bien en estos bosques no se han detectado fenómenos de decaimiento por sequía en el abeto, en zonas próximas se han identificado rodales con abundantes individuos muertos recientes o con baja frondosidad como consecuencia de las sequías registradas desde 1985-86 (Sangüesa-Barreda *et al.* 2015), y que concuerda con los eventos de decaimiento registrados en todo el Pirineo occidental (Camarero *et al.* 2011). No es descartable que los fenómenos de defoliación también pudieran haber ocurrido en hayas, como sugiere el comportamiento de algunos individuos en el siglo XIX e inicios del siglo XX con descensos bruscos del crecimiento. Sin embargo, es algo que no hemos detectado en estos bosques en la actualidad, lo que pudiera deberse simplemente a la baja frecuencia de las hayas en estas masas. Por otra parte, los eventos de defoliación y mortalidad de abetos generan pulsos de reclutamiento, lo que da lugar a una estructura de edades en cohortes, tanto en abetos como en menor medida en hayas. Comprender mejor estos fenómenos de reclutamiento por pulsos podría ser muy interesante puesto que podrían servir para desarrollar una silvicultura más próxima a la naturaleza.

7. Referencias bibliográficas

- CAMARERO, J.J., BIGLER, C., LINARES, J.C. y GIL-PELEGRÍN, E. (2011), «Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests». *Forest Ecology and Management*, 262: 759-769.
- CAMARERO, J.J., MARTÍN-BERNAL, E. y GIL-PELEGRÍN, E. (2003), «The impact of a needleminer (*Epinotia subsequana*) outbreak on radial growth of silver fir (*Abies alba*) in the Aragón Pyrenees: A dendrochronological assessment». *Dendrochronologia* 21: 1-10.
- SANGÜESA-BARRERA, G., CAMARERO, J.J., OLIVA, J., MONTES, F. y GAZOL, A. (2015), «Past logging, drought and pathogens interact and contribute to forest dieback». *Agricultural and Forest Meteorology*, 208: 85-94.
- OLANO, J.M. y GARCÍA-HIDALGO, M. (2018), «Dendrocronología en Estructura, dinámica y biodiversidad en un bosque maduro del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido», en SCHWENDTNER, O., SABATÉ, J. y MARTÍNEZ-IBARZ, E.J. (Editores), *Informe para el Parque Nacional Ordesa y Monte Perdido*, pp. 40-53.
- SCHWENDTNER, O., BARNARD, B., SABATÉ, J., VAN DORT, K., AGUADO, O., OLANO, J.M., CÁRCAMO, S., SANTANA, A., SÁNCHEZ-ALBEROLA, J., RECALDE, B., MUÑOZ, R., MARTINIKORENA, A., SORLI, A., GARDEAZABAL, A., MARTÍNEZ-ZUNZARREN, N. y MARTÍNEZ-IBARZ, E.J. (2023), «Contribución al estudio de la estructura, dinámica y biodiversidad de los bosques mixtos maduros en el Valle de Ordesa». *VIII Jornadas de Investigación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*, 2022.

11. Empleo de fotogrametría aérea y LiDAR terrestre para mejorar el conocimiento de la estructura de los bosques mixtos en el valle de Ordesa



**Josep Sabaté Balsells,
Jordi Vilagrassa Sentís**
4Datum SL.

Álvaro Tena Pegán
Universidad de Lleida

Oscar Schwendtner García
Bioma Forestal SCP

Emili J. Martínez-Ibarz (4)
Gobierno de Aragón

1. Introducción

Actualmente hay una demanda creciente para la obtención de información tridimensional que permita el estudio y caracterización del medio físico. En este trabajo se explica cómo mediante la combinación de distintas técnicas y tecnologías en el campo de la geomática se puede integrar material fotográfico y topográfico de distinta índole para obtener una serie de variables estructurales en un bosque mixto del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. La caracterización estructural se aborda a dos escalas de trabajo: una escala de rodal forestal combinando tecnología dron y técnicas de fotogrametría digital automatizada (*Structure from Motion-Multi View Stereo: SfM-MVS*) y una escala de parcela forestal mediante el empleo de tecnología láser escáner terrestre (*Terrestrial Light Detection and Ranging: T-LiDAR*). Diversos trabajos han descrito ya con anterioridad la validez de estas técnicas y tecnologías (T&T) para la obtención de variables forestales, tanto en su aplicación mediante el uso de drones (White *et al.*, 2013; Iglhaut *et al.*, 2019; Musso *et al.*, 2020) como mediante el uso de la tecnología T-LiDAR (Calders *et al.*, 2020; Disney *et al.*, 2019).

Estas T&T han experimentado un cambio radical en la última década, gracias principalmente a la aparición de nuevos equipos, algoritmos y al desarrollo de nuevo software de post-procesado, así como la popularización de equipos informáticos potentes. Hoy en día es posible trabajar con grandes volúmenes de datos sin tener que disponer de equipos extremadamente caros.

Actualmente, el uso de drones es una tendencia en alza en la adquisición de información geoespacial por lo que su popularidad y su aplicabilidad ha aumentado notablemente en diferentes ámbitos. Debido a su autonomía de vuelo, facilidad de transporte, así como la posibilidad de incorporar todo tipo de sensores, incluidas cámaras fotográficas, los convierten en grandes aliados a la hora de realizar todo tipo de trabajos relacionados con la caracterización de bosques. De la misma forma, la tecnología T-LiDAR está experimentando un fuerte desarrollo en los ámbitos del medio natural. La existencia de equipos cada vez más compactos, junto con el desarrollo de algoritmos específicos de análisis, permite un aprovechamiento muy eficiente de los datos obtenidos en el ámbito forestal.

Por otro lado, para el post-procesado de los datos obtenidos son de gran utilidad los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la Teledetección, que permiten, previo diseño de flujos metodológicos adecuados, obtener información útil en forma de variables medibles y explicativas de las dinámicas del medio.

Por tanto, la adecuada integración de estas T&T, constituyen una herramienta de gran interés para el análisis de diferentes aspectos estructurales de los hábitats. Con su uso, se ofrece una foto fija de partida del estado del bosque que puede ser contrastada en el tiempo mediante repeticiones.

En este contexto, el objetivo general del trabajo es integrar técnicas SfM-MVS y tecnología T-LiDAR para establecer un sistema de seguimiento a medio y largo plazo de la estructura y la dinámica de un rodal de bosque mixto en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

Los objetivos específicos del trabajo son:

- Generar productos cartográficos de variables estructurales a escala de rodal y parcela forestal que sean replicables en el tiempo a efectos comparativos.
- Evaluar la exactitud y precisión de la cartografía generada contrastando los datos generados con datos de campo.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

La zona de estudio se localiza en la parte baja del barranco de Cotatuero en la confluencia con el río Arazas. En esta zona se ha delimitado un área de 15,7 ha (que constituye el entorno de caracterización a escala de rodal) y dentro de esta zona dos áreas de 50 m x 50 m (que constituyen el entorno de caracterización a escala de parcela). Desde el punto de vista geomorfológico se pueden distinguir tres sectores diferenciados dentro del rodal, uno de orografía suave que forma un abanico en forma de cono de deyección de los acarreos transportados por el barranco de Cotatuero y del río Arazas (sector 1), otro sector en el fondo de valle de Cotatuero de orografía suave y suelos profundos (Sector 2) y por último, un sector de ladera de pendiente moderada-fuerte localizado a la base de las Fajas de Petrals y de Canarellos (Sector 3). El rodal se localiza entre las cotas 1.325 metros y 1.413 metros donde se desarrolla un bosque mixto que constituye el hábitat CORINE 42.122 “Abetales del territorio de los hayedos (hayedo-abetales) calcícolas del piso montano”.

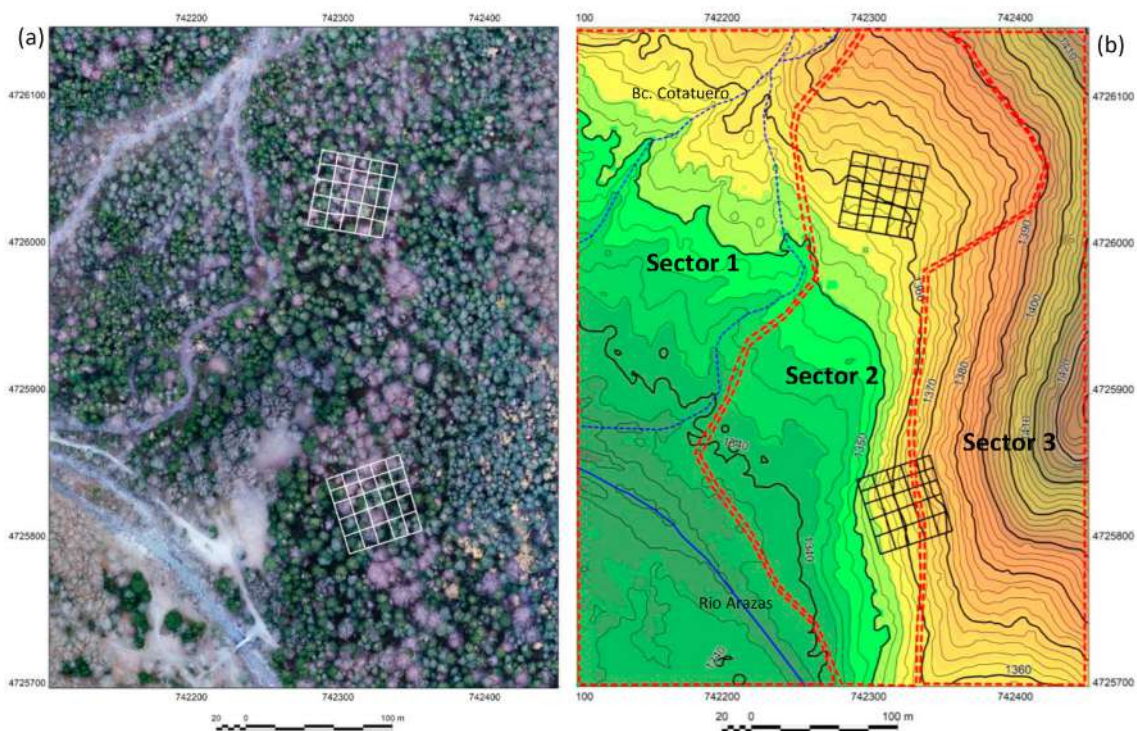


Figura 1. Área de estudio. (a) Ortomosaico generado en el proceso de restitución fotogramétrica y (b) Modelo Digital del Terreno (MDT). Se representa también la localización de las dos parcelas de estudio (superior: Parcela 1 e inferior: Parcela 2 divididas ambas en 25 subparcelas o subplots de 10 m x 10 m) y la delimitación de los tres sectores dentro del rodal. Sistema de referencia 30N ETRS89.

2.2. Esquema metodológico

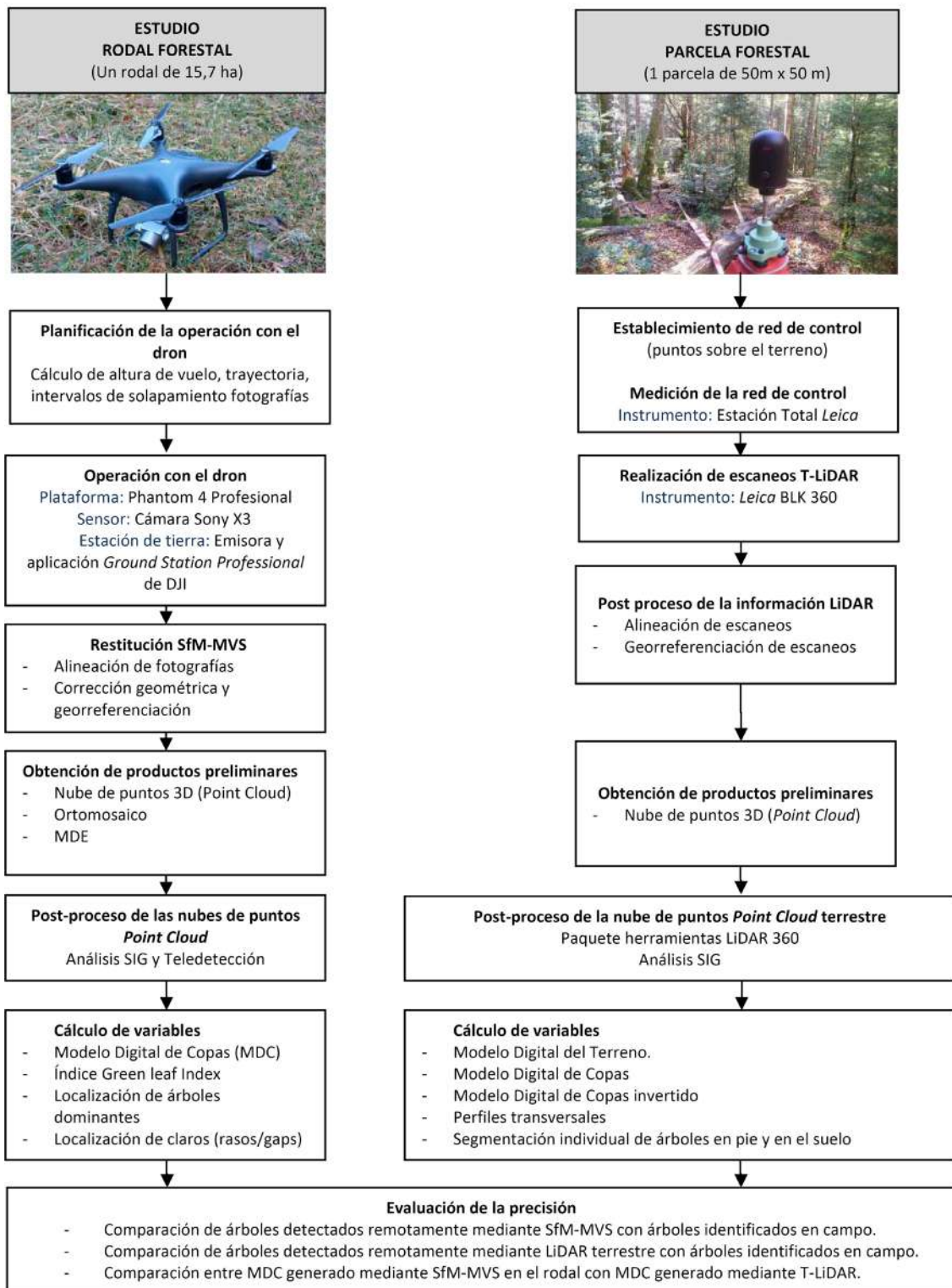


Figura 2. Flujo metodológico empleado en que se representan las distintas fases de obtención y post-proceso de datos, los resultados generados y su evaluación de la precisión.

2.3. Escala de rodal forestal

Como base para el estudio del rodal forestal se ha realizado un levantamiento fotogramétrico aéreo utilizando un dron DJI Phantom 4 Professional equipado con una cámara fotográfica Sony de espectro visible de 18 Mp y una estación de control con el software GSP que permite la programación de vuelos automatizados. La primera tarea en gabinete es la planificación del vuelo, que incluye el cálculo de la trayectoria, alturas de vuelo y también medidas de seguridad en relación con la localización de la zona (que ha incluido la tramitación de la autorización específica de vuelo dentro del Parque Nacional). El vuelo se realizó el día 19 de noviembre de 2021 entre las 12:00 y la 13:30 en condiciones de nubosidad. Se tomaron 493 fotografías en estructura de movimiento que han sido post-procesadas mediante software de fotogrametría digital automatizada (SfM-MVS). El modelo fotogramétrico se ha georeferenciado con una red de 19 puntos de control establecidos a partir de la ortofotografía más actual (resolución espacial de 0,25 m) y el Modelo Digital del Terreno (resolución espacial de 2 m) ambos obtenidos del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Como resultado se ha obtenido un ortomosaico en espectro visible y una nube de puntos 3D (*Point Cloud*) a partir del cual se ha generado un Modelo Digital de Elevaciones en todo el rodal de estudio. Para evaluar el error de georeferenciación se ha calculado la raíz del error cuadrático medio de los puntos de control (RMS). Estos productos se han exportado a un software de SIG y Teledetección para calcular las siguientes variables forestales:

Alturas de la vegetación: Se representa mediante un Modelo Digital de Copas (MDC) en que cada píxel indica la altura de la vegetación respecto al nivel del suelo. El MDC se ha calculado restando el MDT del IGN del MDE obtenido del vuelo fotogramétrico. Antes de poder realizar la substracción, el MDT (IGN) ha tenido que ser adaptado a la resolución del MDE mediante una ecuación bilineal.

Localización de claros (*gaps*): Esta variable representa las aperturas del dosel de la vegetación arbolada. Se han establecido dos categorías: raso (cuando la zona abierta es mayoritaria en superficie respecto a la zona de bosque colindante) y claro/gap (cuando la zona abierta es minoritaria respecto a la zona de bosque colindante). A la vez, se ha realizado una evaluación de la tipología de *gaps* en función de su tamaño (pequeños, medianos y grandes) y su distinción se ha hecho mediante puntos de interrupción natural (*Natural breaks*).

Índice de vegetación (Green Leaf Index, GLI): Índice de vegetación adaptado para trabajar sobre los valores digitales de píxel nativos procedentes de ortomosaicos que solo disponen de las bandas a color natural (RGB). El cálculo del índice se establece a partir de la siguiente expresión: $GLI = ((GREEN - RED) + (GREEN - BLUE)) / ((2 * GREEN) + RED + BLUE)$.

Identificación de ápices individuales: Corresponde a la ubicación de cada ápice de los árboles que conforman el dosel de copas. Se ha utilizado un algoritmo similar al de acumulación de flujo implementado en el software LiDAR360, que identifica de forma automatizada sobre el MDC los ápices de los árboles, generando una capa de puntos que incluye la localización UTM y la altura de cada árbol. Posteriormente, combinando esta capa de puntos con el índice de vegetación GLI se ha realizado una evaluación de la tipología de árboles en función del tipo de vegetación discriminando pino silvestre, abeto, frondosas y árboles muertos en pie.

Se ha evaluado la precisión y exactitud del MDC y del proceso de identificación de árboles individuales comparándolos con datos tomados en campo (en las 2 parcelas levantadas dentro del rodal, ver trabajo anterior en estas actas). Debido a que en los procesos SfM aéreos solo se detectan ápices de los árboles del dosel superior (excluyendo por tanto árboles intermedios y dominados) se han realizado dos tipos de evaluaciones: 1. Relación entre árboles dominantes/codomientes identificados en campo y árboles detectados en el proceso SfM, y, 2. Relación entre árboles totales identificados en campo y árboles detectados en el proceso SfM. Estas evaluaciones se han realizado en global en el ámbito de la parcela (50 m x 50 m) y para las divisiones de las mismas (en subparcelas o subplots de 10 m x 10 m).

2.4. Escala de parcela forestal

Como base para el estudio de la parcela forestal se ha realizado un levantamiento T-LiDAR en una de las dos parcelas levantadas dentro del rodal (Parcela 1). Se ha utilizado la estación de escaneo láser estática Leica BLK 360. Las ventajas de esta estación láser son su reducido tamaño y alto rendimiento de escaneo (3 minutos por cada escaneo estático) lo que facilita su utilización en áreas remotas o de difícil acceso. Para obtener una representación de la totalidad de la parcela se han realizado 26 escaneos distribuidos de forma estratégica a lo largo de la parcela. Estos escaneos han sido alineados mediante una red de 88 puntos de control instalados temporalmente en campo y geolocalizados con una estación total en un sistema de referencia local. Cada uno de los escaneos se ha alineado en base a la red de control utilizando la aplicación *Merge Cloud* del software *CloudCompare*. Una vez alineados todos los escaneos, se han fusionado para obtener una única nube de puntos 3D (*PointCloud*) que se ha corregido para eliminar puntos con registros múltiples y regularizado para garantizar cierta homogeneidad en cuanto a resolución final. Para evaluar el error de georreferenciación se ha calculado la raíz del error cuadrático medio de los puntos de control (RMS). Estos productos se han exportado a un software de SIG y Teledetección para calcular las siguientes variables forestales:

Modelo Digital de Elevaciones (MDE): Se corresponde con la altura que adquiere la superficie incluyendo todos los objetos que contiene (vegetación, rocas, etc) a una resolución de 2 cm.

Modelo Digital del Terreno (MDT): Se corresponde con la altura que adquiere la superficie del terreno (excluyendo el resto de elementos que lo cubren) a una resolución de 10 cm.

Modelo Digital de Copas (MDC): Es la resta de los dos anteriores. Corresponde a la altura máxima que adquieren las regiones superiores de los árboles en la parcela y se representa mediante un modelo de alturas a una resolución de 2 cm.

Modelo Digital de Copas invertido (MDC): Se corresponde con la altura máxima que adquieren las regiones inferiores de los árboles y se representa mediante un modelo de alturas a una resolución de 2 cm.

Localización de árboles individuales: Para la segmentación de árboles de la parcela se ha optado por utilizar el software LiDAR 360 que integra un método de segmentación de nubes de puntos TLS (desarrollado originalmente por Tao *et al.*, 2015). Este algoritmo utiliza un enfoque ascendente para identificar árboles individuales. Del proceso de segmentación se obtienen atributos de árbol individual, incluidos la altura, el diámetro del árbol a la altura del pecho (DAP), el área de la copa y el diámetro de la copa. Se ha evaluado la precisión y exactitud del proceso de segmentación de árboles comparándolos con datos tomados en campo. Así mismo, también se ha comparado el MDC obtenido del levantamiento SfM-MVS del rodal con el MDC obtenido del levantamiento T-LiDAR a través de la correlación de diversos estadísticos de altura de ambos métodos. Estas evaluaciones se han realizado en global en el ámbito de la parcela (50 m x 50 m) y para las divisiones de las mismas (en subparcelas o subplots de 10 m x 10 m).

3. Resultados

3.1. Escala de rodal forestal

Como resultado del levantamiento fotogramétrico se ha obtenido un ortomosaico con un tamaño de píxel de 3 cm y una nube de puntos 3D (*Point Cloud*) con una media de 362 puntos/m² a partir del cual se ha generado un Modelo Digital de Elevaciones de 10 cm de resolución espacial. La corrección geométrica ha sido satisfactoria (nivel de exactitud de 92 cm expresado en RMS) mejorando substancialmente las ortofotografías e información altimétrica disponibles en la zona hasta la fecha. A partir de esta cartografía se han calculado las siguientes variables forestales de estructura.

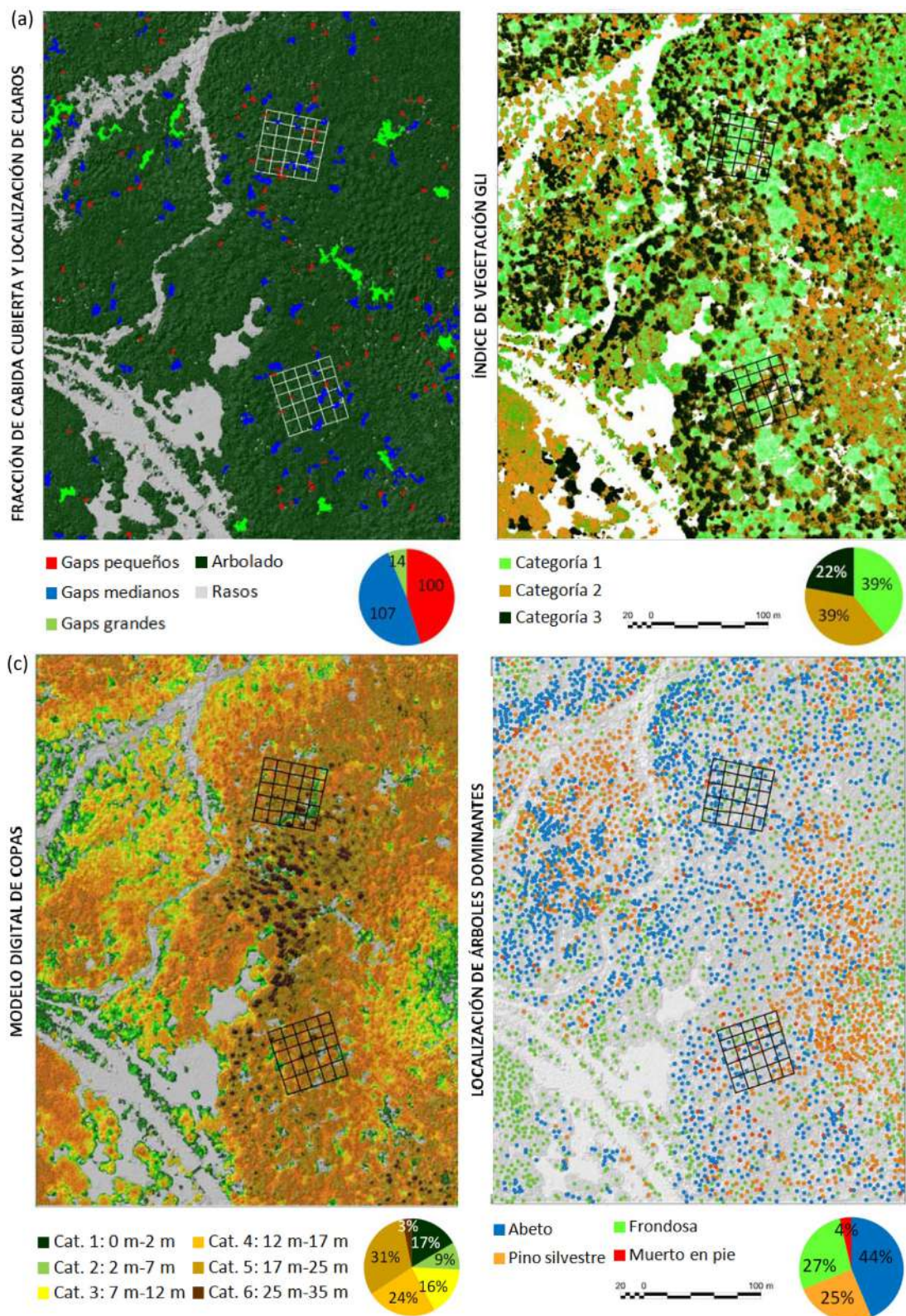


Figura 3. Variables forestales en forma de cartografía. (a) Fracción de cubiERTA y localización de claros, (b) Índice GVI, (c) Modelo Digital de Copas y (d) Localización de árboles dominantes. Se representan gráficos con los valores numéricos (a) o porcentajes (b, c y d).

La fracción de cabida cubierta arbolada del rodal es del 83,4%. Un 12,7 % de la superficie (1,99 ha) corresponde a rasos, mayormente áreas ocupadas por el cauce del barranco de Cotatuero y del río Arazas y de forma minoritaria a áreas ocupadas por pastizales. El resto de superficie desarbolada (0,61 ha) supone el 3,9% de la superficie del rodal y se han clasificado como *gaps*. En total 221 *gaps* de los cuales 100 son de tamaño pequeño (entre los 5 m² y 15 m²), 107 de tamaño mediano (entre los 15 m² y 75 m²) y 14 de tamaño grande (entre 75 m² y 260 m²).

En el análisis del índice de vegetación *Green Leaf Index* (GLI) se han identificado tres categorías de tipología de la vegetación. La categoría 1 se corresponde mayoritariamente con frondosas que se encuentran sin hojas pero también vegetación seca (normalmente árboles muertos o moribundos), y ocupa 4,94 ha (un 39,2% de la superficie del rodal). La categoría 2 se corresponde con vegetación con niveles de verdor medios propios de árboles como el pino silvestre (que presenta tonalidades verdosas glaucas) y abetos medianamente vigorosos con índices de área foliar medios, y ocupa 4,87 ha (un 38,6% de la superficie del rodal). Por último, la categoría 3 se corresponde a vegetación con niveles de verdor elevados, abetos sanos y vigorosos, y también matas de muérdago (*Viscum album*) que se desarrollan sobre árboles con niveles de decaimiento medios y elevados, y ocupa 2,79 ha (un 22,1% de la superficie del rodal).

El rodal presenta un dosel con una elevada variabilidad de alturas. El 27% de la superficie (categorías 1 y 2) está ocupada por estructuras de vegetación baja (inferiores a los 7 metros de altura) y se localiza principalmente cerca del barranco de Cotatuero y del río Arazas. La mayor parte del dosel alcanza alturas entre los 7 metros y los 25 metros (categorías 3, 4 y 5, un 71% de la superficie), excepto el sector de la cubeta del valle y parte baja de la ladera donde el arbolado alcanza alturas superiores (entre los 25 y 35 metros, categoría 6).

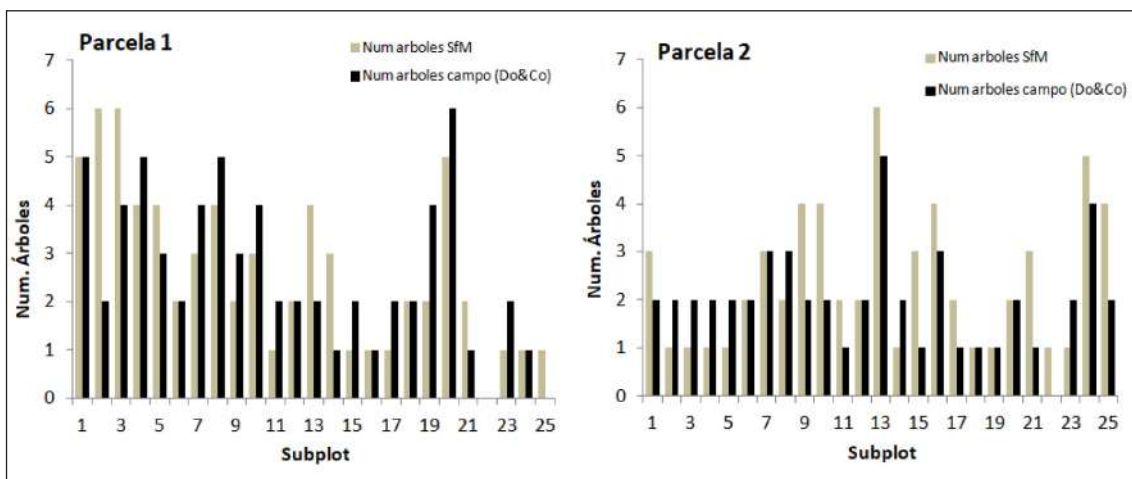
En el proceso de identificación de ápices del arbolado se han contabilizado 4.685 ápices de los cuales 2.048 (el 43,7%) corresponden a ejemplares de abeto, 1.176 (el 25,1%) corresponden a pino silvestre, 1.291 (el 27,6%) a frondosas (mayormente hayas) y 170 (3,6%) corresponden a ejemplares muertos en pie, sin poder determinar la especie pero por su configuración se trataría mayormente de abetos, seguido de pino silvestre.

Evaluación de la precisión

A continuación se compara la cantidad de todos los árboles para cada método (datos SfM aéreos y datos de campo) según lo especificado en el apartado de material y métodos.

Tabla 1. Número de árboles y densidades obtenidas para cada método (datos SfM aéreo y datos de campo).

Tipo de evaluación	Número árboles	Densidad (pies/ha)	Número árboles	Densidad (pies/ha)
Árboles SfM aéreo	66	247	60	215
Árboles totales campo	177	662	140	502
Árboles estrato superior campo	65	243	50	179
Relación Árboles estrato superior campo / Totales campo	37%		36%	
Relación Árboles SfM aéreo / Totales campo	37%		43%	
Relación Árboles SfM aéreo / Árboles estrato superior campo	102%		120%	

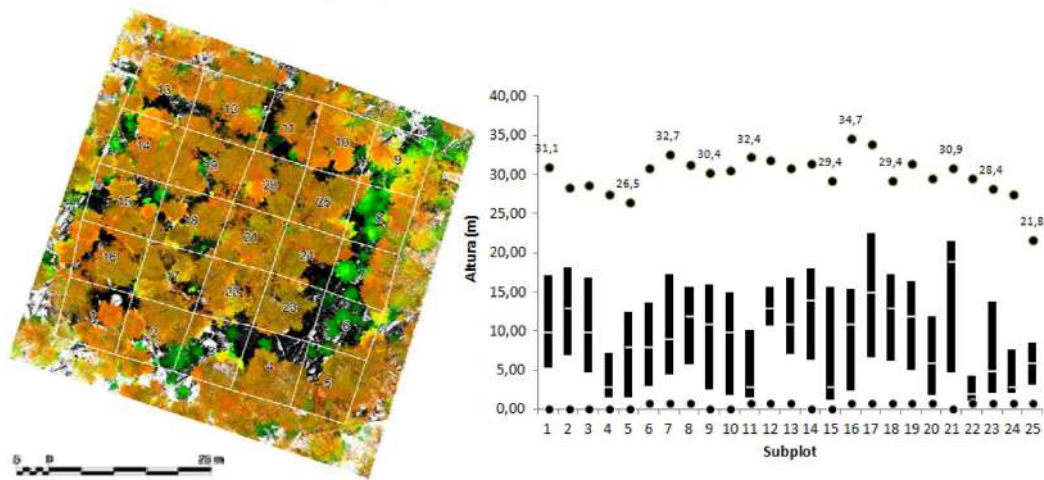
**Figura 4.** Comparación para cada subplot de árboles detectados a partir de los datos SfM aéreos y árboles dominantes y codominantes inventariados en campo para la parcela 1 y la parcela 2.

En el análisis del MDC se han identificado un total de 66 árboles en la parcela 1 y 60 árboles en la parcela 2, un valor semejante a la suma del conjunto de los árboles dominantes y codominantes identificados en campo (65 para la parcela 1 y 50 para la parcela 2). Se estima un ajuste de detección del 102% en la parcela 1 y 120% en la parcela 2. La relación entre árboles del estrato superior /árboles totales para la parcela 1 es del 37 % tanto si se compara con los datos SfM y como si se compara con los datos obtenidos en campo y para la parcela 2, del 43 % si se compara con los datos SfM y del 36% si se compara con los datos obtenidos en campo.

3.2. Escala de parcela forestal

Como resultado del levantamiento T-LiDAR se ha obtenido una nube de puntos 3D (*Point Cloud*) de una resolución espacial de 1 cm lo que equivale a una densidad media de 160.298 puntos/m² en la proyección vertical. La corrección geométrica ha sido satisfactoria (nivel de exactitud de 2 cm expresado en RMS) y se ha obtenido la siguiente cartografía y cálculo de variables forestales.

(a) MODELO DIGITAL DE COPAS (MDC)



(b) MODELO DIGITAL DE COPAS INVERTIDO (MDCi)

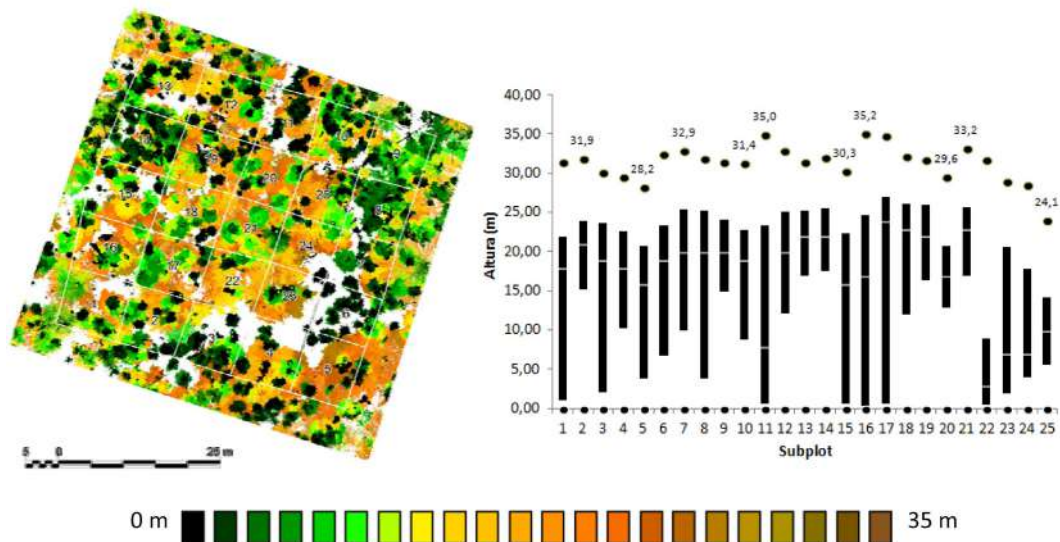


Figura 5. (a) Modelo Digital de Copas (MDC) y (b) Modelo Digital de Copas invertido (MDCi) obtenidos en el levantamiento T-LIDAR con representación de diagramas de caja para cada subplot y cada variable.

En la siguiente figura se muestra la cartografía de identificación de los árboles individuales y el resultado de la segmentación en forma de perfiles transversales.

(a) TOPOGRAFÍA Y LOCALIZACIÓN DE ÁRBOLES

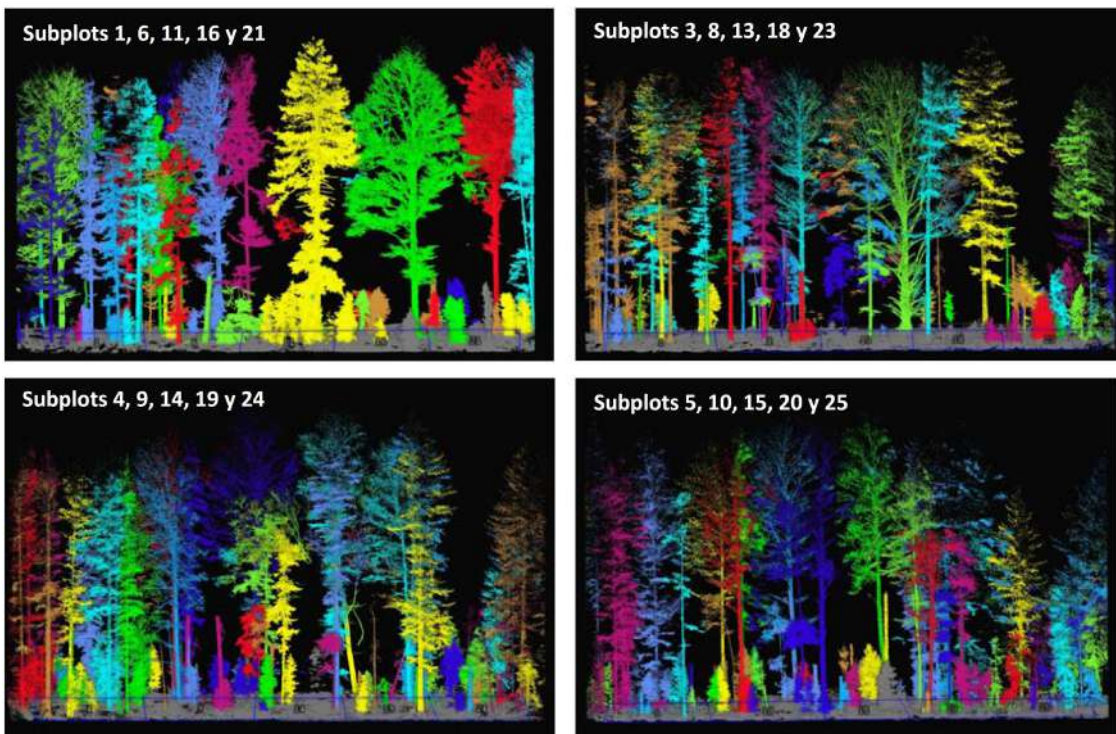
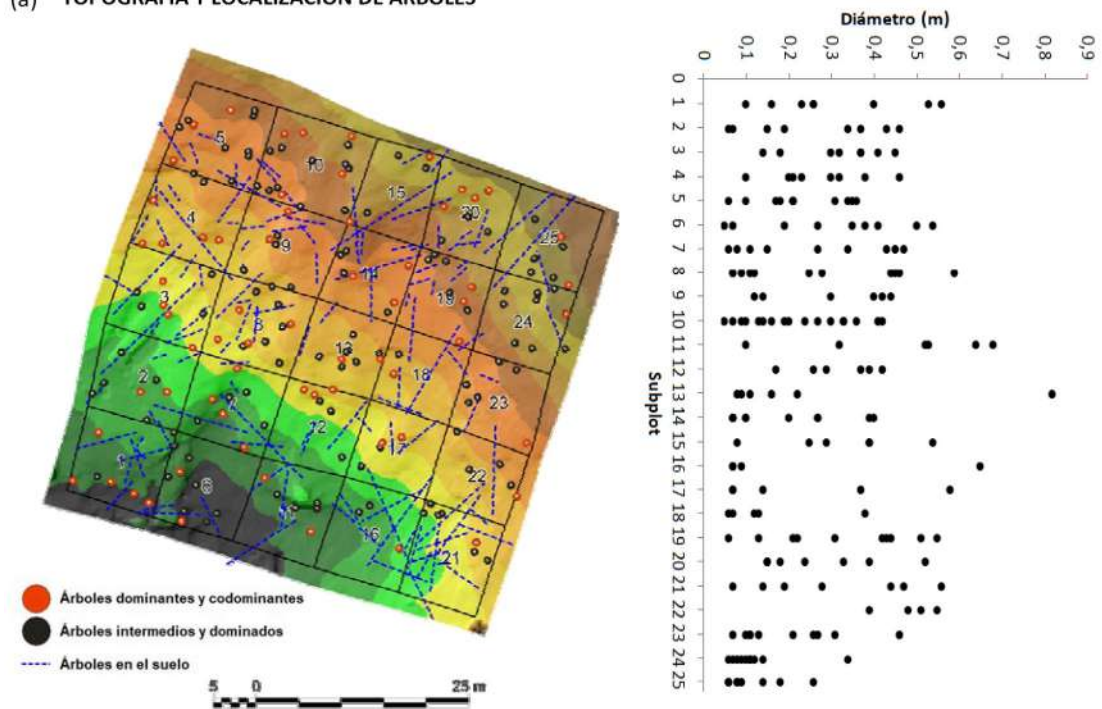


Figura 6. (a) Modelo Digital del Terreno con la localización de árboles en la parcela y gráfico de número de árboles segmentados por subplot con indicación del diámetro a la altura del pecho y (b) perfiles transversales donde se observa la segmentación individual de árboles realizada sobre la nube de puntos 3D del levantamiento T-LIDAR.

Evaluación de la precisión

A continuación se compara el número de árboles identificados en campo con el número de árboles segmentados en la nube de puntos 3D procedente del levantamiento T-LiDAR.

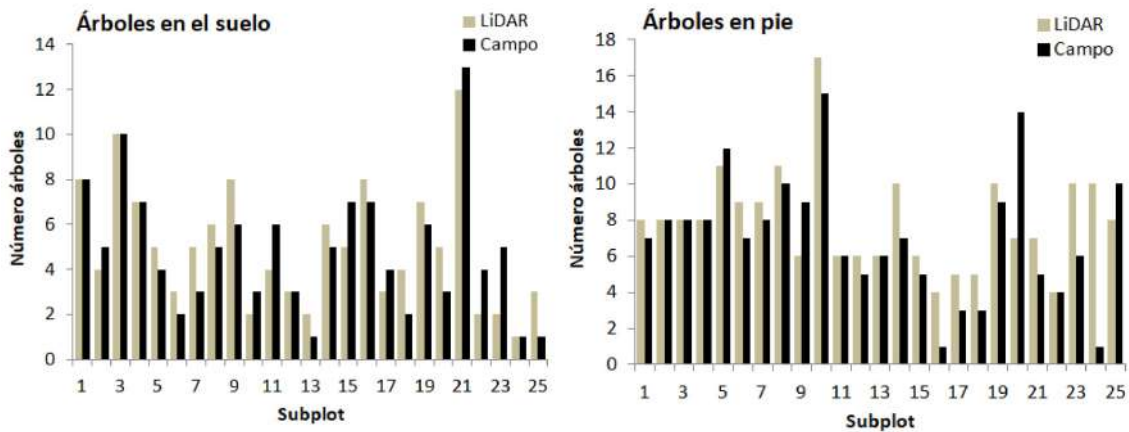


Figura 7. Número de pies por subplot identificados para cada método (datos de campo y datos T-LiDAR).

El algoritmo de segmentación individual de árboles aplicado sobre la nube de puntos T-LiDAR ha segmentado un total de 199 árboles, 22 árboles más que los identificados en campo (177). Esto es debido a que se han identificado como árboles algunos arbustos de gran porte presentes en la parcela. Respecto a los árboles en el suelo se han identificado mediante interpretación visual 125 árboles sobre la nube de puntos y en campo se han identificado 121. A pesar de haber ciertas diferencias entre ambos métodos se ha recojido un patrón y número de árboles semejante. Aún así, es importante remarcar que aunque se están produciendo rápidos avances en la perfección de dichos algoritmos, aun existen problemas de segmentación de árboles excesivamente entrelazados, muy frecuentes en bosques densos como el caracterizado en el presente trabajo, por lo que es necesario realizar un post-proceso manual de reasignación y una validación de la segmentación a criterio experto del operador que no se ha abordado en el presente trabajo.

Por otro lado, para evaluar el ajuste entre el MDC obtenido mediante datos SfM aéreos y el MDC obtenido mediante datos T-LiDAR se muestra la correlación entre varios estadísticos de altura para ambos métodos (figura 8).

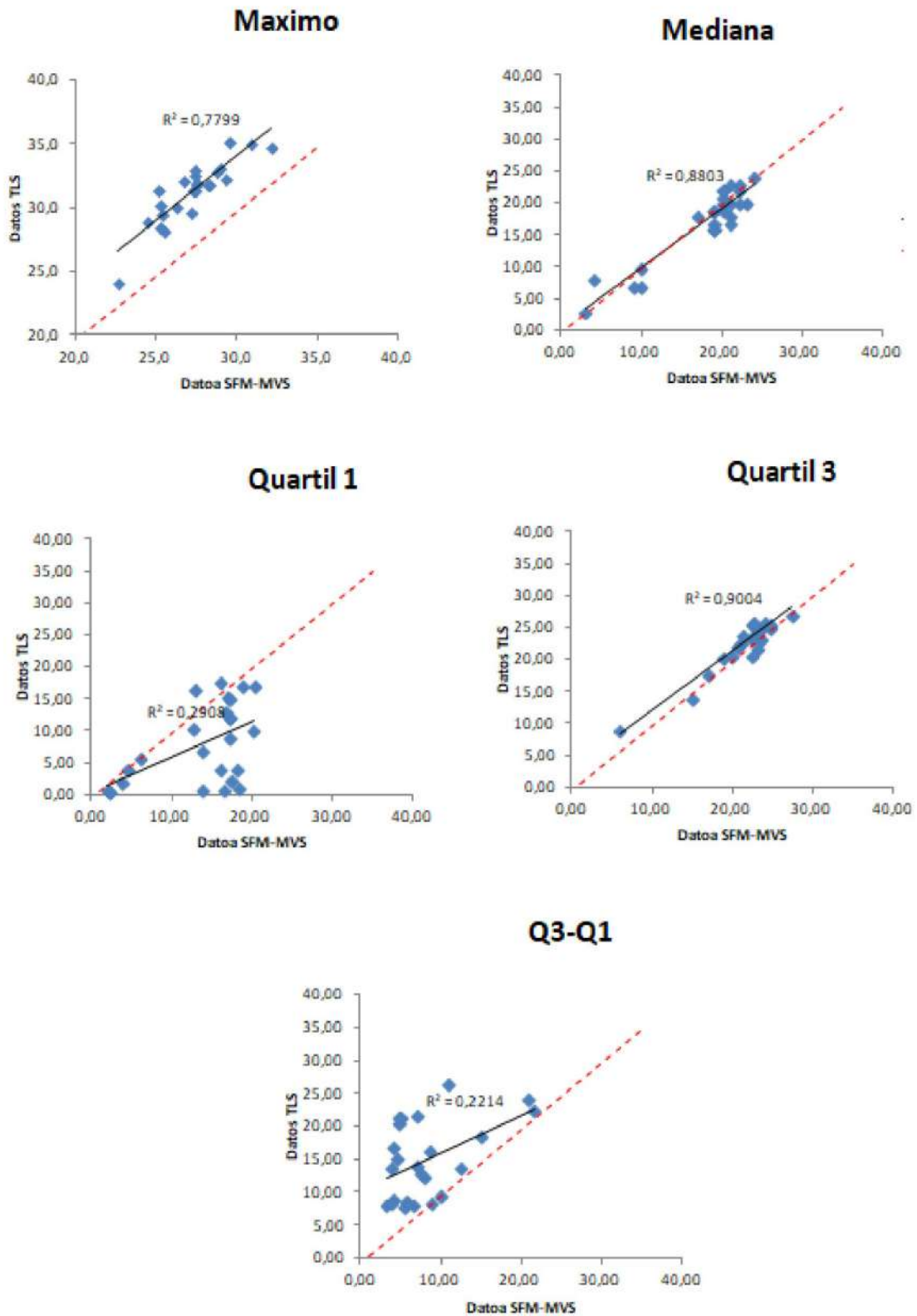


Figura 8. Correlación de varios de los estadísticos de altura obtenidos a partir de los datos de LiDAR terrestre y los datos SfM aéreos.

A pesar de las diferencias de resolución entre los MDCs (10 cm para el MDC aéreo y 2 cm para el MDC terrestre) se observa una buena correlación entre algunos de los estadísticos de altura del dosel de copas ($R^2=0,9$ para el 3er cuartil, $R^2=0,78$ para el valor máximo, $R^2=0,88$ para la mediana). Los estadísticos del Q1 y del rango intercuartil (Q3-Q1) no tienen buena correlación seguramente debido a la limitación en el nivel de penetrabilidad de los datos SfM aéreos que limita la caracterización de alturas del estrato bajo e intermedio. Así mismo, es importante remarcar que en general el MDC procedente de los datos SfM aéreos muestra en general una altura del arbolado inferior a las alturas del MDC procedente de los datos LiDAR terrestre.

4. Discusión

El rodal de estudio tiene unas características orográficas variables lo que contribuye a la presencia de un bosque con una alta complejidad estructural y una composición muy heterogénea. En rasgos generales, el bosque presenta una estructura mixta de especies configurada principalmente por abeto, haya y pino silvestre. La proporción de cada una de estas especies varía en función de las características geomorfológicas del rodal, o más bien, de la dinámica asociada a estos sitios. Por ejemplo, en las zonas de fondo de valle del barranco de Cotatuero (sector 2) dominan abetos y hayas y en menor medida pino silvestre. En estos lugares la dinámica responde a procesos de cierta estabilidad (con ausencia de grandes perturbaciones recientes) que han favorecido una sustitución gradual de las especies del dosel, donde pino silvestre ha perdido fuerza (y presencia) frente a las otras especies como el haya y el abeto más tolerantes y competitivos que protagonizan actualmente el dosel. Esta consideración se respalda con los datos de densidad de arbolado registrados en estos lugares, significativamente menores que en el resto del rodal, lo que indicaría que estas condiciones de estabilidad han permitido que el arbolado acumule mayor área basimétrica (con árboles más gruesos) y por tanto, a menor número de pies por superficie.

Por el contrario, pino silvestre tiene mayor protagonismo justo en la bifurcación del barranco de Cotatuero (donde empieza el cono de deyección: Sector 1) y también el sector de la ladera de mayor pendiente del rodal (Sector 3). Su presencia en estos sitios se explica seguramente a factores ligados a perturbaciones recurrentes (avenidas del barranco en el sector 1 o desprendimientos de rocas y aludes de nieve en el sector 3) que pudieron haber ocasionado condiciones propicias para el desarrollo esta especie precursora u

otras frondosas pioneras que también aparecen en estos lugares constituyendo parte del dosel. Estas consideraciones se respaldan también con los datos dendrocronológicos de la parcela 2 (ver trabajo anterior en estas actas) que atestiguan que la presencia de pino silvestre en esta zona se asocia a algún evento de suficiente magnitud como para generar grandes claros que propiciaron su fuerte desarrollo inicial.

A pesar de las consideraciones, es importante remarcar que la interpretación de los bosques mixtos es compleja y obedece a diversos factores como la autoecología de las especies, las características del terreno, el tiempo transcurrido desde la última fuerte perturbación, la historia de manejo humano, etc. En este contexto, la cartografía generada puede servir como herramienta para monitorizar cambios en la estructura derivada de estos factores, aportando información detallada sobre la estructura actual de estas masas mixtas en el Parque Nacional.

5. Conclusiones

- La combinación adecuada de la tecnología dron y LiDAR terrestre con las técnicas SfM-MVS, los SIG y la Teledetección permite obtener variables de alta resolución y a distintas escalas de trabajo, muy útiles para realizar el seguimiento detallado de la estructura del bosque incluso a nivel de árbol individual.
- Los productos cartográficos obtenidos representan una novedosa herramienta para monitorizar cambios significativos en la estructura de este bosque mixto en el futuro; ya sean consecuencia de una variación en los factores locales como perturbaciones o procesos vinculados al cambio global.
- Tanto la tecnología como las técnicas empleadas en este trabajo avanzan a una gran rapidez. Esto conlleva beneficios (p.e. mejora de post-procesado de la información generada, mayor calidad y precisión de cálculo de variables, etc) pero también supone un reto en cuanto a la homogeneización de información a efectos comparativo-temporales que ha de garantizar cierta equidad entre series temporales si el objetivo es estudiar la dinámica de este ecosistema a medio y largo plazo.
- La estructura de este bosque muestra una masa con unos niveles de naturalidad elevados y con ciertos rasgos de madurez forestal: estructura irregular, buena representación de árboles gruesos, presencia de madera muerta de dimensiones

variadas, aparición de gaps y diversidad de especies arboladas formando un bosque mixto con varios estratos verticales.

- Estas características hacen que este bosque mixto represente un espacio de referencia a nivel pirenaico, ya que posee rasgos favorables de conservación para el hábitat CORINE 42.122 “Abetales del territorio de los hayedos (hayedo-abetales) calcícolas del piso montano”.
- En este contexto, se considera que los productos cartográficos obtenidos, a parte del interés enfocado al seguimiento de este bosque mixto, constituyen un material de apoyo que puede ayudar a los gestores a optimizar la toma de decisiones en el diseño de posibles acciones encaminadas mejorar el estado de conservación del los bosques del Parque Nacional, contribuyendo así al mantenimiento y la preservación de este ecosistema forestal tan valioso.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por fondos propios del Gobierno de Aragón. Queremos mostrar nuestro agradecimiento a la dirección facultativa de este proyecto por todo el apoyo, discusiones para la mejora y consejos recibidos a lo largo de la realización del mismo, además de a los técnicos y APNs del Servicio Provincial de Huesca de la Dirección General de Sostenibilidad del Gobierno de Aragón. Gracias a todos ellos ha sido posible la ejecución de este proyecto.

7. Bibliografía

- CALDEERS, K., ADAMS, J., ARMSTON, J., BARTHOLOMEUS, H., BAUWENS, S., BENTLEY, L. P., CHAVE, J., DANSON, F. M., DEMOL, M., DISNEY, M., GAULTON, R., KRISHNA MOORTHY, S. M., LEVICK, S. R., SAARINEN, N., SCHAAF, C., STOVALL, A., TERRY, L., WILKES, P. y VERBEECK, H. (2020), «Terrestrial laser scanning in forest ecology: Expanding the horizon». *Remote Sensing of Environment*, 251, 112102. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2020.112102>
- DISNEY, M., BURT, A., CALDEERS, K., SCHAAF, C. y STOVALL, A. (2019), «Innovations in Ground and Airborne Technologies as Reference and for Training and Validation: Terrestrial Laser Scanning (TLS)». *Surveys in Geophysics*, 40(4), 937–958. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09527-x>

- IGLHAUT, J., CABO, C., PULITI, S., PIERMATTEI, L., O'CONNOR, J. y ROSETTE, J. (2019), «Structure from Motion Photogrammetry in Forestry: a Review». *Current Forestry Reports*, 5(3), 155–168. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00094-3>
- MUSSO, R. F. G., ODDI, F. J., GOLDENBERG, M. G. y GARIBALDI, L. A. (2020), «Applying unmanned aerial vehicles (Uavs) to map shrubland structural attributes in northern patagonia, Argentina». *Canadian Journal of Forest Research*, 50(7), 615–623. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0440>
- WHITE, J. C., WULDER, M. A., VASTARANTA, M., COOPS, N. C., PITT, D. y WOODS, M. (2013), «The utility of image-based point clouds for forest inventory: A comparison with airborne laser scanning». *Forests*, 4(3), 518–536. <https://doi.org/10.3390/f4030518>



12. El enigma de las piedras molineras del Alto Gurrundué



Juan M. Rodríguez Gómez

Dpto. Nutrición y Ciencia de los Alimentos

Universidad Complutense de Madrid

.....

Abstract: On the eastern side of the Gurrundué cirque is a vein of brown sandstone. In that area, there are two presumed millstones and remains of others, carved at least 150 years ago. Given the orography of the place, extracting them to the possible places where they would be used is, in the best of cases, problematic. The analysis of samples of the stones reveals that their structure and composition is optimal for their use as millstones.

Key words: Gurrundué, sandstone, millstone Escuaín, *As Moletas*

Resumen: En el lado oriental del circo de Gurrundué se encuentra un afloramiento de arenisca parda. En esa zona, se encuentran dos presuntas piedras molineras y restos de otras, talladas hace al menos 150 años. Dada la orografía del lugar, la extracción de las mismas hacia las posibles lugares donde se utilizarían resulta, en el mejor de los casos, problemática. El análisis de muestras de las piedras revela que su estructura y composición es óptima para su uso como piedras molineras.

Palabras clave: Gurrundué, arenisca, piedra molinera, Escuaín, *As Moletas*

1. De la primera a la segunda visita a las piedras: ¡que (casi) cuarenta años no es nada!

En julio de 1986, realicé un viaje por Sobrarbe, cuyo objetivo fundamental era conocer la zona entre el puerto de Bujaruelo/Gavarnie y el Portiello de Tella, incluyendo la fuente del río Yaga, situada en el lado occidental del doble circo de Gurrundué

(*Currundué* para los locales). Al pasar hacia el lado oriental de dicho circo, camino de Revilla, observé con sorpresa la existencia de lo que parecían ser dos piedras de molino, en distintas fases de elaboración, aunque tampoco le concedí mucha importancia en aquel momento y proseguí mi camino sin tan siquiera sacar una sola fotografía. Entonces no existían móviles ni cámaras digitales y apenas me quedaban ya fotografías en el último carrete disponible. Las reservé para cualquier otra cosa que me pudiera parecer más interesante. El caso es que esas piedras me debieron quedar en algún rincón del subconsciente.

Treinta años más tarde, preparaba una monografía sobre los molinos harineros de Sobrepuerto. Se trata de una zona muy interesante desde esta perspectiva ya que los molinos que han llegado hasta nuestros días son heterogéneos y muestran la evolución de la tecnología molinera en los últimos 1000 años. Así, existen molinos que únicamente contaron con una tecnología muy rudimentaria y piedras del país, como el molino de O Royo de Basarán, mientras que otros, como los molinos de Cosme (Cortillas) o de Aguado (Bergua), ya disponían de los avances propios de principios del siglo XX, incluyendo las famosas piedras de La Ferté (Francia). Pero la disponibilidad de tales piedras solo era posible en pueblos relativamente próximos a estaciones de tren (Sabiñánigo, Barbastro, Monzón, Huesca...) y así, mientras que “al comenzar el siglo XX casi todos los molinos del río Aragón y del Gállego, del Somontano y del valle del bajo Cinca molían con piedras francesas de la Ferté, en el Sobrarbe y Ribagorza donde nunca entró el ferrocarril, se siguieron empleando las del país” (Vanhercke y Anselin, 2009).

Las piedras “del país” (granito, areniscas, conglomerados) debían de proceder de algunas de las múltiples canteras que debieron existir en su día y de las que quedan pocos pero interesantes vestigios (Anselin y Vanhercke, 2016). Pero la importancia de la altitud en la calidad de las piedras moleras la descubrí de casualidad en el año 2021, leyendo una memoria que escribió William Bowles, un irlandés experto en metalurgia, tras la visita que realizó en 1753 a las minas del valle de Gistau y de Bielsa (Bowles, 1775):

No obstante, la grandísima altura de este país, y el frío que reina en él por más de nueve meses, hay tres minas de plomo, otra de cobre en las cercanías de Plan, y una de buen hierro en Bielsa, que se beneficia con inteligencia. Hay también mucha peña caliza, y yeso blanco como la nieve: granito pardo en trozos enormes que ruedan por el Cinca, en cuyo fondo no se ve arena, sino piedras de este género de todos los tamaños, hasta las más menudas como cabeza de alfiler: y asimismo se halla por allí piedra amoladera, del mismo grano y color que la de la montaña de Elizondo de Navarra, y mucha piedra de molino. Diré

aquí al paso que las mejores piedras para moler el trigo son las que se hallan en las cimas de las montañas, porque ordinariamente son las más duras y menos deshechas: y la misma especie hacia la mitad del cerro no será tan buena.

Fue leer ese último párrafo y regresar a mi mente las imágenes de aquellas piedras del Alto Gurrundué. ¿Sería posible que, entre la ingente cantidad de información existente en internet, hubiera alguien que hubiera reportado la existencia de esas piedras en un lugar tan inverosímil? Rápidamente, tecleé dos palabras (“molino” y “Gurrundué”) en Google... ¡y bingo! Existía una “nota sobre una cantera de ruedas de molino en Gurrundué, valle de Escuaín, Huesca” publicada en el año 2008 por Navarro y Cuchí, en el que se describía cómo “durante el verano de 1995, el primero de los autores localizó una cantera de ruedas de molino en un entono inusual, un pequeño rellano situado en la orilla derecha del circo de Gurrundué”. Las fotografías que ilustraban el artículo no dejaban lugar a la duda: se trataba de las mismas piedras. La segunda pregunta era un poco más complicada de contestar: ¿Podría ser que esas piedras tuvieran la suficiente calidad como para que alguien (un ojo experto, sin duda) se hubiera tomado la molestia de tallar piedras en un sitio con tal altitud y aparentemente inaccesible para los animales de carga (machos) que se requerirían para su transporte? Tenía que volver adonde las piedras por dos motivos: (a) ver si podría haber existido alguna ruta apta para caballerías que permitiese extraer las piedras de ese lugar; y (b) recoger muestras para analizar su estructura y composición.

Y, así, en plena ola de calor de junio de 2022, hice tres aproximaciones a las piedras, acompañado por Manuela Pérez Cruz. Las dos primeras desde Escuaín, una intentando acceder desde el Puente de los Mallos y la otra desde Cuello Viceto. Y la tercera, desde Revilla a través del refugio de Foratarruego, con un desnivel acumulado de alrededor de 1000 metros (Figura 1). En el primer caso, se trata de una vía prácticamente impenetrable en la actualidad debido a la espesa vegetación resultante de la reforestación; sin embargo, cabría alguna posibilidad de que fuera posible en el pasado, cuando era una zona agropecuaria, con producción de patatas y pastoreo estival. La vía a través de Valles Altas-Cuello Viceto (hacia Escuaín o Bestué) parece posible pero se antoja larga y complicada incluso para tiempos pasados mientras que la última ruta (Circo Gurrundué-Foratarruego) parece insalvable para machos debido a la pared inicial del camino de vuelta (que solo se puede salvar trepando literalmente) y a los barrancos que tendrían que superar camino de Revilla.

A modo de referencia comparativa podría servir el traslado de las piedras de La Ferté desde la estación de Sabiñánigo hasta su ubicación en el barranco de La Valle

(molino de Cosme, Cortillas) a principios del siglo XX. El traslado implicó una vía complicada orográficamente pero, desde luego, no tanto como a la que tendrían que enfrentarse las las piedras de Gurrundué y que, en cualquier caso, discurría siempre por caminos tradicionales muy transitados y relativamente anchos. Pues bien, para ese trayecto fue necesario que cada piedra llegara partida en tres fragmentos (para unir las *in situ*) y el concurso de los mejores machos de Casa Batanero del Puente de Sabiñánigo, que arrastraban las piedras en esturriazos. También cabría la posibilidad de intentar montar un pequeño molino en las cercanías de esa inusitada cantera pero no parece lógico subir el grano hacia allí cuando ya existían molinos en otras ubicaciones más próximas a las zonas más dedicadas a la producción de cereales en los pueblos y aldeas cercanas (Escuaín, Revilla, Bestué, Estoroniello, Miraval).



Figura 1. Parte derecha u oriental del Circo de Gurrundué, vista desde las cercanías del refugio de Foratarruego. La estrella negra indica la situación de las piedras. Fotografía del autor.

2. Ubicación y descripción de las piedras presuntamente molineras

La ubicación y descripción de las piedras ya fueron descritas por Navarro y Cuchí (2008). Las coordenadas exactas son $42^{\circ}37'44''\text{N} - 0^{\circ}06'27''\text{E}$ y, aunque parezca mentira, las dos piedras enteras se pueden identificar desde Google Earth (Figura 2).



Figura 2. Coordenadas del punto exacto donde se ubican las piedras.
Fotografía: Google Earth (diciembre 2022).

Las piedras encuentran en un afloramiento de la denominada Arenisca de Marboré (Rodríguez, 2011), con su característico color pardo (Figura 3), a una altura aproximada de 1990 metros. El material que nos interesa está constituido por dos piedras enteras, una piedra rota y lo que parecen varios fragmentos de otras piedras. Según Navarro y Cuchí (2008), “la roca presenta una abundante fracturación subvertical dando bloques tabulares adecuados para el canteo”.



Figura 3. Afloramiento de arenisca en la zona donde se encuentran las piedras, señaladas con flechas amarillas. Fotografía del autor.

A escasos metros de las dos piedras y casi en el borde de un gran precipicio, se encuentran los restos de lo que debió ser un antiguo refugio, muy rudimentario, a pesar de que no parece un terreno nada adecuado para el pastoreo, ni siquiera en tiempos pretéritos (Figura 4). ¿Lo ocuparían la(s) persona(s) que talló/tallaron las piedras?

La primera piedra (la más trabajada) tiene un diámetro de 90 cm y un grosor o altura de 20 cm. Posee un orificio central de 12 cm de diámetro (Figura 5). Las dimensiones de la segunda (que carece de orificio central) son similares aunque su grosor es ligeramente menor (15 cm) (Figura 6). Se puede argumentar que son piedras relativamente pequeñas para un molino ya que buena parte de las piedras de la época solían tener un diámetro igual o mayor de 100 cm. Así, las dos muelas que todavía permanecen en el molino de Escuaín, cercano al pueblo, tienen 100 y 110 cm de diámetro mientras que las que quedan del molino de Bestué poseen entre 100 y 105 cm. Por lo que respecta al

grosor, no hay diferencias entre las piedras de Gurrundué y las de Escuaín o Bestué (entre 10 y 20 cm). En cualquier caso, se trata de diferencias sutiles en cuanto al diámetro y, de hecho, las dimensiones de las presuntas piedras molineras de Gurrundué son compatibles con muchas otras piedras molineras que estuvieron en activo en el Alto Aragón hasta hace apenas unas décadas.

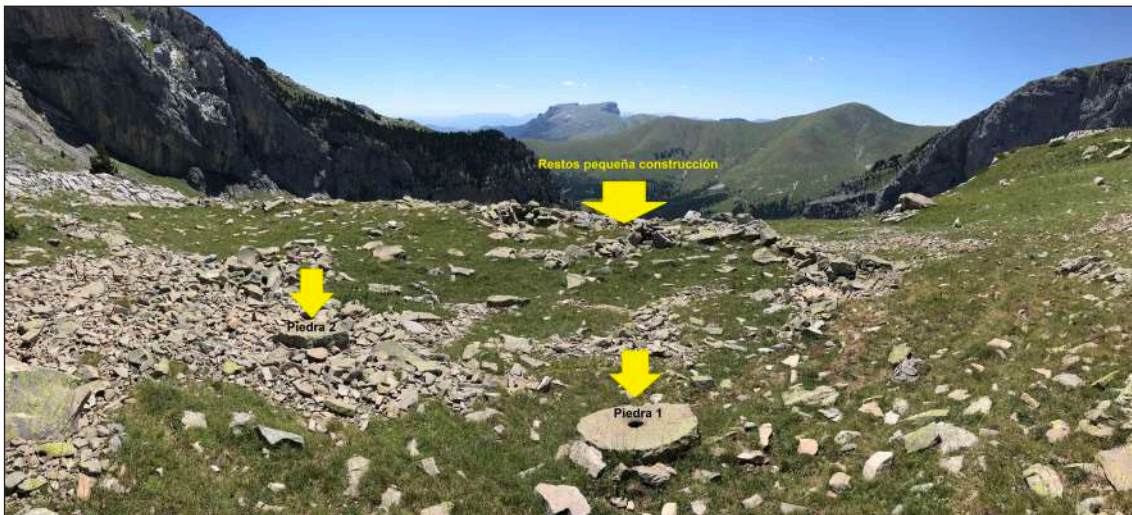


Figura 4. Piedras y restos de una pequeña construcción, justo delante de un precipicio.
Fotografía del autor.



Figura 5 (izquierda) y Figura 6 (derecha). Las dos piedras enteras. Fotografías del autor.

Teniendo en cuenta el tamaño de las piedras y su composición (ver sección posterior), se puede estimar un peso de entre 275 y 325 kg, lo que coincide con las estimaciones

de Navarro y Cuchí (2008) mientras que la liquenometría sugiere que su antigüedad podría ser de entre de 150 y 225 años, dato que también coincide con el proporcionado por dichos autores. El líquen geográfico (*Rhizocarpon geographicum*) es una especie de líquen cuyo talo se encuentra fuertemente unido al sustrato sobre el que crece y que se caracteriza por un patrón de crecimiento muy particular que recuerda un mapa (Figura 7). Este líquen es muy frecuente en zonas montañosas donde crece muy lentamente, apenas 0.2 milímetros al año de media, hecho que posibilita estimar una edad mínima de la exposición al ambiente de la superficie de la roca sobre la que crece.



Figura 7. Líquenes de la especie *Rhizocarpon geographicum* creciendo sobre una de las piedras.
Fotografía del autor.

3. Análisis de las muestras de las piedras

Ese mismo día, recogimos una muestra de aproximadamente 2 cm de cada una de las piedras, con las que tratar de comprobar si las palabras de William Bowles eran ciertas (cuanto de más arriba, mejor). Esas muestras fueron analizadas por el grupo de

investigación dirigido por el Dr. Jaime Cuevas Rodríguez, del Departamento de Geología y Geoquímica de la Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Madrid. Más concretamente, se analizaron mediante la técnica de microscopía electrónica de barrido con análisis de energías dispersivas de rayos X (EDX, Bruker).

Los resultados mostraron que en ambos casos se trata de una arenisca, con granos de tamaño entre 2 mm y 50 μm , con un tamaño promedio de aproximadamente 0,2 mm. Está cementada por arcillas micáceas y cementos silíceos. El material está constituido por granos de cuarzo (SiO_2) y algún feldespato ($\text{K, Na, Ca, Al}_{1-2}\text{Si}_{3-2}\text{O}_8$), aunque estos últimos son poco abundantes (Figura 8). Los granos de cuarzo muestran contactos suturados, con algunos poros profundos, aunque pocos (Figura 9), y mostrando líneas de fractura que parecen soldadas. Esto puede deberse a que haya sufrido cierta transformación por temperatura y tiempo ($< 300^\circ\text{C}$ y 1 kbar). El material es completamente silíceo, sin carbonatos, lo que, dada la textura de la roca, le confiere una resistencia y dureza extraordinarias. El cuarzo es mucho más duro que la calcita.

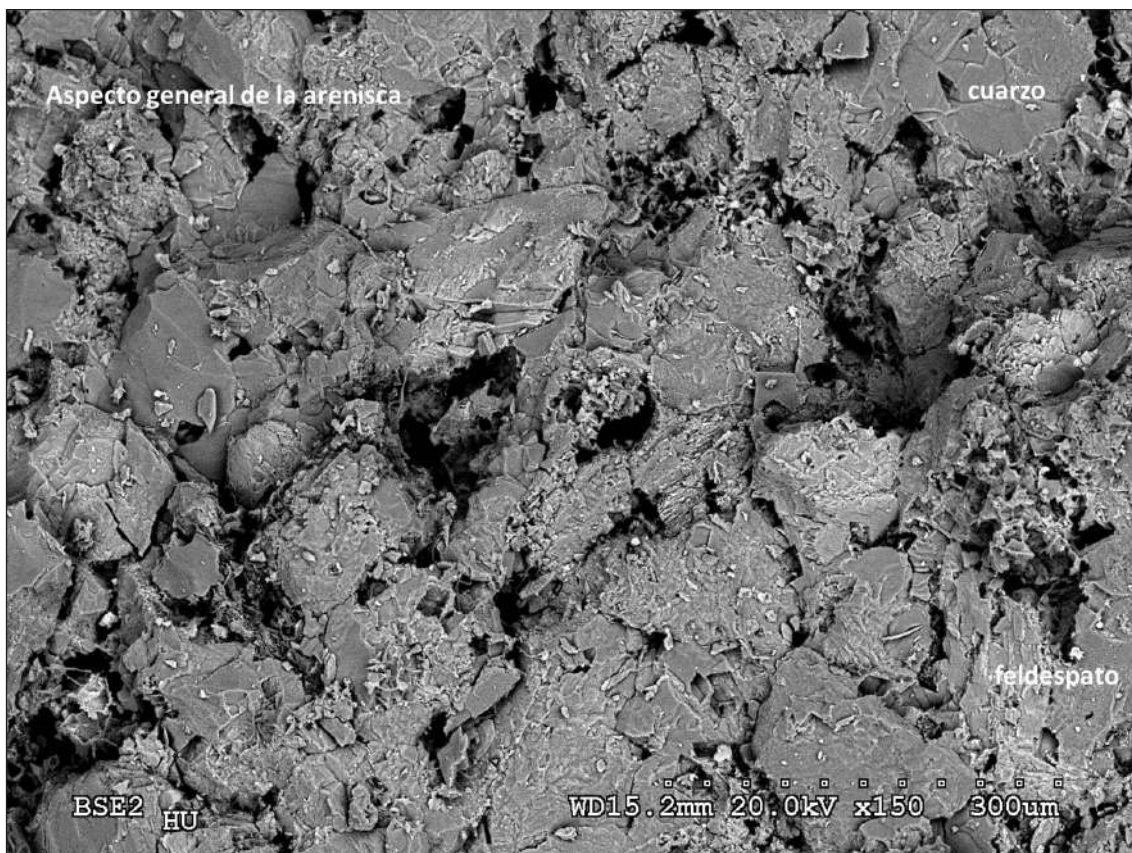


Figura 8. Estructura general de la primera piedra molinera.
Fotografía: Cortesía del Dr. Jaime Cuevas (UAM).

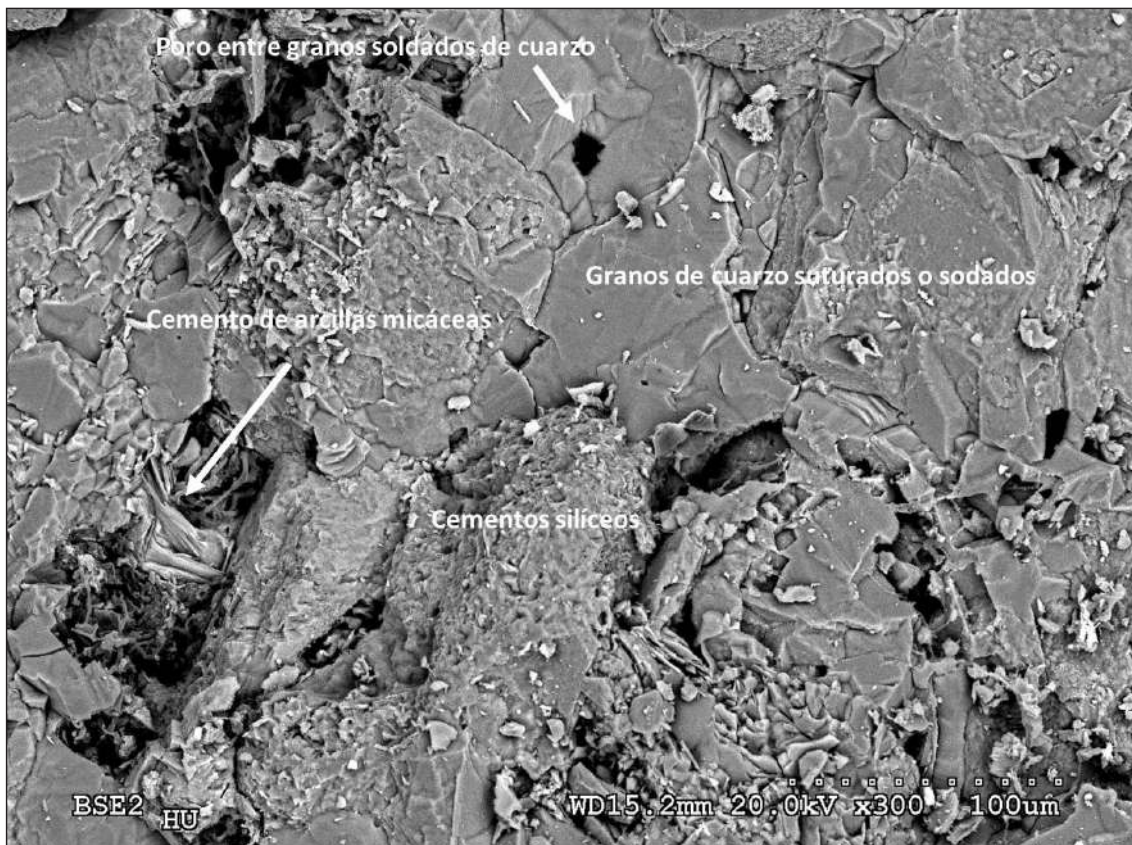


Figura 9. Presencia de poros profundos entre granos de cuarzo en la primera piedra molinera.
Fotografía: Cortesía del Dr. Jaime Cuevas (UAM).

En cualquier caso, el tema de la presencia de algunos poros profundos viene nuevamente a coincidir con la opinión del experto Bowles, cuando decía que “entre estas piedras duras son de mejor calidad para hacer muelas las que tienen los poros visibles y profundos, con algunas pequeñas cavidades, consistiendo su mejoría en que el calor de la frotación se esparce por el cuerpo de la piedra: y de esta especie son las del valle de Gistau. Las piedras muy compactas y de granos iguales, aunque sean tan duras como las precedentes, arrojan el calor fuera, y recalientan la harina; pero las peores de todas son las blandas, que se desgastan mucho, y se necesita picarlas a cada instante para que hagan oficio de rallo; pues el pan hecho de la harina molida con piedra recién picada cruje entre los dientes por las partículas de ella que se han deshecho y mezcladas con la harina; y además de esto, las piedras duran muy poco por lo que se gastan picándolas continuamente”.

En conclusión, el análisis reveló que se trata de un materia prima idónea para fabricar piedras de molino. O lo que es lo mismo, ¡qué ojo clínico tenían aquellas personas

que tallaron esas piedras a pesar de que no las pudieran extraer de allí o que no lo hicieran por cualquier motivo! El hecho de que no podamos preguntar a esas personas y de no disponer, que sepamos, de ningún documento que explique los motivos por el que tallaron esas piedras, nos dejará una incógnita que trataremos de solventar con las posibilidades que nos ofrece la imaginación. Según Nacho Pardinilla, gran recopilador y conocedor de la toponimia altoaragonesa, esa zona concreta era conocida como As Moletas, por lo que no se trataba de algo desconocido para la gente del lugar de hace algunas generaciones.

4. Agradecimientos

Agradezco a la dirección del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, y especialmente a Francisco por la autorización para poder acceder por pista más cerca de la zona de estudio y por invitarme a participar en las jornadas. También a Nacho Pardinilla por la información sobre la toponimia y su disponibilidad para seguir “tirando del hilo”. Finalmente, a Daniel Mecerreyes por su amabilidad para mostrarnos el molino de Escuaín y obtener muestras que serán analizadas en un futuro próximo para saber si alguna de las piedras de Gurrundué pudo finalmente ser bajada (¿continuará?).

5. Bibliografía

- ANSELIN, A. y VANHERCKE, L. (2016), «A la búsqueda de molinos». *Gurrión*, 143: 20-23.
- BOWLES, G. (1775). «Del Valle de Gistau en los Pirineos de Aragón, y de sus minas de plomo y cobre, y singularmente de la de cobalto». En: *Introducción a la Historia Natural y a la Geografía Física de España*, pp. 394-405. Madrid: Imp. de D. Francisco Manuel de Mena
- VANHERCKE, L. y ANSELIN, A. (2009), “Piedras de moler nacidas en Francia y olvidadas en el Alto Aragón”. *Gurrión*, 117: 20-26.
- NAVARRO, J. M. y CUCHÍ, J. A. (2008), “Nota sobre una cantera de ruedas de molino en Gurrundué, valle de Escuaín, Huesca”. *Treserols*, 11: 18-20.
- RODRÍGUEZ, L. (2011), *Análisis de la estructura varisca y alpina en la transversal Sallent-Biescas (Pirineos Centrales, Huesca)*. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.

Folleto divulgativo de la VIII Jornada de Investigación



LUGAR DE REALIZACIÓN

Jornada presencial y online

Centro de Visitantes de Torla-Ordesa
Avenida de Ordesa s/n

Plataforma WEBEX

<https://aragon.webex.com/aragon/j.php?MTID=mb21f3c246efd47428f30c9b7cfa158eb>

VIII JORNADA DE INVESTIGACIÓN

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Presentación de resultados



Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
C/Felipe Coscolla 11 – 13. 22004, Huesca
Teléfonos: 974 243 361 / 606 118 049
www.aragon.es/ordesa

1 de diciembre de 2022

Trabajos y proyectos de investigación en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

ORGANIZA:

ORDESA Y MONTE PERDIDO
PARQUE NACIONAL



OBJETIVOS

En la presente jornada se expondrán los resultados de algunos de los proyectos de investigación que se están desarrollando actualmente en el Parque Nacional.

Es una jornada informativa dirigida tanto al público en general como al personal del Parque Nacional e investigadores, teniendo por objetivo mejorar el conocimiento de los valores naturales que presenta el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y, al mismo tiempo, fomentar el contacto, las colaboraciones y sinergias entre las distintas personas e instituciones que realizan trabajos en este singular espacio natural protegido del Pirineo aragonés. Por primera vez, se realizará tanto de manera presencial como online, intentando llegar al mayor número de personas que puedan estar interesadas en conocer de primera mano los trabajos que se desarrollan en el Parque Nacional.



PROGRAMA

Jueves 1 de diciembre

Proyectos de investigación en el PNOMP

08:30h Llegada y recepción de los asistentes.

09:00h Inauguración: **Elena Villagrasa Ferrer**, Directora del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

09:15h "El programa de investigación de Parques Nacionales y su impacto en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido".
Ponente: Pep Amengual Ramis, Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN).

09:45h "Tiempo de setas: El impacto del cambio climático en las comunidades de hongos del suelo en Parques Nacionales de montaña".
Ponente: Sergio de Miguel, Universidad de Lleida.

10:15h "Dinámica de claros en bosques maduros de abeto (*Abies alba*)".
Ponente: Ester González de Andrés, Instituto Pirenaico de Ecología - CSIC.

10:45h "Seguimiento de flora amenazada dentro de los trabajos de seguimiento ecológico en el PNOMP".
Ponente: Patricia Abadía Torrecilla, Sociedad Aragonesa de Gestión Ambiental (SARGA).

----- DESCANSO -----

11:45h "Las musarañas del valle de Ordesa. Un grupo de mamíferos poco conocido".

Ponentes: Javier Calzada Samperio - Universidad de Huelva y **Jacinto Román Sancho** - Estación Biológica de Doñana - CSIC.

12:15h "Seguimiento fitosanitario de las masas forestales de los Parques Nacionales. Principales problemáticas del PNOMP".
Ponente: Iván Reina Belinchón, Árbol Técnicos SL.

12:45h "El barranquismo en espacios protegidos: experiencia en Guara y primeros pasos en Ordesa y Monte Perdido".
Ponente: Rocio López Flores, Universidad de Zaragoza.

13:15h "Estudios actualísticos sobre quebrantahuesos en el PNOMP y su aplicación a la arqueología".
Ponente: Montserrat Sanz Borrás, Universidad de Barcelona.



----- DESCANSO -----

16:00h "Estudio comparativo de la diversidad de ortópteros, de acuerdo a la gestión agrícola de los diferentes ecosistemas de pastizales del PNOMP".

Ponente: Sergio Bestue Orus, Diputación General de Aragón.

16:30h "Contribución al estudio de la estructura, dinámica y biodiversidad de los bosques mixtos en el valle de Ordesa".
Ponente: Oscar Schwendtner, Bioma Forestal.

17:00h "Empleo de LIDAR terrestre y fotogrametría aérea para mejorar el conocimiento de la estructura de los bosques mixtos en el valle de Ordesa".
Ponente: Josep Sabaté Balsells, 4Datum Investigación y Desarrollo SL.

17:30h "El enigma de las piedras molineras del Alto Gurrundué".
Ponente: Juan Miguel Rodríguez Gómez, Universidad Complutense de Madrid.

