

Cómo citar este trabajo: Olmedo-Cobo, J. A., Pardo-Martínez, R., & Gómez-Zotano, J. (2021). First data about the Holocene composition of mountain forests in the Sierra de las Nieves Natural Park (Ronda Mountains, Spain) through pedoanthracological analysis. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (89). <https://doi.org/10.21138/bage.3099>

---

# Primeros datos sobre la composición holocena de los bosques de montaña en el Parque Natural Sierra de las Nieves (Serranía de Ronda) a partir del análisis pedoantracológico

First data about the Holocene composition of mountain forests  
in the Sierra de las Nieves Natural Park (Ronda Mountains, Spain)  
through pedoanthracological analysis

**José Antonio Olmedo-Cobo** 

[jaolmedo@ugr.es](mailto:jaolmedo@ugr.es)

**Rubén Pardo-Martínez** 

[rubenpardo@ugr.es](mailto:rubenpardo@ugr.es)

**José Gómez-Zotano** 

[jgzotano@ugr.es](mailto:jgzotano@ugr.es)

*Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física  
Universidad de Granada (España)*

## Resumen

En este trabajo se presentan los primeros datos de la composición holocena de los bosques de montaña en el Parque Natural Sierra de las Nieves (Málaga, España). La información obtenida

Recepción: 16.01.2021

Aceptación: 31.03.2021

Publicación: 03.05.2021

resulta de la aplicación del método pedoantracológico en 10 enclaves del espacio natural protegido. La búsqueda e identificación de los fragmentos de carbón recuperados y su posterior datación radiocarbónica han permitido una primera aproximación paleoecológica al ámbito de estudio: el hallazgo de diferentes paleopoblaciones de coníferas; la comprobación de la antigüedad de determinados bosques y su consideración como paleoendémicos; y el conocimiento inicial de las dinámicas forestales en relación a ciclos climáticos y alteraciones antrópicas. La implementación de los resultados en la gestión conservacionista y adaptativa de los bosques más amenazados y sus hábitats, frente al cambio climático, debe ser una prioridad en el marco de protección de estos espacios naturales de alto valor ecológico.

**Palabras clave:** *Abies pinsapo*; *Quercus alpestris*; paleoecología; carbón; Holoceno.

## **Abstract**

In this work, the first data on the Holocene composition of mountain forests in the Sierra de las Nieves Natural Park (Málaga, Spain) are presented. The information collected is obtained from the application of the pedoanthracological method in 10 enclaves of the protected natural area. The search and identification of the recovered fragments of charcoal and their subsequent radiocarbon dating have allowed a first paleoecological approach to this territory: the discovery of different paleopopulations of conifers; the verification of the antiqueness of certain forests and their consideration as paleoendemic formations; and the initial knowledge of the forest dynamics in relation to climatic cycles and anthropic alterations. The implementation of the results in the conservationist and adaptive management of the most threatened forests and their habitats, in the face of climate change, should be a priority within the protection framework of these natural areas of great ecological value.

**Key words:** *Abies pinsapo*; *Quercus alpestris*; paleoecology; charcoal; Holocene.

## **1 Introducción**

El análisis de las relaciones especies-ambientes es un tema prioritario en cualquier disciplina ecológica (Guisan & Zimmermann, 2000) y, en el caso concreto de las investigaciones biogeográficas, la comprensión de cómo y por qué los organismos biológicos se distribuyen en el espacio es un principio central (Miller, 2010). Un conocimiento adecuado acerca de la distribución de las especies presentes en un territorio es fundamental para evaluar la biodiversidad regional, si bien en muchos casos los datos existentes son insuficientes (Choe et

al., 2016). De este modo, el verdadero estado de numerosos taxones vegetales en peligro de extinción es incierto porque no se conocen las ubicaciones y el estado de conservación de todas las poblaciones existentes (McCune, 2016). Particularmente importante resulta la preservación de las especies amenazadas en los ámbitos más susceptibles al cambio global. En este sentido, se considera que las zonas con características microclimáticas y, por tanto, diferentes a las del resto del área circundante, desempeñan un papel crítico para la conservación de los taxones en mayor riesgo, constituyendo importantes áreas para salvaguardar la diversidad biológica (Hannah et al., 2014). Así sucede con los cinturones orófilos, donde se asientan diversos tipos de bosque que constituyen el límite forestal superior, caracterizados por complejas interacciones entre vegetación, suelo, topografía, clima y, si los hubiere, regímenes de perturbación antrópica, constituyéndose un espacio muy singular a nivel ecológico que atesora una alta riqueza de especies y formas de vida (Compostella et al., 2013; Llambí, 2015). El ecotono que se genera entre los bosques desarrollados a mayor altitud y los pisos de vegetación superiores, de tipo arbustivo y herbáceo, se convierte, asimismo, en una interfase que presenta una gran complejidad ecológica y una notable heterogeneidad en sus características y patrones de distribución (Becker et al., 2007; Holtmeier & Broll, 2007; Cunill et al., 2012).

Los bosques de montaña constituyen, por tanto, límites ecológicos que son considerados como excelentes laboratorios para el estudio de los componentes y procesos del cambio global, tanto espaciales como temporales, y, además, su análisis aporta visiones complementarias que permiten realizar una interpretación paleoclimática y paleoambiental (Cunill et al., 2013; Saltré et al., 2013). Se trata de bosques que se erigen en la actualidad como fronteras ambientales de enorme singularidad y vulnerabilidad frente al cambio climático (Kimball & Weihrauch, 2000; Batllori et al., 2009), siendo las respuestas de los ecosistemas de alta montaña a las perturbaciones ambientales las primeras que se detectan (Hansen & Di Castri, 1992; Kullman, 1998). Asimismo, hay consenso general en que los bosques de montaña son magníficos indicadores de otro tipo de cambios, como son los provocados por el ser humano, si bien resulta en algunos casos una tarea compleja separarlos de las alteraciones puramente climáticas (Holtmeier & Broll, 2007). Efectivamente, desde tiempos prehistóricos la especie humana ha modificado su entorno de diferentes formas para aprovechar los recursos disponibles (Galop, 1998; Walsh et al., 2006; Ejarque et al., 2010).

En el caso de la región Mediterránea, esta se ha diagnosticado como una de las áreas más vulnerables frente a los procesos de cambio ambiental que ya está experimentando, debido al calentamiento y desecación de su clima (Giorgi, 2006). Este hecho adquiere gran relevancia al

constituir el segundo *hotspot* de biodiversidad del mundo, con 13 000 especies vegetales endémicas, y donde aparecen representadas el 10 % de las plantas superiores del planeta en una superficie que tan solo es del 1,6 % del total (Médail & Quézel, 1997). En concreto, se prevé que sus cordilleras se vean más expuestas al cambio climático que otras áreas de montaña de la Tierra, llegando a ser significativamente más cálidas y secas durante el presente siglo (Thuiller et al., 2005; Giorgi, 2006). En este contexto, se espera que las franjas altitudinales superiores sean las zonas más afectadas en cuanto a pérdida de biodiversidad debido a la imposibilidad de migración en altitud de muchas de las especies que ahí se desarrollan (Quézel & Médail, 2003; Huber et al., 2006; Cheddadi et al., 2017). En el caso de los bosques orófilos, la migración en altitud de sus árboles integrantes ya es una realidad en los Alpes (véanse, por ejemplo, los trabajos de Tinner & Theurillat, 2003; Talon, 2010; Berthel et al., 2012; Ferrarini et al., 2017), en los Apeninos (Compostella et al., 2013), en el Pirineo (Cunill et al., 2012) o en la Sierra de Gredos (García et al., 2017), lo que supone un proceso ecológico de consecuencias imprevisibles. En este caso, además, se trata de ámbitos largamente humanizados, en los que uno de los métodos más utilizados para la “culturización” de la naturaleza ha sido el uso del fuego, práctica que ha resultado común para conseguir ecosistemas más abiertos mediante la sustitución de los bosques de montaña por pastos aprovechables por el ganado y, responsable, por tanto, de la configuración de numerosos paisajes vegetales orófilos (Mouillot et al., 2003; Ajbilou et al., 2006; Cunill et al., 2012; Tinner et al., 2016). Por otra parte, existen excepciones significativas y son todavía numerosas las incertidumbres sobre el papel que el clima ejercerá en el futuro (Holtmeier & Broll, 2007; Harsch et al., 2009).

Por tanto, la necesidad de conocer cómo se adaptan los ecosistemas vegetales más susceptibles frente al cambio global se ha convertido en una prioridad en los últimos años, y ha suscitado gran interés en la comunidad científica, existiendo una amplia literatura al respecto (véase, por ejemplo, respecto a los bosques en España, la obra recopilatoria de Herrero y Zavala, 2015). En las últimas décadas, una de las fuentes de información más relevantes en este sentido proviene de las disciplinas paleoecológicas, que en conjunto se consideran de gran ayuda para la gestión de la conservación en la actualidad al proporcionar datos ecológicos pretéritos que cubren una gran escala temporal (siglos o milenios), complementando la información derivada del monitoreo ecológico (Davies & Bunting, 2010). En el caso concreto de la flora, las principales metodologías que se encargan de su estudio en términos paleobotánicos, así como de la evolución de la vegetación en épocas pretéritas, son los análisis polínicos (Tinner & Theurillat,

2003; Vescovi et al., 2010), de macrofósiles de plantas (Nicolussi et al., 2005; Birks & Bjune, 2010) y de carbones no arqueológicos presentes en el suelo —pedoantracología— (Carcaillet & Brun, 2000; Ali et al., 2005; Talon, 2010).

En concreto, la pedoantracología (búsqueda, identificación y datación de carbones vegetales no arqueológicos encontrados en el suelo natural) presenta una aplicación especialmente oportuna en la región mediterránea debido al ancestral uso del fuego en este territorio. En este sentido, los suelos constituyen un incomparable archivo paleoecológico en el que los carbones procedentes de incendios forestales permiten reconstruir con gran precisión espacial la historia de la vegetación leñosa incendiada (Carcaillet & Thion, 1996; Talon et al., 1998; Cunill et al., 2012, 2015). Por tanto, se trata de una herramienta clave para conocer la composición y la dinámica ecológica de los bosques en el pasado; además, la información obtenida permite analizar si las alteraciones detectadas obedecen a cambios climáticos u otras contingencias naturales o bien establecer el posible origen antrópico de las mismas.

En España, la pedoantracología es una disciplina todavía novel en el escenario científico, ya que las investigaciones paleobiogeográficas de base metodológica pedoantracológica han sido escasamente implementadas (véase la revisión bibliográfica que al respecto hace Pardo-Martínez, 2020). En el caso concreto de la Cordillera Bética, los únicos antecedentes pedoantracológicos han sido publicados previamente por Gómez-Zotano et al. (2017) y Olmedo-Cobo et al. (2017, 2019ab), y cuyos resultados demuestran que esta metodología es gran utilidad para el estudio de especies arbóreas integrantes de bosques de montaña béticos, como es el caso de *Abies pinsapo* o *Pinus pinaster*.

En el ámbito de estudio del presente trabajo, el Parque Natural Sierra de las Nieves, solo existe un estudio de corte paleoambiental basado en el análisis de pólenes (véase Alba-Sánchez et al., 2019), que sin embargo únicamente abarca el periodo —histórico— comprendido entre el año 1180 y el presente. Este déficit de conocimiento paleoecológico se agrava dada la presencia de singulares, únicos y amenazados bosques de montaña de carácter paleoendémico, como son los abetales de *A. pinsapo* y los quejigales de montaña de *Quercus alpestris*. Para subsanar esta carencia, se ha aplicado por primera vez el método pedoantracológico en este espacio protegido de la Serranía de Ronda, partiendo de una doble hipótesis: en primer lugar, y dada la significación de la especie, el hecho de que, con gran probabilidad, el área de distribución pretérita de los abetales de *A. pinsapo* fuese más extensa que la actual en el territorio objeto de estudio, tal y como han señalado diversos autores (véase, por ejemplo, a Linares, 2011); y, en

segundo lugar, la creencia de que la cohorte de especies arbóreas integrantes de los bosques era más rica y diversa en el pasado o, al menos, de que existía una mayor representatividad espacial de los distintos taxones, que habría ido disminuyendo con el retraimiento forestal acaecido a lo largo del Holoceno. De esta forma, el objetivo general de la investigación es alcanzar una aproximación inicial al conocimiento de la composición florística y dinámica de los bosques de este ámbito en el pasado, y el hallazgo de nuevas paleopoblaciones de aquellas especies hoy consideradas relictas, que aparecen refugiadas allí donde se conservan unas mínimas condiciones ecológicas favorables para su desarrollo. Una información que, además de su valor intrínseco, puede ser implementada y servir de apoyo a la gestión adaptativa y a las estrategias de conservación de estas y otras especies y comunidades amenazadas por el cambio global.

## **2 Metodología y área de estudio**

### **2.1 Área de estudio**

La Sierra de las Nieves constituye el techo de la Serranía de Ronda con 1919 metros sobre el nivel del mar (Figura 1). Desde 1989 forma parte de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA), bajo la figura de parque natural. El espacio protegido, con una extensión de 20 132 ha, abarca un conjunto montañoso de naturaleza carbonatada (Sierra de Tolox, Sierra de las Nieves s. s., Sierra Hidalga), ultramáfica (Sierra Bermeja) y esquistosa (Monte Bohornoque). La geodiversidad y una orografía accidentada con predominio de fuertes pendientes condicionan el desarrollo de leptosoles e inceptisoles y, en menor medida, alfisoles, molisoles y vertisoles.

Olmedo-Cobo y Gómez-Zotano (2017) identifican en este espacio una variedad climática mediterránea de carácter semi-continental subhúmedo-húmeda, con condiciones de alta montaña en las cumbres. Las diferencias altitudinales existentes en el macizo, comprendidas entre los 220 y los 1919 m s. n. m. del valle del río Verde y del pico Torrecilla respectivamente, permiten identificar cuatro zonificaciones bioclimáticas principales: termo y mesomediterráneo seco a húmedo, supramediterráneo subhúmedo a hiperhúmedo y, restringido únicamente al entorno del pico Torrecilla, oromediterráneo hiperhúmedo. Desde el punto de vista biogeográfico, el espacio protegido de la Sierra de las Nieves se reparte entre los sectores Rondeño y Bermejense de la provincia Bética (región Mediterránea, reino Holártico) (Rivas-Martínez, 2011).





Figura 2. Bosque abierto de *Abies pinsapo* en las inmediaciones de la Cañada de Enmedio (P. N. Sierra de las Nieves), en un entorno en el que predomina una intensa deforestación del medio



Fuente: José Gómez Zotano (2017)

Figura 3. Rodal abierto y desestructurado de *Quercus alpestris* en el Puerto de Pilonos (P. N. Sierra de las Nieves)



Fuente: Rubén Pardo Martínez (2018)



La riqueza vegetal y su grado de amenaza han atraído la atención de numerosos científicos y naturalistas en los últimos dos siglos, convirtiéndose en uno de los espacios más estudiados del sur de España por botánicos y geógrafos. Destacan, las aportaciones de algunos de los naturalistas pioneros en dar a conocer la flora suribérica en el siglo XIX, tales como Simón de Rojas Clemente, Felix Haenseler o Edmund Boissier (véanse los trabajos de Cabezudo et al., 1998 o de Gil, 2002). Desde entonces, y hasta las aportaciones más recientes (Casimiro-Soriguer et al., 2019; Pérez-Latorre et al., 2020), gran cantidad de producción y literatura científica ha permitido un profundo conocimiento de la composición, estructura, estado de conservación y grado de amenaza de la flora y vegetación del ámbito de estudio.

El sobresaliente conjunto de valores naturales y, en particular, vegetales, y el notable grado de amenaza al que se ven sometidos estos últimos, explica que el Parque Natural Sierra de las Nieves esté incluido en varias redes de protección ambiental desde su declaración en 1989: Reserva Mundial de la Biosfera de la UNESCO en 1995, Zona de Especial Protección para las Aves desde 2003, Lugar de Importancia Comunitaria desde 2006 y Zona Especial de Conservación desde 2012 en la RED NATURA 2000 y Reserva de la Biosfera Intercontinental del Mediterráneo desde 2006. A ello se suma la reciente propuesta para su integración en la Red de Parques Nacionales de España (OAPN, 2018; BOJA nº 233, de 3.12.2018).

## **2.2 Metodología**

El método pedoantracológico consiste en el análisis de los carbones vegetales encontrados en suelos naturales y que proceden de incendios forestales o quemas antrópicas, con el objeto de identificar las especies o géneros de los que proceden las muestras recopiladas. Posteriormente, la datación radiocarbónica permite obtener cronologías de antigüedad de los fragmentos recuperados. En la presente investigación, el método ha seguido las pautas desarrolladas por los autores en trabajos precedentes a partir de los protocolos propuestos por Cunill *et al.* (2013), y que consisten en las siguientes fases de trabajo:

- Sondeos edáficos (trabajo de campo): recogida de muestras de suelo en puntos estratégicos previamente identificados en función de los objetivos de la investigación. En cada sondeo se definen varios niveles de muestreo a partir de la profundidad del perfil y según las características del suelo, recogién dose entre 3 y 10 kg por nivel.
- Tamizado con agua (en adelante, trabajo de laboratorio): tras el pesaje de las muestras recogidas en campo, se procede a su cribado (paso de malla de 0,8, 2 y 5 mm), para la

posterior separación de los restos de carbón, si los hubiere, de la fracción mineral atrapada en cada tamiz.

- Triado del carbón recuperado: selección manual del carbón en cada una de las tres cribas mediante el empleo de lupa binocular. La fracción mineral recogida en el tamiz de 5 mm es pesada para el posterior cálculo de antracomasa, que relaciona el peso en miligramos del carbón recuperado en cada nivel de muestreo con el peso en kilogramos de la muestra una vez se le resta a esta el peso del material mineral atrapado –sobrante– en la luz de malla de 5mm.
- Identificación taxonómica: en función del número de carbones recuperados por nivel de muestreo, se realiza una selección para su identificación mediante el empleo de un microscopio óptico de luz reflejada. Para ello, se han utilizado como fuentes de apoyo diversos atlas de anatomía comparada de la madera (Jaquiot et al., 1973; Schweingruber, 1990; Vernet et al., 2001; García et al., 2003) y la colección de maderas carbonizadas disponibles en el laboratorio de Geografía Física de la Universidad de Granada. En este caso, el número máximo de carbones identificados por cada nivel de muestreo ha sido de 50 fragmentos.
- Datación radiocarbónica de fragmentos de carbón: tras la identificación, y siempre partiendo de los objetivos de la investigación, se procede a la selección de un número determinado de muestras de carbón para su datación en laboratorios especializados, en este caso en el Poznan Radiocarbon Laboratory (Poznan, Polonia) y en el Alfred-Wegener-Institut (Bremerhaven, Alemania). Posteriormente, una vez obtenidas las cronologías, estas se calibran con el programa Oxcal 4.3 y la base de datos IntCal13 (Reimer et al., 2013), 2 sigma (95 % probabilidad).
- La selección de muestras para su datación ha seguido un criterio básicamente ecológico acorde a los objetivos de la investigación. En este sentido, los fragmentos sometidos a la prueba del C14 han correspondido únicamente a árboles y, en particular, a aquellos que se han considerado más concluyentes para intentar caracterizar la composición pretérita de los bosques en el territorio objeto de estudio. Asimismo, también ha sido decisivo para la elección de las muestras a datar el tamaño y la abundancia de los fragmentos recopilados, obviándose aquellas muy pequeñas por la imposibilidad de ser sometidas al tratamiento radiocarbónico y seleccionando los carbones con relativa fidelidad a su significación en el conjunto de muestras recopiladas. En concreto, en esta investigación, han sido 10 los puntos de sondeo pedológico llevados a cabo en el Parque Natural Sierra de las Nieves (Figura 4),



Tabla 1. Georreferenciación y condiciones geocológicas de las localidades donde se han efectuado los sondeos pedológicos

LOCALIDAD	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	ALTITUD (m s. n. m.) Y ORIENTACIÓN- PISO BIOCLIMÁTICO	AMBIENTE GEOECOLÓGICO	LITOLOGÍA -TIPO DE SUELO
Navacillo 1	36°39'58''N 05°06'04''W	1123-NW Mesomediterráneo subhúmedo	Encinar en regeneración en ladera	Caliza Leptosol-cambisol
Navacillo 2	36°39'56''N 05°06'16''W	1041-NNE Mesomediterráneo subhúmedo	Matorral con encinas y pinos resineros aislados en vaguada	Dolomía-caliza Regosol
Navacillo 3	36°39'55''N 05°06'22''W	1041-NNE Mesomediterráneo subhúmedo	Espinal preforestal-matorral con encinas aisladas en ladera	Dolomía-caliza Regosol
Puerto de Lifa	36°44'46''N 05°03'01''W	1173-NWN Mesomediterráneo subhúmedo	Espinal preforestal en ladera	Caliza Cambisol
Fuenfría Alta	36°38'13''N 05°03'23''W	1217-WNW Mesomediterráneo subhúmedo	Pinar de repoblación en ladera	Gneis Regosol
Cañada de Enmedio	36°41'52''N 05°01'59''W	1385-NW Supramediterráneo húmedo	Abetal en ladera	Caliza Regosol-leptosol
Cañada del Cuerno	36°41'15''N 05°02'05''W	1444-WNW Supramediterráneo húmedo	Abetal con encinas y quejigos aislados en ladera	Caliza Leptosol-regosol
Puerto de los Valientes	36°40'55''N 04°59'44''W	1685-N Supramediterráneo húmedo-hiperhúmedo	Quejigal abierto en ladera	Caliza-margocaliza Regosol-cambisol
Pilones 1	36°41'28''N 05°01'05''W	1744-SSE Supramediterráneo húmedo-hiperhúmedo	Quejigal abierto con abetos aislados en ladera	Caliza Leptosol-regosol
Pilones 2	36°41'20''N 05°01'15''W	1732-SE Supramediterráneo húmedo-hiperhúmedo	Quejigal abierto con abetos aislados en ladera	Caliza Leptosol-regosol

Fuente: elaboración propia

### 3 Resultados

#### 3.1 Análisis de antracomasas por punto de muestreo

Se ha encontrado carbón en todos los sondeos efectuados y, en concreto, en 32 de los 34 niveles de muestreo diferenciados en el conjunto (Tabla 2). Todos los fragmentos recuperados tienen un tamaño superior a 0,8 mm (téngase en cuenta que el paso de malla de los tamices utilizados fue de 5, 2 y 0,8 mm). En general, son los niveles intermedios y superiores de los sondeos (I, II) los que han permitido recuperar mayor cantidad de carbón, si bien en determinados niveles profundos la tasa de carbón ha sido máxima (así ha sucedido en Fuenfría Alta y Cañada de Enmedio). Las mayores tasas absolutas de antracomasa, que en cualquier caso presentan valores modestos, se han encontrado en los sondeos de Fuenfría Alta (1039,4 mg/kg) y Cañada de Enmedio (651,7 mg/kg), mientras que, por el contrario, los sondeos de Navacillo

1 y 2, Puerto de Lifa y Cañada del Cuerno han sido los que han presentado valores más bajos, siendo el carbón testimonial (<40 mg/kg).

**Tabla 2. Profundidad, niveles de muestreo y tasas de antracomasa en cada uno de los puntos de sondeo efectuados**

LOCALIDAD	PROFUNDIDAD DEL SONDEO (CM)	NIVELES DE MUESTREO Y PROFUNDIDAD (CM)	ANTRACOMASA (mg/kg)
Navacillo 1	48 (4)	I (0-10)	12,5
		II (11-25)	25
		III (26-38)	2,2
		IV (39-48)	0
Navacillo 2	90 (4)	I (0-21)	7,2
		II (22-44)	14,5
		III (45-71)	0,3
		IV (72-90)	0
Navacillo 3	85 (5)	I (0-16)	30,6
		II (17-33)	35,4
		III (34-55)	22,7
		IV (56-72)	32,5
		V (73-85)	15,3
Puerto de Lifa	60 (3)	I (0-19)	4,9
		II (20-37)	2,1
		III (38-60)	2,6
Fuenfría Alta	94 (4)	I (0-13)	122,5
		II (14-35)	192,1
		III (36-77)	128,8
		IV (78-94)	208,2
Cañada de Enmedio	45 (3)	I (0-13)	271,1
		II (14-30)	294,5
		III (31-45)	473,8
Cañada del Cuerno	38 (2)	I (0-17)	15,1
		II (18-38)	12,4
Puerto de los Valientes	108 (4)	I (0-18)	226,9
		II (19-58)	155,8
		III (59-78)	35
		IV (79-108)	57,8
Pilonos 1	52 (2)	I (0-21)	13,6
		II (22-52)	104,8
Pilonos 2	80 (3)	I (0-24)	87,1
		II (25-54)	44
		III (55-80)	11,9

Fuente: elaboración propia

A continuación, se comenta detalladamente las tasas de antracomasa absolutas y parciales por nivel de muestreo en cada uno de los sondeos efectuados.

- Navacillo 1. Este punto de sondeo, en el que se definieron 4 niveles de muestreo (profundidad total de 48 cm), presentó una antracomasa total de 39,7 mg/kg, con un máximo de 25 mg/kg en el nivel II; se trata de una tasa muy baja que permite considerar el carbón recuperado como residual, sin que se encontrasen fragmentos en el nivel más profundo (IV).

- Navacillo 2. Al igual que en el anterior, en este sondeo el carbón recuperado fue testimonial, con una tasa total de 22 mg/kg en el total de los 4 niveles de muestro considerados (profundidad de 90 cm), siendo de nuevo el nivel II el más productivo (14,5 mg/kg), y también sin fragmentos en el nivel más profundo (IV).
- Navacillo 3. En el conjunto de los 5 niveles de muestreo de este sondeo (85 cm de profundidad), la antracomasa global entregó un modesto valor de 136,5 mg/kg, siendo una vez más el nivel II el que permitió recuperar una mayor cantidad de carbón (35,4 mg/kg).
- Puerto de Lifa. Este muestreo fue en el que se encontró una menor tasa de carbón de todos los realizados en el Parque Natural, con una antracomasa total de 9,6 mg/kg (máximo de 4,9 mg/kg en el nivel I) considerando los 3 niveles de recogida de suelo (profundidad total de 60 cm).
- Fuenfría Alta. El sondeo supuso la determinación de hasta 4 niveles de muestreo, con una profundidad total de 94 cm. En cada uno de estos niveles se encontró carbón vegetal, con tasas modestas de antracomasa –aunque superiores a las de los puntos anteriores– que oscilaron entre 122,5 y 208,2 mg/kg (651,7 mg/kg en total).
- Cañada de Enmedio. Fueron 3 los niveles de muestreo tomados en consideración en este punto, dentro de un perfil de suelo con una profundidad de 45 cm, apareciendo de nuevo carbón en todos los horizontes diferenciados. En este caso, en el nivel III es donde se ha encontrado una mayor tasa de antracomasa, con un valor de 473,8 mg/kg, que además es la mayor tasa de carbón en el conjunto de todos los niveles de muestreo de los 10 sondeos pedológicos efectuados en el Parque Natural; por su parte, en los niveles I y II los valores obtenidos fueron de 271,1 y 294,5 mg/kg respectivamente (totalizando 1039,4 mg/kg).
- Cañada del Cuerno. Muy escaso fue el carbón que se encontró en este punto de muestreo (27,5 mg/kg) en los 2 niveles para la recogida de muestra de suelo que se discriminaron (profundidad total de 38 cm); la antracomasa parcial más alta fue la del nivel superior (I), con una exigua tasa de 15,1 mg/kg.
- Puerto de los Valientes. Este sondeo presentó unos valores de antracomasa total de 475,7 mg/kg, siendo 4 los niveles de muestreo definidos –profundidad total de 108 cm–, resultando el más superficial el de mayor presencia de carbón (nivel I, 226,9 mg/kg).
- Pilonos 1. Este muestreo, de 52 cm de profundidad y 2 niveles de muestreo, permitió una escasa recuperación de carbón, con una antracomasa total de 118,4 mg/kg (máximo en el nivel II, 104,8 mg/kg).



- Pilonos 2. Finalmente, el segundo sondeo llevado a cabo en el paraje de Pilonos presentó también bajas tasas de carbón, que totalizaron en el conjunto de los 3 niveles identificados (80 cm de profundidad) una antracomasa de 143 mg/kg, siendo el nivel superior (I) el más productivo (tasa de 87,1 mg/kg).

### 3.2 Identificación taxonómica de especies, géneros y familias

El número estándar de identificaciones por nivel de muestreo ha sido 50, si bien no en todos los sondeos el número de fragmentos de carbón recuperados ha alcanzado dicho valor en cada uno de los horizontes diferenciados. En cualquier caso, se ha analizado un total de 1131 muestras de carbón, de las que un 96,2 % han resultado identificaciones válidas (como especie, género, familia o distinción entre Angiosperma/Gimnosperma), y solo un 3,8 % de las muestras han quedado sin identificar (muestras indeterminadas).

En conjunto, y tal y como se recoge en la Tabla 3, se han registrado fragmentos correspondientes a 14 géneros (*Abies*, *Acer*, *Cistus*, *Crataegus*, *Daphne*, *Erica*, *Fraxinus*, *Juniperus*, *Lonicera*, *Pinus*, *Quercus*, *Rosa*, *Salix* y *Taxus*) y otras 3 familias (labiadas, leguminosas y rosáceas), además de un porcentaje variable de fragmentos de los que solo se ha podido discernir su pertenencia a angiospermas o gimnospermas. En solo 2 de los 14 géneros encontrados se ha podido alcanzar el nivel de especie (*P. pinaster* y *T. baccata*). Respecto a la distribución de los taxones identificados entre árboles y especies arbustivas y/o de matorral, se han encontrado evidencias de 7 árboles (géneros *Abies*, *Acer*, *Fraxinus*, *Pinus*, *Quercus* –caduco y perenne– y *Taxus*), mientras que la presencia de leñosas integrantes de las orlas preforestales o de sustitución de los bosques ha supuesto un total de 8 géneros arbustivos y/o de matorral (*Cistus*, *Crataegus*, *Daphne*, *Erica*, *Juniperus*, *Lonicera*, *Rosa* y *Salix*), además de las 3 familias antedichas. En cualquier caso, *Quercus* sp. es el taxón que está presente en un mayor número de sondeos (en todos) y también es el que tiene como promedio un mayor peso porcentual (obviando en este caso el grupo de angiospermas sin identificar). Por el contrario, hay una serie de taxones cuya importancia relativa en la cohorte de identificaciones es muy escasa, sin considerar en este caso su importancia ecológica, que además solo han aparecido en uno o dos de los puntos muestreados, caso de los géneros *Abies*, *Erica*, *Fraxinus*, *Lonicera*, *Rosa*, *Salix* y *Taxus*.

En cuanto a fitodiversidad, los sondeos con mayores tasas de antracomasa presentan un mayor espectro de taxones identificados. Destacan en este sentido los sondeos de Fuenfría Alta, Navacillo 3, Cañada de Enmedio y Puerto de los Valientes, en los que están presentes

respectivamente 14, 11, 11 y 10 especies, géneros o familias (incluyendo los grupos de angiospermas y gimnospermas sin identificar). En el caso de los sondeos de Cañada de Enmedio y Puerto de los Valientes, cabe destacar que han aparecido 5 de los 7 taxones arbóreos identificados para el conjunto de los puntos de muestreo (*Abies*, *Acer*, *Fraxinus*, *Quercus* caduco y *Quercus* perenne en el primer caso, y *Abies*, *Acer*, *Pinus*, *Quercus* caduco y *Taxus* en el segundo). En el otro extremo, los muestreos con menor tasa de carbón son los que, de manera inversa a los casos anteriores, tienen una menor fitodiversidad, destacando Navacillo 2 y Cañada del Cuerno, con solo 7 y 8 especies, géneros o familias presentes respectivamente en ellos.

Dado que las dataciones se han restringido a especies arbóreas, debido al mayor interés de estas a la hora de hacer una primera aproximación a la composición pretérita de los bosques de montaña del área de estudio, a continuación, se detalla su presencia en los diferentes sondeos considerados (véase también Tabla 3). En primer lugar, *Abies* sp. solo está presente en Fuenfría Alta, Cañada de Enmedio y Puerto de los Valientes, siendo testimonial en el primer enclave (1,2 % del total de identificaciones del sondeo), algo más importante en el segundo (6 %) y notable en el último (14 %). *Acer* sp. también está presente en Cañada de Enmedio, además de en Puerto de Lifa y Puerto de los Valientes, aunque con una significación en todos los casos relativamente escasa, representando en concreto un 2, 6,5 y 9,1 % respectivamente. *Fraxinus* sp. solo ha aparecido en Cañada de Enmedio (9,1 %), al igual que *T. baccata* en Puerto de los Valientes (0,3 %) y *P. pinaster* en Fuenfría Alta (1,4 %). Más frecuente ha sido la aparición del género *Pinus* sp., cuyo carbón se ha recuperado en Fuenfría Alta, Navacillo 3 y Puerto de los Valientes, aunque con diferente significación en cada sondeo (15,8, 2,8 y 1,3 % respectivamente). Respecto a *Quercus* sp., es el género arbóreo más frecuente, pues además de aparecer en todos los sondeos, lo hace con relativa significación, siempre por encima del 8 % salvo en Cañada de Enmedio (3,3 %), destacando sobremanera en Fuenfría Alta (43,2 %), Navacillo 2 (25,7 %), Navacillo 3 (25 %) y Puerto de los Valientes (23,9 %). La separación entre *Quercus* sp. caduco y *Quercus* sp. perenne, cuando ha sido posible, ha ofrecido resultados relativamente similares, tanto en cuanto a la presencia de ambos grupos, que es escasa y limitada a no más de 4 y 3 sondeos respectivamente (Navacillo 1, Fuenfría Alta, Cañada de Enmedio y Puerto de los Valientes; y Navacillo 3, Fuenfría Alta y Cañada del Cuerno), como en lo referente a su representatividad relativa, que queda entre el 2 y el 8,6 %; tan solo, como excepción, en el caso de Cañada del Cuerno, la significación porcentual de *Quercus* sp. perenne es destacada, con un 36,2 %.

Tabla 3. Número de identificaciones y representatividad de los taxones (en %) en cada muestreo (en negrita aparecen resaltados los taxones arbóreos)

LOCALIDADES	NÚMERO DE IDENTIFICACIONES POR PUNTO DE SONDEO									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nº de identificaciones	52	101	216	51	200	150	39	200	59	63
TAXONES	REPRESENTATIVIDAD (%) DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS EN CADA MUESTREO									
<i>Abies</i> sp.	0	0	0	0	1,2	14	0	6	0	0
<i>Acer</i> sp.	0	0	0	2	0	6,5	0	9,1	0	0
<i>Cistus</i> sp.	17,3	3	4,6	0	0	0	0	0	5,1	6,3
<i>Crataegus</i> sp.	0	0	0	12	0	0	2,6	0	22	11,1
<i>Daphne</i> sp.	1,9	2	3,2	4	0	0	25,6	0	3,4	9,5
<i>Erica</i> sp.	0	0	0	0	2,7	0	0	0	0	0
<i>Fraxinus</i> sp.	0	0	0	0	0	9,1	0	0	0	0
<i>Juniperus</i> sp.	3,8	2	0,5	0	4,9	10	10,3	29,5	8,5	1,5
Labiadas	3,8	1	7,4	4	5,9	0	25,6	5	1,7	7,9
Leguminosas	9,6	0	8,3	8	1,6	0	7,7	0	0	0
<i>Lonicera</i> sp.	0	0	0	4	1,8	0	0	0	0	0
<i>Pinus</i> sp.	0	0	2,8	0	15,8	0	0	1,3	0	0
<i>Pinus pinaster</i>	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	0
<i>Quercus</i> sp.	9,6	25,7	25	18	42,3	3,3	10,3	23,9	8,5	17,5
<i>Quercus</i> sp. (caduco)	3,8	0	0	0	2,6	3,9	0	8,6	0	0
<i>Quercus</i> sp. (perenne)	0	0	1,9	0	3,5	36,2	0	0	0	0
<i>Rosa</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,3
Rosáceas	13,6	0	7,4	18	7,7	7,6	0	0	11,9	7,9
<i>Salix</i> sp.	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0
<i>Sorbus</i> sp.	0	0	0	0	0,9	0	0	0	0	0
<i>Taxus baccata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0
Angiosperma	27	43,6	29,6	30	5,6	7,9	15,4	9,3	37,2	30,3
Gimnosperma	0	2	3,7	0	1,8	1	2,5	4,6	0	0
Indeterminado	9,6	20,7	5,6	0	0,4	0	0	1,7	1,7	1,6
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Fuente: elaboración propia. Localidades: 1. Navacillo 1; 2. Navacillo 2; 3. Navacillo 3; 4. Puerto de Lifa; 5. Fuenfría Alta; 6. Cañada de Enmedio; 7. Cañada del Cuerno; 8. Puerto de los Valientes; 9. Pilonos 1; 10. Pilonos 2

Cabe destacar entre los matorrales la presencia de *Juniperus* sp. y del grupo de labiadas en un total de 9 sondeos, y el importante peso que algunos de los taxones leñosos no arbóreos han tenido en determinados enclaves (sin considerar los grupos diferenciados genéricamente como angiospermas y gimnospermas), como *Cistus* sp. en Navacillo 1 (17,3 %), *Daphne* sp. en Cañada del Cuerno (25,6 %), *Juniperus* sp. en Puerto de los Valientes (29,5 %), el grupo de labiadas en Cañada del Cuerno (25,6 %) y las rosáceas en Puerto de Lifa (18,4 %). Las muestras indeterminadas, presentes en 7 de los 10 sondeos, solo han destacado en Navacillo 2 (20,7 %).

### 3.3 Dataciones radiocarbónicas

Se ha datado carbón de 5 de los 7 taxones arbóreos identificados: géneros *Abies*, *Acer*, *Fraxinus*, *Pinus* y *Quercus* de tipo caduco. En total, han sido 29 los fragmentos sometidos al tratamiento radiocarbónico, correspondientes a tres puntos de sondeo: Fuenfría Alta (7 muestras), Cañada de Enmedio (14) y Puerto de los Valientes (8) (Tabla 4 y Figura 5). De dichas dataciones, 10 han ofrecido cronologías milenarias (antigüedad superior a 1000 años), mientras que las restantes han sido más recientes, destacando numerosas muestras de edades subactuales (400 o menos años). El conjunto de estas dataciones cubre un lapso temporal de cerca de 10 000 años, siendo la muestra más antigua de 9 974 años CAL BP (CAL: edad calibrada; BP: *Before present*), y la más reciente datada entre 1764 y 1939 (fecha calibrada).

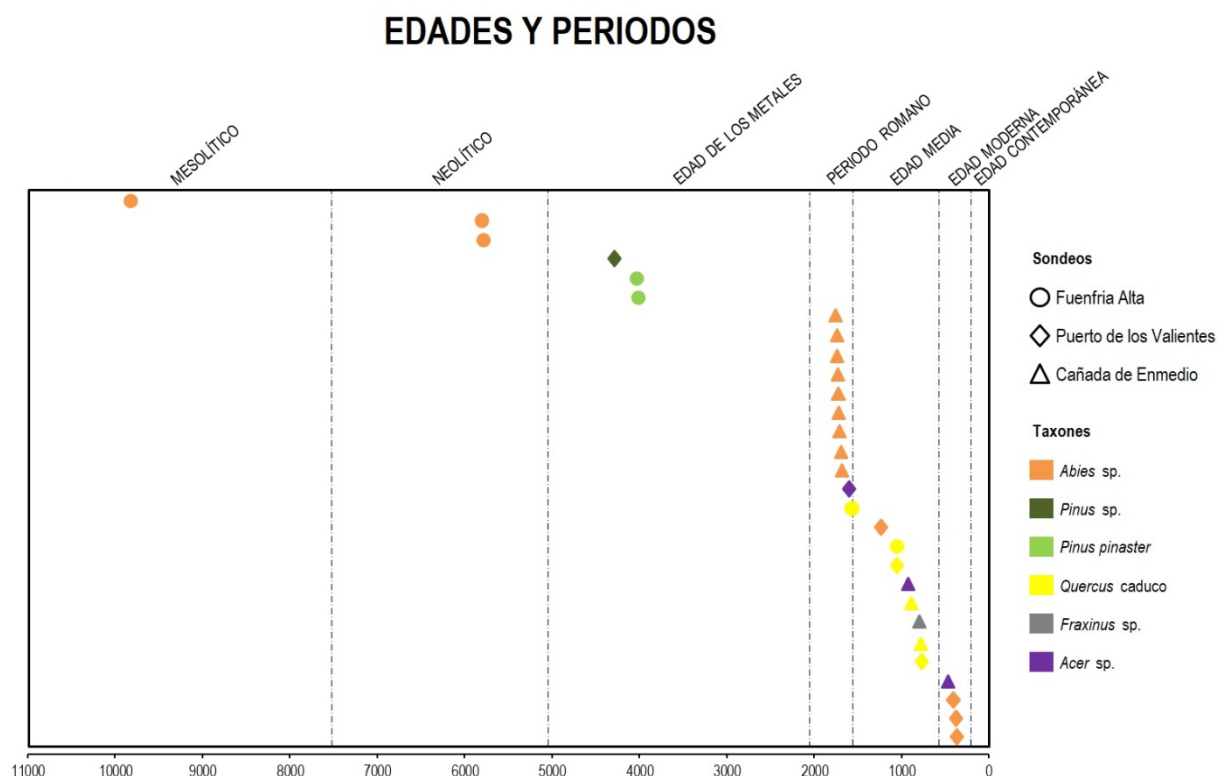
El sondeo de Fuenfría Alta ofrece los resultados de mayor interés dadas sus dataciones milenarias, cubriendo el periodo 9974-1007 años CAL BP. Tres de las dataciones han correspondido a fragmentos de *Abies* sp., con una cronología comprendida entre 9974 y 5677 años CAL BP. De época más reciente han sido los dos fragmentos de *P. pinaster* datados, que se remontan a entre 4160 y 3803 años CAL BP. Las dos restantes dataciones corresponden a *Quercus* sp. de tipo caduco, y en este caso son las más recientes del sondeo, con una cronología de entre 1590 y 1007 años CAL BP.

En Cañada de En medio las cronologías obtenidas de las 14 muestras sometidas a datación radiocarbónica solo han abarcado un intervalo temporal inferior a 1000 años, siendo muchas de las muestras de carácter subactual (con una antigüedad de hasta 400 años aproximadamente). Se ha datado un total de 9 muestras de *Abies* sp., dado el interés que presenta analizar la presencia antigua de abetales en el enclave, pero en todos los casos han ofrecido cronologías recientes, fechadas entre finales del siglo XVII y principios del siglo XX. Las restantes dataciones sí han ofrecido información más relevante, aunque sin exceder los 1000 años de antigüedad. Se ha obtenido la cronología de una muestra de *Fraxinus* sp., con una antigüedad de 857–756 años CAL BP, de dos muestras de *Acer* sp., ofreciendo unas edades de 998 a 568 años CAL BP, y, finalmente, de otros dos fragmentos de *Quercus* sp. de tipo caduco, resultando edades comprendidas entre 979 y 760 años CAL BP.

Finalmente, las 8 muestras datadas en Puerto de los Valientes se corresponden con un lapso temporal de unos 4000 años (4483 a 379 años CAL BP), con una muestra subactual fechada entre el siglo XVII y el XVIII. En concreto, se han analizado cuatro fragmentos de *Abies* sp., de los cuales solo uno ha ofrecido una cronología milenaria (1345–1040 años CAL BP), mientras



Figura 5. Dataciones radiocarbónicas



## 4 Discusión

### 4.1 Nueva información paleoecológica del Parque Natural Sierra de las Nieves

En el sur de España, y en las montañas béticas en particular, la información sobre la composición de los bosques de montaña en el pasado es notablemente deficiente, tal y como apuntan, por diversas causas, autores como López y López (1994) y Olmedo-Cobo et al. (2017, 2019a). Hasta la fecha, el estudio de los pólenes había sido la principal fuente de procedencia de prácticamente todas las investigaciones que analizan o se relacionan con esta cuestión; Carrión (2012) recoge buena parte de los análisis palinológicos efectuados, entre otros, en diferentes enclaves béticos, resultantes de muy diversos ambientes (turberas, cuevas, lagunas, yacimientos arqueológicos). En este contexto, solo unos pocos registros polínicos como, por ejemplo, los derivados de las sucesivas prospecciones en las turberas de la laguna de Padul, en Sierra Nevada, aportan información detallada que permite conocer con relativa exactitud la composición florística y las formaciones vegetales dominantes en el extremo suroeste de Sierra Nevada y en la parte más oriental de la depresión de Granada en la fase final del Pleistoceno, ofreciendo así fundamentos para explicar el paisaje vegetal pretérito.



En el caso del Parque Natural Sierra de las Nieves, hay una práctica total ausencia de estudios paleoecológicos que indaguen en el pasado biogeográfico de este territorio. Este tipo de información resulta de gran valor a la hora de gestionar ecosistemas tan amenazados frente al cambio global como los abetales andaluces o los quejigales de montaña, y no solo por la posibilidad que ofrece de reconstruir los ambientes forestales del pasado, sino también porque permite estudiar en determinados casos la dinámica temporal de estos en distintas fases paleohistóricas, precisando la naturaleza de las principales perturbaciones (climáticas y/o antrópicas) acaecidas (Costa et al., 2005; Alcalde, 2006). Esta situación provoca, por ejemplo, que el conocimiento paleoecológico a lo largo de los últimos 10 000 años de una de las formaciones más amenazadas en este territorio, como son los abetales de *A. pinsapo*, considerados bosques climáticos relictos terciarios (Arista, 1995; Linares et al., 2011; Alba-Sánchez & López-Sáez, 2013), haya sido una cuestión hasta hace muy poco aún por abordar. De hecho, más allá de los resultados de estudios polínicos regionales, que han permitido esa consideración paleoendémica consensuada por los científicos, solo en los últimos años —desde 2016— se han empezado a desvelar algunas de las claves que explican su estado y distribución actuales.

En primer lugar, la aplicación de la palinología en el espacio protegido se limita a la reciente aportación de Alba-Sánchez et al. (2019) a partir del sondeo efectuado en pastizales higrófilos en la Cañada de las Ánimas (1403 m.s.n.m.), que permite conocer la evolución de *A. pinsapo* en este territorio y en su entorno en los últimos 1000 años aproximadamente. Unos resultados que apuntan a que los abetales, tras una fase inicial de gran estabilidad durante el período islámico, sufrieron una importante degradación en los inicios de la época cristiana (finales del siglo XV y principios del XVI), mientras que la Era Moderna (entre mediados del siglo XVI e inicios del siglo XIX) marcó el inicio de la gestión del bosque con ciclos de deforestación-conservación relacionados con el aprovechamiento del pinsapo para la industria naval. Finalmente, los últimos dos siglos parece que quedan definitivamente marcados por una progresiva reducción del abetal que desemboca en el momento actual, en el que la extensión del abetal como bosque en su área de distribución se limita a unas 1250 hectáreas (Guzmán et al., 2012), considerando en este caso una parcial e incipiente recuperación forestal acaecida desde mediados del siglo XX.

En cuanto a los análisis pedoantracológicos se refiere, hay que considerar los llevados a cabo en determinados macizos béticos en los últimos años, siendo la aplicación de esta metodología algo también muy reciente —prácticamente inédito— para el conjunto de la Cordillera. En concreto, se

ha prospectado en diferentes zonas de montaña de la Serranía de Ronda con el objeto de profundizar en el conocimiento paleobiogeográfico de las principales especies forestales orófilas –entre otras– a lo largo del Holoceno (Gómez-Zotano & Olmedo-Cobo, 2020). Su implementación, como era de esperar, comienza a desvelar interesantes pautas paleoecológicas, hasta ahora desconocidas, del propio pinsapo o de otras coníferas, caso de *P. pinaster*. En el caso de los abetales, son varias las paleolocalidades que se han encontrado a partir del hallazgo de carbón de *Abies* sp. en enclaves en los que la especie no está presente en la actualidad. Todos ellos se sitúan en la periferia montañosa de la Sierra de las Nieves, como son la Sierra de la Palmitera (Gómez-Zotano et al., 2017; Olmedo-Cobo et al., 2017) y la Sierra de Jarastepar (Pardo-Martínez et al., 2021, en prensa), a las que se suman los resultados que se presentan en este trabajo en el paraje de la Fuenfría Alta, que constituye una nueva paleolocalidad de Sierra Bermeja incluida en el Parque Natural Sierra de las Nieves. Respecto a *P. pinaster*, la aplicación de este método ha permitido comprobar el carácter autóctono de la especie sobre los suelos tóxicos desarrollados en las rocas ultramáficas de Sierra Bermeja (Olmedo-Cobo et al., 2019a); además, queda demostrada la existencia de una dinámica entre pinares resineros y abetales en dicho macizo determinante de cambios en el nivel altitudinal del ecotono entre ambas formaciones (Olmedo-Cobo et al., 2019b). Todo lo anterior ha permitido concluir que las coníferas espontáneas han tenido un papel ecológico principal en el territorio bermejense durante buena parte del Holoceno.

Junto a los abetales y pinares resineros, otra de las formaciones forestales orófilas de mayor singularidad presente en la Sierra de las Nieves por su excepcionalidad ecológica son los quejigales de montaña de *Q. alpestris*, cuyo hábitat restringido se limita a determinados enclaves elevados de las altas montañas calizas subbéticas occidentales (además de en la Sierra de las Nieves, en la Sierra de Tolox). Se trata de bosques en clara regresión, catalogados en peligro de extinción, ya que sus poblaciones presentan un 90 % de individuos adultos y senescentes, y una escasa supervivencia de plántulas, a lo que hay que añadir el hecho de que su hábitat está fuertemente alterado por procesos erosivos y sometido a una gran presión ganadera (Bañares et al., 2011). De esta especie, hasta la fecha no se tenía información veraz de carácter paleoendémico en este territorio, por lo que los resultados de las dataciones que se presentan en esta investigación a partir del análisis de los carbones del suelo constituyen la primera aportación en este sentido, lo cual sin duda deber ser aprovechado para implementar las posibilidades de esta metodología de cara a conseguir una gestión adaptativa del quejigo de montaña frente a las amenazas presentes y futuras que comprometen su conservación.

Respecto a la antracomasa encontrada, y a pesar de que el fuego se considera como uno de los principales factores modeladores del paisaje vegetal en el Mediterráneo (Mouillot et al., 2003; Bond & Keeley, 2005; Ajbilou et al., 2006; Gil-Romera et al., 2008; Tinner et al., 2016), las cantidades de carbón encontradas en los sondeos llevados a cabo en el Parque Natural son, en general, escasas —en algunos casos, se podrían considerar ínfimas—. De hecho, el valor máximo de antracomasa por nivel de muestreo que se ha encontrado ha sido de 473,8 mg/kg en el nivel III de Cañada de Enmedio, siendo este sondeo el que ha entregado una tasa total más elevada, ligeramente superior a 1000 mg/kg en el conjunto de los 3 horizontes identificados (45 cm). Mención aparte merecen las tasas de carbón encontradas en los sondeos de Navacillo 1 y 2, Puerto de Lifa y Cañada del Cuerno, todos ellos por debajo de 50 mg/kg, valor que se puede considerar extremadamente bajo.

En este sentido, los valores obtenidos son, en general, netamente inferiores a los encontrados en otros enclaves cercanos, en particular si se comparan con Sierra Bermeja, donde se han alcanzado antracomosas localmente superiores a 100 000 mg/kg por sondeo en Sierra Palmitera (Gómez-Zotano et al., 2017; Olmedo-Cobo et al., 2017), o con Los Reales de Sierra Bermeja, con valores superiores a 2000 mg/kg por sondeo (Olmedo-Cobo et al., 2019a). En ambos casos, se trata de enclaves con predominio de suelos serpentiniticos desarrollados sobre peridotitas. Por el contrario, en otros análisis efectuados sobre suelos desarrollados en calizas subbéticas de la Serranía de Ronda, la cantidad de carbón que ha sido posible recuperar mediante esta metodología de trabajo ha sido, de manera general, más bien pequeña, tal y como atestiguan, además de los resultados que aquí se presentan, los sondeos efectuados en las sierras de Jarastepar, del Pinar y de los Pinos. (Pardo-Martínez et al., 2021, en prensa), en los que los valores máximos de antracomosas por sondeo no superaron los 200 mg/kg. Parece, por tanto, que, más allá de la aleatoriedad inevitable en el hallazgo de fragmentos de carbón en los enclaves sondeados, los suelos carbonatados asociados a las calizas subbéticas, especialmente aquellos tipo *terra rossa*, tienen escasa capacidad para retener y/o conservar el carbón, en particular en áreas con pendientes acusadas (Pardo-Martínez et al., 2021, en prensa), lo que también parece que se ha detectado en la Cordillera Cantábrica (Beato-Bergua et al., 2019).

Las bajas tasas de antracomosas en los enclaves sondeados también podría apuntar a la existencia de otros factores con un papel tan o más decisivo que el fuego en la configuración pretérita del paisaje vegetal en los enclaves más elevados de la Sierra de las Nieves como, por ejemplo, la ganadería abusiva o las talas incontroladas (Bauer, 2003; Gómez-Zotano & Olmedo-Cobo, 2020; Vargas, 2020). Asimismo, la localización de algunos de los puntos de sondeo en

enclaves cimeros o en su entorno inmediato también permite pensar que dichos puntos han sido menos afectados históricamente por el fuego que otros sectores de medianías y basales, al margen de que se trate de episodios naturales o de incendios con origen antrópico, estos últimos tradicionalmente asociados al carboneo doméstico o industrial (Gómez-Zotano, 2006; Vargas, 2020).

#### **4.2 Primeros datos acerca de la dinámica y composición florística de los bosques holocenos en el Parque Natural Sierra de las Nieves**

A pesar de la relativa escasez de carbón encontrado en general, la información obtenida de las dataciones efectuadas permite un inicial conocimiento acerca de la composición florística de los bosques de la Sierra de las Nieves en determinados momentos del Holoceno. El sondeo de Fuenfría Alta es el que ofrece una información más trascendente por el hallazgo de fragmentos de *Abies* sp. (intensidad de la señal del 1,2 %), con una antigüedad de entre 9974 y 5727 años CAL BP (3 dataciones), lo que permite identificar este lugar como una antigua localidad de *A. pinsapo* en la Serranía de Ronda dada la ausencia de la especie en la actualidad. Una nueva paleolocalidad de abetal que se suma a las recientemente dadas a conocer por Gómez Zotano et al. (2017) y Olmedo-Cobo et al. (2017, 2019ab) en la Sierra de la Palmitera y Pardo-Martínez et al. (2021, en prensa) en la Sierra de Jarastepar, y que supone encontrar la conectividad pretérita entre los pinsapares extintos de Sierra Bermeja y los que aún se conservan en la Sierra de las Nieves (Gómez Zotano et al., 2020). Conviene aclarar que, aunque la identificación de las muestras de *Abies* no permite alcanzar el nivel de especie, estas podrían corresponder al abeto andaluz dada su actual área de distribución.

Junto a las evidencias de *Abies*, la presencia segura de *P. pinaster* (1,4 %) hace unos 4000 años (2 dataciones) permite suponer, considerando lo establecido por Olmedo-Cobo et al. (2019ab) para la limítrofe Sierra Bermeja, que el pinar resinero pudo expandirse desde esta hasta colonizar determinadas secciones perimetrales del actual dominio del abetal. Ello apuntaría, tal y como señalan estos autores para el macizo bermejense, a la posibilidad de que la desaparición del abetal en Fuenfría Alta se produjese hace entre 5000 y 4000 años coincidiendo con una fase climática más seca y cálida a partir de hace unos 4500–4000 años en el Mediterráneo Occidental (Jalut et al., 2000); la alternancia entre pulsos de aridez y fases húmedas y frías es un hecho comprobado a lo largo del Holoceno medio e inicial en la región Mediterránea, tal y como demuestran los análisis polínicos y los niveles lacustres, que además evidencian un rápido desarrollo del clima mediterráneo en los últimos milenios (Jalut et al., 2000; Cheddadi et al.,

1998). Es evidente, además, que el predominio de bosques de coníferas mejor adaptados a condiciones más secas, como los pinares resineros, y la facilidad de ignición de la especie, también pudo favorecer la expansión e intensidad de los incendios, contribuyendo aún más si cabe al retraimiento de los abetales en un periodo de creciente aridez tras la acusada fase húmeda del Óptimo Atlántico que tuvo lugar hace unos 8000–6000 años (Reed *et al.*, 2001). En este sentido, Gómez-Zotano *et al.* (2017) y Olmedo-Cobo *et al.* (2017), a partir del análisis del carbón en la cercana Sierra de la Palmitera, señalan que algo similar pudo acontecer con anterioridad, hace unos 10 000-9000 años, lo que previsiblemente estaría relacionado con el máximo térmico –y seco hasta hace 9500 años– en el entorno del Mar de Alborán (Cacho *et al.*, 2001; Jalut *et al.*, 2000).

Por otra parte, la presencia *in situ* de *P. pinaster* demuestra, asimismo, que esta conífera es espontánea y ha crecido históricamente de manera natural dentro del espacio protegido, a pesar de que las formaciones arboladas actuales de esta especie son fruto de repoblaciones en la mayor parte de los casos.

La tercera especie que se ha datado pertenece a un taxón caduco sin identificar del género *Quercus* (señal de 2,6 %), y presenta una antigüedad de 1590–1007 años CAL BP (2 dataciones). Bien es cierto que no es posible establecer si las muestras identificadas pertenecen a *Q. faginea/alpestris* dada la presencia de ambas especies en la Sierra de las Nieves, o incluso a *Q. pyrenaica*, presente de manera relictiva y exclusiva en otros afloramientos de gneis en la periferia del macizo. En cualquier caso, la identificación de *Quercus* caduco permite asegurar la presencia relativamente reciente de caducifolios en este lugar, lo que no necesariamente significa el desarrollo de un bosque como tal. Además, cabe la posibilidad de la existencia en el pasado de un bosque mixto de quercíneas con coníferas (en principio *P. pinaster*). No es menos cierto que la fuerza de la señal de *Quercus* sp. (43 %) y la ausencia de dataciones de este grupo introduce notables incógnitas acerca de la posible configuración de bosques de planifolios (quejigares, encinares o robledales) en el pasado en esta localidad, y de la potencial configuración de formaciones arboladas mixtas *Pinus-Quercus*.

En cualquier caso, las particulares condiciones edáficas de este enclave, donde el suelo, profundo, adquiere un matiz ácido al formarse sobre gneis, pero también microclimáticas (ladera orientada a noroeste, pero a su vez afectada por los nublados de estancamiento asociados al levante), ofrecen un escenario favorable a los caducifolios, que pudieron prevalecer en épocas más húmedas sobre las coníferas. Más aún si se considera que, junto a la presencia

de *Quercus caduco*, se han identificado algunos fragmentos de *Sorbus* –señal muy débil, del 0,9 %–, género que, al igual que el anterior, está ausente en la actualidad en la zona de muestreo. Además, la presencia actual de *Pteridium aquilinum* y del geófito *Narcissus bugei* demuestra que las condiciones ecológicas son propicias para el desarrollo de caducos en mayor medida que para las coníferas, lo cual permite suponer que también fue así en el pasado durante fases climáticas más húmedas. Finalmente, otros géneros que han formado parte de la orla florística acompañante o de sustitución de los bosques en este enclave en el pasado, sin que en este caso se pueda argumentar nada acerca de su presencia cronológica más allá de su comprobada ausencia en la actualidad, son *Lonicera* (1,8 %), *Erica* (2,7 %) y *Juniperus* (4,9 %), junto a otros taxones no identificados pertenecientes a las familias de las rosáceas (7,7 %), labiadas (5,9 %) y leguminosas (1,6 %).

Considerando la inexistencia de otros bioindicadores, y de acuerdo con Pérez-Latorre et al. (2000) y Gómez-Zotano (2006), se puede establecer que la vegetación potencial actual corresponde a la serie de los robledales rondeños mesomediterráneos silicícolas, *Luzulo baeticae-Quercetum pyrenaicae*, formaciones de roble melojo monoespecíficas restringidas a zonas de ladera y cumbre por encima de 800 metros de altitud en el piso mesomediterráneo húmedo a hiperhúmedo. Este hecho reforzaría en este caso la probabilidad de que, al menos, algunos de los fragmentos identificados como *Quercus caduco* proviniesen de antiguos robledales asentados en Fuenfría Alta hace entre 1000 y 1500 años. En este sentido, la cohorte florística que integra la orla de los actuales robledales está compuesta por especies, entre otras, como *Arbutus unedo*, *Erica arborea* o *Rubus ulmifolius*, que encajan perfectamente en los taxones identificados mediante el análisis de los carbones (ericáceas las dos primeras y rosácea la tercera).

Por tanto, es asumible que el paraje de la Fuenfría Alta haya actuado en distintos momentos del Holoceno a modo de ecotono entre los pinares resineros-abetales, presentes en la Sierra de la Palmitera durante buena parte de los últimos 10 000 años (Olmedo-Cobo et al., 2019ab), y los bosques caducos de *Quercus* (probablemente robledales), cuya dominancia se habría producido en función de la alternancia entre ciclos húmedos y secos, y fríos y cálidos.

Del muestreo del Puerto de los Valientes se han datado 8 fragmentos de carbón, 4 de los cuales pertenecen a *Abies* sp. (señal del 6 %), habiéndose obtenido cronologías que demuestran su presencia en este enclave en época reciente y subactual (hace entre 1300 y 380 años). Dicho periodo se considera dentro de una fase climática que se caracteriza por una tendencia inicial a



una creciente aridez (Jalut et al., 2000), con una posterior recuperación que da paso al denominado Óptimo Climático Medieval entre 950 y 1250, que en España resultó cálido y húmedo, aunque con altibajos (Font-Tullot, 1988); al mismo siguió un nuevo periodo frío y en general seco, correspondiente a la Pequeña Edad del Hielo, que en la Península se acusó fundamentalmente entre los siglos XVI y XVIII (Alberola, 2014). Considerando lo anterior, y que en este enclave hoy día solo se encuentran pies aislados de *Abies*, concentrándose el abetal en cañadas inferiores más húmedas y resguardadas, se puede inferir que siglos atrás la densidad del arbolado fue mayor, en particular al principio del periodo y durante la fase más húmeda medieval. Por tanto, es posible que en el pasado predominasen en determinados momentos bosques de mediana densidad o bien matorrales orófilos arbolados en grado variable en este tipo de enclaves cimeros y netamente más expuestos que las laderas inferiores. La edad de las muestras más recientes, que se remonta a hace unos 570–380 años, permite argumentar además un aumento en la recurrencia de los incendios forestales con la conquista castellana de Al-Ándalus, lo que concuerda con las conclusiones que se pueden extraer del único análisis polínico de referencia (Alba-Sánchez et al., 2018), que refleja que los siglos de transición entre la época medieval y el Renacimiento fueron los que supusieron un mayor retroceso general de los bosques de la Sierra de las Nieves. Asimismo, el supuesto endurecimiento de las condiciones ambientales durante la Pequeña Edad del Hielo también pudo provocar una mayor presión sobre el medio que, de ser así, habría contribuido igualmente a la merma creciente de los abetales en este enclave.

Del mismo modo hay que entender la cronología obtenida de la muestra de *Acer* sp. sometida a datación (señal del género 9,1 %), con una antigüedad fechada entre 1602 y 1791. Este taxón, al igual que el pinsapo y otros encontrados en el registro de carbón, de los que no se ha podido efectuar dataciones a pesar de su interés, como por ejemplo *T. baccata* (0,3 %), se halla presente de manera dispersa y relictual en el entorno de la localidad. Es decir, se podría entender que, dentro de la antedicha mayor densidad que pudo tener el arbolado con anterioridad al Medieval y al Renacimiento, en este caso también los arces pudieron tener más relevancia en el paisaje vegetal pretérito (presumiblemente igual que tejos, serbales.), siendo muy castigados en los últimos siglos dentro del proceso general de deforestación al que se vio sometido el macizo.

Respecto a las dataciones efectuadas de *Quercus* sp. caduco (2 fragmentos), han entregado una antigüedad de entre 1124 y 621 años CAL BP. Se trata de muestras que en principio hay que asignar a *Q. alpestris* ya que, más allá de las condiciones desfavorables para encinas o coscojas

reinantes en este enclave presumiblemente desde miles de años, lo añosos que son la mayoría de los ejemplares que se conservan en la actualidad en este entorno apuntan a bosques muy antiguos cuyo esplendor pasado seguramente fue mucho mayor. Por tanto, es posible afirmar sin duda que el quejigal de montaña ha estado presente aquí durante, al menos, los últimos 1000 años, y seguramente con una importancia superior al abetal durante esta fase final del Holoceno dada la significación de la señal del grupo *Quercus* sp. (23,9 %) (que cabe asignar al grupo de los caducos debido a la ausencia en el registro de carbón de *Quercus perenne*, tal y como sucede en el actual paisaje vegetal).

Considerando las presencias analizadas anteriormente, *Abies*, *Acer* y *Quercus* caduco, y sus cronologías, parece verosímil la posible existencia en el pasado de franjas de bosque mixto de quejigal-abetal con otros caducos en la transición entre la franja forestal superior y la cumbre del Torrecilla, florestas hoy día prácticamente irreconocibles debido a la alteración a la que se han visto sometidos sus hábitats.

Por último, aunque no menos importante, el hallazgo de un fragmento de carbón de *Pinus* sp. (señal de 1,3 %) permite plantear la hipótesis de la posible presencia de otra conífera de montaña –además del pinsapo– como integrante de orla vegetal forestal de este enclave en el pasado. En este caso, aunque no ha sido posible alcanzar la identificación del fragmento como especie, dadas las condiciones ecológicas del lugar la probabilidad de que dicho taxón pertenezca al grupo *nigra/sylvestris* es más elevada que la consideración de otros taxones (por ejemplo, *P. pinaster* o *P. halepensis*). Estos posibles pinares de montaña conformarían una clímax vegetal de manera conjunta con los sabinars rastreros, presentes en la actualidad en este sector de la Sierra de las Nieves a partir de unos 1700 m s. n. m., aunque únicamente arbolados con abetos dispersos. Esta hipótesis supondría que el dominio actual de sabinar rastrero en los sectores más elevados de la Sierra de las Nieves (esencialmente en el Pico Torrecilla) pudo presentar en el pasado como acompañantes coníferas dispersas del género *Pinus* y no solo *Abies*. Así lo apunta la presencia actual de taxones de óptimo oromediterráneo, como *Daphne oleoides* o *J. hemisphaerica*, bioindicadores potenciales de los pinares supra-oromediterráneos béticos (formaciones de *P. nigra* y *sylvestris*). Es decir, de este hallazgo se infiere que el límite forestal de este sector cacuminal de la Sierra de las Nieves pudo estar integrado por un cinturón de *Pinus*, tal y como sucede en otros macizos subbéticos, como es el caso de Sierra Mágina, en cuyo tercio superior –a partir de 1700 m s. n. m.– aparecen localmente pinares residuales de *P. nigra*, en un entorno donde domina el sabinar rastrero con o sin pino salgareño; o la presencia relictas de *P. nigra* en macizos prelitorales de la Cordillera, como en la Sierra de

Almijara, en las mismas condiciones altitudinales que las de Puerto de los Valientes, lo que añade mayor verosimilitud a la anterior hipótesis. Por no citar los pinares de montaña de las más continentales y frías sierras de Baza, Castril, Cazorla y Segura. Además, la importante señal de *Juniperus* sp. encontrada en el registro de carbón en este sondeo (29,5%) asegura una importancia notable del dominio del sabinar rastrero de montaña en el pasado. En este caso, por cuestiones edáficas, es lógico pensar en la dominancia pretérita de *J. sabina* frente a *J. hemisphaerica*, tal y como sucede en el presente, siendo muy poco probable la aparición siglos o milenios atrás de *J. oxycedrus* o *J. phoenicea* a estas altitudes. Por tanto, parece plausible pensar que este lugar ha sido en el pasado un ecotono entre distintas teselas de bosque en su extensión fínicola altitudinal, que habrían dejado paso a formaciones rastreras de *Juniperus*, en las que la densidad del arbolado y el tipo predominante dependería de factores mesológicos locales (suelo, orientación, afección antrópica, capacidad de regeneración de la vegetación post-incendio.) y de los altibajos climáticos desarrollados a lo largo del Holoceno.

Finalmente, del sondeo de Cañada de Enmedio se han datado 14 fragmentos, sin que ninguno de ellos haya presentado una antigüedad mayor a 1000 años. De hecho, las 9 muestras de *Abies* sp. seleccionadas han resultado subactuales (en torno a 300 años o menos) —con una señal del género del 14 %—, lo que atestigua la importancia que el fuego ha tenido en esta localidad en época reciente y permite valorar en su justa medida el abetal maduro existente aquí. En efecto, en esta localidad se conserva un abetal con árboles muy añosos —aunque la cohorte de edades es muy diversa y existe una notable regeneración del pinsapo con plántulas y arbolillos jóvenes—, que seguramente sean coetáneos de los ejemplares hasta ahora más antiguos identificados en la Sierra de las Nieves, con más de 300 años en el caso de la Cañada del Cuerno (Génova, 2013). Por ello, se puede atribuir a este bosque húmedo de coníferas un papel de nicho ecológico que ha podido amortiguar la intensidad de los incendios forestales, contribuyendo a su propia conservación tanto frente al propio fuego como en relación a unas condiciones climáticas recientes desfavorables para la regeneración de *A. pinsapo* tras el paso de las llamas (López, 2013) y, por tanto, benévolas para la intrusión de otras especies forestales.

La presencia actual de otros taxones acordes a las referidas condiciones de bosque húmedo, como *Q. faginea*, *Acer* sp. y *Fraxinus* sp., aconsejó la selección de varias muestras de carbón de estos géneros para su datación con el objeto de comprobar su importancia pretérita en el abetal. En este caso, las cronologías, correspondientes a dos fragmentos de *Acer* (señal de 6,5 %), a otras dos dataciones de *Quercus* caduco (3,9 %) y a una muestra de *Fraxinus* (9,1 %), tienen una antigüedad de entre 1000 y 500 años. Por un lado, solo el hecho de haber encontrado

fragmentos de dichos taxones ya apunta, dada su escasísima significación actual, a una mayor presencia en el pasado de estos caducifolios en el seno del abetal. Precisamente, este hecho de nuevo hay que relacionarlo con la intensidad en la deforestación que sufrió el macizo durante la etapa final del Medioevo y el Renacimiento (Alba-Sánchez et al., 2018). Además, y aunque no se dispone de dataciones, la notable presencia de *Quercus* sp. perenne en este sondeo —señal del 36,2%— indicaría que la encina probablemente estuvo presente en este lugar en siglos pasados; aunque es difícil establecer su importancia relativa respecto al abetal, es presumible asumir el desarrollo de encinares (o, al menos, bosques mixtos de abetos y encinas) durante las fases más secas del Holoceno final y, dentro de estas, en particular a raíz de incendios que mermasen la importancia del abetal con caducos.

Por último, la presencia de rosáceas en el registro del carbón (señal de 7,6 %) concuerda con varias de las especies caduco-espinosas arbustivas que son acompañantes comunes del abetal en el punto de sondeo, como por ejemplo *C. monogyna*. Del resto de taxones presentes en la actualidad en el lugar del sondeo, no se ha encontrado señal alguna, y sí de otros ausentes hoy día, como *Juniperus* sp. (10 %). En este caso, esta presencia se puede interpretar como una respuesta de la vegetación en el pasado a condiciones más frías y/o secas considerando las especies que, dentro de este género, es plausible que acompañasen a abetales, quejigales o encinares pretéritos en este lugar (*J. sabina*, *J. phoenicea* o *J. oxycedrus*). Considerando la modesta altitud del enclave, los sabinares morunos o los enebrales comunes pudieron tener un protagonismo en el pasado difícilmente otorgable a los sabinares rastreros, en particular en aquellos momentos en los que —como antes se apuntaba— los encinares pudieron tener un protagonismo notable.

#### **4.3 La Sierra de las Nieves frente al cambio global: importancia de los resultados para la gestión de especies y comunidades amenazadas**

Los resultados obtenidos apuntan a que el territorio del Parque Natural Sierra de las Nieves comparte las dinámicas ambientales que en los últimos miles de años han afectado a la Cuenca Mediterránea. En efecto, la localización de la Sierra de las Nieves en la Cordillera Bética, y de ésta en el extremo occidental del Mediterráneo, ha determinado que sus bosques hayan experimentado drásticos cambios a lo largo de su historia: desde la extinción de las formaciones tropicales y lauroides tras la “mediterraneización” del clima y la crisis de aridez Messiniense, hasta la “alpinización” de las sierras más elevadas, la “atlantización” de las costas occidentales y la creación de refugios cálidos litorales a raíz de las sucesivas glaciaciones cuaternarias (Blanca

et al., 1999; Médail & Diadema, 2009). El retroceso definitivo de los hielos, hace unos 12 000 años, la drástica subida de las temperaturas que se produjo y, en muchos casos, la desecación ambiental, permitieron la conformación definitiva del macrobioclima Mediterráneo, lo que indujo a condiciones más favorables para la vegetación de tipo esclerófilo. Este proceso permitió, a su vez, que las zonas más elevadas, donde se conservaban condiciones más frías y húmedas que las de su entorno, se convirtieran en refugios biogeográficos y de flora. En el caso de la Bética, al igual que en otras cordilleras perimediterráneas meridionales, como el Rif o el Atlas, es la altitud el factor que proporcionaría un microambiente idóneo para albergar determinados bosques orófilos cuya distribución pretérita fue más extensa (Arroyo et al., 2004; Hampe y Jump, 2011; Abel-Schaad et al., 2014, 2018; Cheddadi et al., 2017). De este modo, tras el Tardiglaciario, y a lo largo del Holoceno, los paisajes de alta montaña han experimentado importantes transformaciones en un contexto de cambio global permanente, donde la variabilidad climática, los procesos paleoecológicos y la creciente actividad humana han jugado un papel definitorio en los últimos 15 000 años (Cunill et al., 2012). En el caso de la Sierra de las Nieves, los procesos de índole antrópica, sobre todo desde la Edad Media, centrados en la agricultura, la ganadería, la construcción naval y la siderurgia (Bauer, 2003; Gómez-Zotano & Olmedo-Cobo, 2020), han tenido como resultado una neta regresión de los bosques.

Aceptado es, en el escenario presente de cambio global, que la región Mediterránea se considera uno de los territorios que ya está experimentado plenamente nuevas y desconocidas dinámicas de origen antropogénico (Giorgi, 2006). Dentro de esta, serán los macizos montañosos de su parte occidental los que se espera que sufran una mayor disminución de la humedad en las próximas décadas (Nogués-Bravo et al., 2008); en este sentido, la comprobada tendencia hacia condiciones climáticas más cálidas y secas previstas para el conjunto del territorio ibérico (Giralt et al., 2017), así como las proyecciones futuras (Amblar et al., 2017), comprometen la viabilidad de abetales y quejigales en la Sierra de las Nieves, en particular considerando que estos bosques ya están presentando síntomas de declive, mermas en su crecimiento y reducciones en su área potencial de distribución (Linares et al., 2009; Gutiérrez-Hernández, 2018). Además, serán los sectores orófilos en los que se refugian estas formaciones los que se estima que se verán más afectados en términos de pérdida de biodiversidad debido a la imposibilidad de migración en altitud para las especies que ahí se desarrollan (Quézel & Médail, 2003; Huber et al., 2006; Cheddadi et al., 2017).

Por tanto, la Sierra de las Nieves, en función de sus características micro y mesoclimáticas, diferentes a las del resto del área circundante, ha resultado ser un territorio estratégico desde el

punto de vista biogeográfico para la conservación de determinadas especies supervivientes de los eventos post-glaciación. Es decir, se puede considerar que el macizo presenta las características propias de un refugio de flora, que en parte suponen facilitar la supervivencia de este tipo de biotas bajo escenarios climáticos cambiantes desde centurias a milenios (Keppel et al., 2012). Ante el peligro de que este rol pueda desaparecer en un futuro cercano, considerando el escenario actual de crisis climática, su identificación como tal es esencial para analizar su potencial función para salvaguardar la diversidad biológica (Hannah et al., 2014). La Sierra de las Nieves formaría parte de esta manera de un conjunto de refugios pequeños presentes en toda la Serranía de Ronda en particular y en la cuenca del Mediterráneo en general (Petit et al., 2003; Médail & Diadema, 2009). Estos enclaves son denominados refugios crípticos del sur, y son particularmente importantes durante los períodos de clima cálido para especies que no toleran las altas temperaturas, caso de *A. pinsapo* o *Q. alpestris*.

Este papel de la Sierra de las Nieves como refugio de flora a lo largo del Holoceno queda demostrado con los resultados que se presentan en esta investigación a partir del análisis pedoantracológico, en particular para determinadas especies, como el pinsapo y el quejigo de montaña, pero también para otras como tejos, arces, fresnos, serbales y pinos de montaña, cuya sutil presencia en el registro de carbón apunta a una significación mayor en el pasado tras los altibajos climáticos que sucedieron al Tardiglaciario. Del mismo modo, parece evidente que la tendencia en los últimos milenios ha sido hacia una progresiva merma de la significación espacial de los bosques que ocupan el tercio superior del macizo, caso particular de abetales y quejigales, tanto por cuestiones antrópicas como por el paulatino calentamiento del clima.

La información colectada puede ser implementada para el desarrollo de experiencias de gestión adaptativa con el objeto de planificar la conservación de los taxones en peligro que integran los antedichos bosques amenazados, lo cual debe emanar ineludiblemente de la colaboración estrecha entre gestores y científicos (Herrero & Zavala, 2015). Esto es particularmente trascendente para la conservación de los abetales de *A. pinsapo*, dado que forman parte del grupo de coníferas mediterráneas de montaña para las cuales los modelos predicen reducciones de su área actual de distribución de hasta el 90 % considerando los escenarios más pesimistas para 2080 (Benito-Garzón et al., 2008). Asimismo, los resultados aquí presentados deben ser empleados como una valiosa herramienta para desarrollar una estrategia adecuada para la protección/regeneración de las condiciones ecológicas de los hábitats que soportan los bosques de montaña analizados. Igualmente, el diseño de un plan de recuperación de aquellas especies que, tras los datos paleoecológicos obtenidos, se considere viable su reforestación

debe ser tenido en consideración, habida cuenta que en éste y en otros macizos cercanos, con similar problemática, caso de Sierra Bermeja, las distintas acciones de restauración y regeneración de los ecosistemas más amenazados han estado basadas hasta la fecha en fuentes históricas, estudios de los hábitats actuales y modelizaciones de distribución de especies no exentos de imprecisiones e incertidumbres (Gómez-Zotano et al., 2020). Con todas estas potenciales medidas de gestión adaptativa se lograría, además, la mejora de la conectividad entre estos bosques de montaña de distribución disyunta en la zona occidental de la Bética, en particular de los abetales, para los que se ha comprobado recientemente que, si bien sus poblaciones presentan valores relativamente altos de diversidad genética, la distancia genética entre estas es escasa (Cobo-Simón et al., 2020), lo que indicaría que las masas boscosas actuales proceden de un bosque más o menos continuo existente a principios del Holoceno.

## 5 Conclusiones

El análisis pedoantracológico se ha mostrado en los últimos años como una herramienta de gran utilidad para conocer algunas pautas paleoecológicas de especie arbóreas orófilas, en muchos casos constituyentes del límite superior del bosque, en montañas mediterráneas y alpinas de Europa. Así queda demostrado en esta aproximación inicial al conocimiento de la dinámica y flora holocena de los bosques de montaña de la Sierra de las Nieves para *Abies pinsapo*, *Quercus alpestris* y, en menor medida, *Pinus pinaster*. Entre los principales resultados, destaca el hallazgo de la primera paleolocalidad de abetal en el Parque Natural, así como de pinar resinero (ambas en las inmediaciones del paraje Fuenfría Alta). Igualmente, sobresale la constatación de la antigüedad en el tercio superior del macizo de los bosques relictos en peligro de extinción de *Q. alpestris* a partir de la información colectada en el enclave Puerto de los Valientes. Muy destacado también ha sido el hallazgo de carbón de *Pinus* sp. en este enclave, lo que, unido a la intensidad de la señal referente a los sabinares rastreros, permite suponer que en el pasado pudo existir un cinturón arbolado en mayor o menor grado integrado por una conífera arbórea diferente a *A. pinsapo*. Por otra parte, la información colectada en su conjunto apunta a una posible extensión más amplia de los bosques en el pasado y a una mayor significación en su composición de algunas especies hoy muy puntuales, como serbales, arces, tejos y fresnos. Se evidencia asimismo la aparición/desaparición de determinadas formaciones arbóreas en función de ciclos climáticos húmedos o secos y fríos o cálidos, caso, por ejemplo, de las formaciones de *Quercus* en Fuenfría Alta o Cañada de Enmedio. Lo anterior, además, hay que ponerlo en relación con la huella antrópica de las actividades humanas en el macizo, muy intensa en los

últimos milenios y que, sin duda, es un factor principal a tener en cuenta, junto a los ciclos naturales, para entender el actual paisaje vegetal de la Sierra de las Nieves.

La implementación de esta información de corte paleoecológico en la gestión conservacionista de los hábitats más amenazados del espacio protegido ofrece respuestas certeras a las incógnitas que inevitablemente acompañan al análisis de fuentes documentales históricas, a los estudios de los hábitats actuales y a las modelizaciones teóricas, pilares hasta la fecha de las actuaciones para favorecer la regeneración y expansión natural de estos amenazados bosques orófilos, relictos y endémicos. La presencia puntual de fragmentos de carbón de gran interés por su situación anómala en relación con la vegetación actual —caso del hallazgo de carbón de *Pinus* sp. en el sondeo del Puerto de los Valientes— aconseja profundizar aún más en el conocimiento pedoantracológico de la Sierra de las Nieves como línea de trabajo futura. De nuevo, el conocimiento de nuevas pautas paleoecológicas de abetales y quejigales, así como el descubrimiento de poblaciones extintas de estos u otros bosques, deber ser una cuestión prioritaria como fórmula para la comprensión de las dinámicas ambientales de las que deriva el actual paisaje vegetal, cuyo entendimiento es vital para prever las consecuencias ecológicas derivadas del cambio global en estos frágiles ecosistemas de frontera y poder así trabajar en su preservación futura.

**Agradecimientos:** Los resultados de esta investigación forman parte del contrato predoctoral FPU (Formación de Profesorado Universitario) (Ref. 18/03023) financiado por el Ministerio de Educación del Gobierno de España, y de los proyectos de investigación PALEOPINSAPO (CSO2017-83576-P), Med-Refugia (Ref. RTI2018-101714-B-I00), Oromed-Refugia (Ref. P18-RT-4963) y Relic-Flora 2 (Ref. B-RNM-404-UGR18).

**Declaración responsable:** Los autores declaran que no existe ningún conflicto de interés en relación con la publicación de este artículo. Todos ellos han contribuido equitativamente en la realización de las diferentes tareas de las que se extraen los resultados aquí publicados. La coordinación general de la investigación la ha llevado a cabo J. Gómez-Zotano. El trabajo de campo, tanto en su planificación como en su ejecución, ha sido una labor compartida por los tres autores responsables de la publicación. Las tareas de laboratorio (tamizado de las muestras, triado del carbón e identificación taxonómica) han corrido a cargo de R. Pardo-Martínez y J. A. Olmedo-Cobo, siendo este último el responsable de la coordinación general de la elaboración del manuscrito y el autor de correspondencia encargado de todas las tareas de formato del



documento y de la revisión del artículo, una vez aceptado, para su envío y publicación en la revista.

## Bibliografía

- Abel-Schaad, D., Alba-Sánchez, F., Nieto-Lugilde, D., & Pérez-Díaz, S. (2014). Persistence of tree relicts in the Spanish Central System through the Holocene. *Lazaroa*, 35, 107–131. [https://doi.org/10.5209/rev\\_LAZA.2014.v35.41932](https://doi.org/10.5209/rev_LAZA.2014.v35.41932)
- Abel-Schaad, D., Iriarte, E., López-Sáez, J. A., Pérez-Díaz, S., Sabariego, S., Cheddadi, R. & Alba-Sánchez, F. (2018). Are *Cedrus atlantica* forests in the Rif Mountains of Morocco heading towards local extinction? *The Holocene*, 28(6), 1023–1037. <https://doi.org/10.1177/0959683617752842>
- Ajbilou, R., Marañón, T., & Arroyo, J. (2006). Ecological and biogeographical analyses of Mediterranean forests of northern Morocco. *Acta Oecologica*, 29(1), 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2005.08.006>
- Alba-Sánchez, F., & López, J. A. (2013). Paleobiogeografía del pinsapo en la Península Ibérica durante el Cuaternario. In J. López Quintanilla (Coord.), *Los Pinsapares en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI* (pp. 33–52). Sevilla: Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- Alba-Sánchez, F., Abel-Schaad, D., & López-Sáez, J. A. (2018). Paleobiogeografía de *Abies* spp. y *Cedrus atlantica* en el Mediterráneo occidental (península Ibérica y Marruecos). *Revista Ecosistemas*, 27(1), 26–37. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1441>
- Alba-Sánchez, F., López-Sáez, J. A., Abel-Schaad, D., Sabariego, S., Pérez-Díaz, S., González-Hernández, A., & Linares, J. C. (2019). The impact of climate and land-use changes on the most southerly fir forests (*Abies pinsapo*) in Europe. *The Holocene*, 29(7), 1176–1188. <https://doi.org/10.1177/0959683619838043>
- Alberola, A. (2014). *Los cambios climáticos. La Pequeña Edad del Hielo en España*. Cátedra: Madrid.
- Alcalde, C. (2006). Contribución de la paleofitogeografía a la interpretación del paisaje vegetal ibérico: estado de conocimientos y nuevas perspectivas de investigación. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*, Fuera de serie, 40–54.
- Ali, A. A., Carcaillet, C., Talon, B., Roiron, P., & Terral, J. F. (2005). *Pinus cembra* L., a common tree in the inner French Alps since the early Holocene and above the present tree line: a synthesis based on charcoal data from soils and travertines. *Journal of Biogeography*, 32, 1659–1669. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01308.x>

Amblar, M. P., Casado, M. J., Pastor, M. A., Ramos, P., & Rodríguez, E. (2017). *Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de los resultados del IPCC-AR5*. Madrid: AEMET.

Arista, M. (1995). The structure and dynamics of an *Abies pinsapo* forest in southern Spain. *Forest Ecology and Management*, 74, 81–89. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03507-S](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03507-S)

Arroyo, J. M., Carrión, J. S., Hampe, A., & Jordano, P. (2004). In F. Valladares (Ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (pp. 29–67). Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J. C., & Ortiz, S. (Eds.) (2011). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.

Batllori, E., Blanco-Moreno, J. M., Ninot, J. M., Gutiérrez, E., & Carrillo, E. (2009). Vegetation patterns at the alpine treeline ecotone: The influence of tree cover on abrupt change in species composition of alpine communities. *Journal of Vegetation Science*, 20(5), 814–825. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01085.x>

Bauer, E. (2003). *Los Montes de España en la historia*. Madrid: Fundación Conde del Valle de Salazar.

Beato-Bergua, S., Poblete-Piedrabuena, M. A., & Cunill-Artigas, R. (2019). *Taxus baccata* en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (81), 1–30. <https://doi.org/10.21138/bage.2772>

Becker, A., Körner, C., Brun, J. J., Guisan, A., & Tappeiner, U. (2007). Ecological and land use studies along elevational gradients. *Mountain Research and Development*, 27(1), 58–65. <https://doi.org/10.1659/0276-4741>

Benito-Garzón, M., Sánchez, R., & Sainz, H. (2008). Effects of climate on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science*, 11(2), 169–178. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18348>

Berthel, N., Schwörer, C., & Tinner, W. (2012). Impact of Holocene climate changes on alpine and treeline vegetation at Sanetsch Pass, Bernese Alps, Switzerland. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 174, 91–100. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2011.12.007>

Birks, H. H., & Bjune, A. E. (2010). Can we detect a west Norwegian tree line from modern samples of plant remains and pollen? *Vegetation History and Archaeobotany*, 19(4), 325–340. <https://doi.org/10.1007/s00334-010-0256-0>

Blanca, G., Cabezudo, B., Hernández-Bermejo, J. E., Herrera, C. M., Molero, J., Muñoz, J., & Valdés, B. (1999). *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

BOJA nº 233, de 3.12.2018. Sevilla: Junta de Andalucía.

Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

Cabezudo, B., & Talavera, S. (2005). *Lista Roja de la Flora Vasculare de Andalucía*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Cabezudo, B., Pérez-Latorre, A. V., Navas, P., Gil, Y., & Navas, D. (1998). *Parque Natural de la Sierra de las Nieves. Cartografía y evaluación de la flora y vegetación*. Málaga: Universidad de Málaga.

Cacho, I., Grimalt, J. O., Canals, M., Sbaiffi, L., Shackleton, N. J., Schönfeld, J., & Zahn, R. (2001). Variability of the western Mediterranean Sea surface temperature during the last 25,000 years and its connection with the Northern Hemisphere climatic changes. *Paleoceanography and Paleoclimatology*, 16(1), 40–52. <https://doi.org/10.1029/2000PA000502>

Carcaillet, C., & Brun, J. J. (2000). Changes in landscape structure in the northwestern Alps over the last 7000 years: lessons from soil charcoal. *Journal of Vegetation Science*, 11, 705–714. <https://doi.org/10.2307/3236577>

Carcaillet, C. & Thion, M. (1996). Pedoanthracological contribution to the study of the evolution of the upper treeline in the Maurienne Valley (North French Alps): methodology and preliminary results. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 91, 399–416. [https://doi.org/10.1016/0034-6667\(95\)00060-7](https://doi.org/10.1016/0034-6667(95)00060-7)

Carrión, J. S. (Coord.) (2012). *Paleoflora y paleovegetación de la península Ibérica e islas Baleares: Plioceno-Cuaternario*. Madrid: Ministerio de Economía y Competitividad.

Casimiro-Soriguer, F., Pérez-Latorre, A. V., & Cabezudo, B. (2019). Novedades para la flora vascular del Espacio Natural Sierra de las Nieves (Málaga, España). *Acta Botanica Malacitana*, 44, 117–124. <https://doi.org/10.24310/abm.v44i0.6400>

- Cheddadi, R., Lamb, H., Guiot, J., & van der Kaars, S. (1998). Holocene climatic change in Morocco: a quantitative reconstruction from pollen data. *Climate Dynamics*, 14, 883–890. <https://doi.org/10.1007/s003820050262>
- Cheddadi, R., Henrot, A., François, L., Boyer, F., Bush, M., Carré, M., ... Zheng, Z. (2017). Microrefugia, climate change, and conservation of *Cedrus atlantica* in the Rif Mountains, Morocco. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 114. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00114>
- Choe, H., Thorne J. H., & Seo, C. (2016). Mapping national plant biodiversity patterns in South Korea with the MARS. *Species Distribution Model*. PLoS ONE, 11(3), e0149511. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149511>
- Cobo-Simón, I., Méndez-Cea, B., Jump, A. S., Seco, J., Gallego, F. J., & Linares, J. C. (2020). Understanding genetic diversity of relict forests. Linking long-term isolation legacies and current habitat fragmentation in *Abies pinsapo* Boiss. *Forest Ecology and Management*, 461. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117947>
- Compostella, C., Trombino, L., & Caccianiga, M. (2013). Late Holocene soil evolution and treeline fluctuations in the Northern Apennines. *Quaternary International*, 289, 46–59. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2012.02.011>
- Costa, M., Morla, C., & Sainz, H. (2005). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.
- Cunill, R., Soriano, J. M., Bal, M. C, Pèlachs, A., & Pérez-Obiol, R. (2012). Holocene treeline changes on the south slope of the Pyrenees: a pedoanthracological analysis. *Vegetation History and Archaeobotany*, 21(4–5), 373–384. <https://doi.org/10.1007/s00334-011-0342-y>
- Cunill, R., Soriano, J. M., Bal, M. C., Pèlachs, A., Rodríguez, J. M., & Pérez-Obiol, R. (2013). Holocene high-altitude vegetation dynamics in the Pyrenees: A pedoanthracology contribution to an interdisciplinary approach. *Quaternary International*, 289, 60–70. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2012.04.041>
- Cunill, R., Métaillé, J., & Galop, D. (2015). Palaeoecological study of Pyrenean lowland fir forests: Exploring mid–late Holocene history of *Abies alba* in Montbrun (Ariège, France). *Quaternary International*, 366, 37–50. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.12.050>
- Davies, A. L., & Bunting, M. J. 2010. Applications of Palaeoecology in Conservation. *The Open Ecology Journal*, 3(2), 54–67. <https://doi.org/10.2174/1874213001003020054>

- Ejarque, A., Miras, Y., Riera, S., Palet, J. M., & Orengo, H. A. (2010). Testing micro-regional variability in the Holocene shaping of high mountain cultural landscapes: a palaeoenvironmental case-study in the eastern Pyrenees. *Journal of Archaeological Science*, 37, 1468–1479. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2010.01.007>
- Ferrarini, A., Alatalo, J. M., & Gustin, M. (2017). Climate change will seriously impact bird species dwelling above the treeline: A prospective study for the Italian Alps. *Science of The Total Environment*, 590–591, 686–694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.027>
- Font-Tullot, I. (1988). *Historia del clima de España: cambios climáticos y sus causas*. Madrid: INM.
- Galop, D. (1998). *La forêt, l'homme et le troupeau dans les Pyrénées. 6000 ans d'histoire de l'environnement entre Garonne et Méditerranée*. Toulouse: GEODE.
- García, E., Guindeo, A., Peraza, E., & de Palacios, P. (2003). *La madera y su anatomía*. Madrid: MUNDIPRENSA.
- García, S., Bal, M., Allée, P., García-Amorena, I., & Rubiales, J. M. (2017). Holocene treeline history of a high-mountain landscape inferred from soil charcoal: The case of Sierra de Gredos (Iberian Central System, SW Europe). *Quaternary International*, 457(1), 85–98. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2017.04.019>
- Génova, M. (2013). Dendroclimatología de *Abies pinsapo*. In J. López (Coord.), *Los pinsapares en Andalucía (Abies pinsapo Boiss.): conservación y sostenibilidad en el siglo XXI* (pp. 227–233). Córdoba: Universidad de Córdoba.
- Gil, A. (Ed.) (2002). *Simón de Rojas Clemente. Viaje a Andalucía. Historia Natural del Reino de Granada*. Almería-Barcelona: GBG Editora.
- Gil-Romera, G., García, M., & Calleja, J. A. (2008). The late Holocene palaeoecological sequence of Serranía de las Villuercas (southern Meseta, western Spain). *Vegetation History and Archaeobotany*, 17(6), 653–666. <https://doi.org/10.1007/s00334-008-0146-x>
- Giorgi, F. (2006). Climate change Hot-Spots. *Geophysical Research Letters*, 33. <https://doi.org/10.1029/2006GL025734>
- Giralt, S., Moreno, A., Cacho, I., & Valero-Garcés, B. L. (2017). A comprehensive overview of the last 2,000 years Iberian Peninsula climate history. *CLIVAR Exchanges*, 73, 5–10.

- Gómez-Zotano, J. (2006). *Naturaleza y paisaje en la Costa del Sol Occidental (Málaga, España)*. Málaga: Servicio de Publicaciones Centro de Ediciones de la Diputación de Málaga (CEDMA).
- Gómez-Zotano, J., Olmedo-Cobo, J. A., Cunill-Artigas, R., & Martínez-Ibarra, E. (2017). Descubrimiento y caracterización geográfica de una depresión ultramáfica en Sierra Bermeja: nuevos datos geomorfoedáficos, fitogeográficos y paleoecológicos. *Pirineos*, 172, e026. <http://dx.doi.org/10.3989/Pirineos.2017.172001>
- Gómez-Zotano, J., & Olmedo-Cobo, J. A. (Eds.) (2020). *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Alcalá del Valle: Editorial La Serranía.
- Gómez-Zotano, J., Olmedo-Cobo, J. A., & Cunill-Artigas, R. (2020). Análisis pedoantracológico y propuesta de conectividad ecológica de *Abies pinsapo* Clemente ex Boiss. en la Red Natura 2000 de Sierra Bermeja. In J. Gómez-Zotano & J. A. Olmedo-Cobo (Eds.), *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Alcalá del Valle: Editorial La Serranía.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Gutiérrez-Hernández, O. (2018). Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo (Serranía de Ronda). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (76), 504–549. <https://doi.org/10.21138/bage.2532>
- Guzmán, J. R., Catalina, M., Navarro, R., López, J., & Sánchez, R. (2012). Los paisajes del pinsapo a través del tiempo. In J. López (Coord.), *Los pinsapares en Andalucía (Abies pinsapo Boiss.): conservación y sostenibilidad en el siglo XXI* (pp. 111–158). Córdoba: Universidad de Córdoba.
- Hampe, A., & Jump, A. S. (2011). Climate relicts: past, present, future. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 313–333. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145015>
- Hannah, L., Flint, L., Syphard, A., Moritz, M., Buckley, L., & McCullough, I. (2014). Fine-grain modeling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(7), 390–397. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.04.006>
- Hansen, A. J., & Di Castri, F. (1992). *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Suiza: Springer.

- Harsch, M., Hulme, P., McGlone, M., & Duncan, R. (2009). Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecology Letters*, 12–10, 1040–1049. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01355.x>
- Herrero, A., & Zavala, M. A. (Ed.) (2015). *Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Holtmeier, F. K., & Broll, G. (2007). Treeline advance – driving processes and adverse factors. *Landscape Online*, 1, 1–33. <https://doi.org/10.3097/LO.200701>
- Huber, U., Bugmann, H., & Reasoner, M. (2006). *Global change and mountain regions: an overview of current knowledge*. Suiza: Springer.
- Jacquot, C., Robin, A. M., & Bedeneau, M. (1973). Reconstitution d'un ancien peuplement forestier en forêt de Fontainebleau par l'étude anatomique de charbons de bois et leur datation par le 14C. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 120, 231–34.
- Jalut, G., Esteban, A., Bonnet, L., Gauquelin, T., & Fontugne, M. (2000). Holocene climatic changes in the Western Mediterranean, from south-east France to south-east Spain. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 160, 255–290. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(00\)00075-4](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(00)00075-4)
- Keppel, G., Van Niel, K., Wardell-Johnson, G., Yates, C., Byrne, M., Mucina, L., ... Franklin, S. (2012). Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 393–404. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x>
- Kimball, K., & Weihrauch, D. (2000). Alpine vegetation communities and the alpine-treeline ecotone boundary in New England as biomonitors for climate change. In S. McCool, D. Cole, W. Borrie & J. O'Loughlin (Coords.), *Wilderness science in a time of change conference-Volume 3: Wilderness as a place for scientific inquiry* (pp. 93–101). Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Kullman, L. (1998). Palaeoecological, biogeographical and palaeoclimatological implications of early Holocene immigration of *Larix sibirica* into the Scandes Mountains, Sweden. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(3), 181–188. <https://doi.org/10.2307/2997373>



- Llambí, L. D. (2015). Estructura, diversidad y dinámica de la vegetación en el ecotono bosque-páramo: revisión de la evidencia en la cordillera de Mérida. *Acta Biológica Colombiana*, 20(3), 5–20. <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v20n3.46721>
- López, J. (Coord.) (2013). *Los pinsapares en Andalucía (Abies pinsapo Boiss.): conservación y sostenibilidad en el siglo XXI*. Córdoba: Universidad de Córdoba.
- López, P., & López, J. A. (1994). Comparison of peats and archaeological samples in the Andalusian region, Spain. In O. Davis (Ed.), *Aspects of archaeological palynology: methodology and applications* (pp. 127–139). Houston: A.A.S.P. Contributions Series.
- Linares, J. C. (2011). Biogeography and evolution of *Abies* (Pinaceae) in the Mediterranean Basin: the roles of long-term climatic change and glacial refugia. *Journal of Biogeography*, 38, 619–630. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02458.x>
- Linares, J. C., Camarero, J. J., & Carreira, J. A. (2009). Interacting effects of changes in climate and forest cover on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18(4), 485–497. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00465.x>
- Linares, J. C., Delgado-Huertas, A., & Carreira J.A. (2011). Climatic trends and different drought adaptive capacity and vulnerability in a mixed *Abies pinsapo*–*Pinus halepensis* forest. *Climatic Change*, 105, 67–90. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9878-6>
- McCune, J. L. (2016). Species distribution models predict rare species occurrences despite significant effects of landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), 1871–1879. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12702>
- Médail, F., & Diadema, K. (2009). Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography*, 36(7), 1333–1345. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02051.x>
- Médail, F., & Quézel, P. (1997). Hot-Spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 84, 112–127. <http://dx.doi.org/10.2307/2399957>
- Miller, J. (2010). Species Distribution Modeling. *Geography Compass*, 4(6), 490–509. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x>

- Mouillot, F., Ratte, J. P., Joffre, R., Moreno, J. M., & Rambal, S. (2003). Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a Mediterranean landscape (Corsica, France). *Landscape Ecology*, 18(7), 665–674. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000004182.22525.a9>
- Nicolussi, K., Kaufmann, M., Patzelt, G., van der Plicht, J., & Thurner, A. (2005). Holocene tree-line variability in the Kauner Valley, Central Eastern Alps, indicated by dendrochronological analysis of living trees and subfossil logs. *Vegetation History and Archaeobotany*, 14, 221–34. <https://doi.org/10.1007/s00334-005-0013-y>
- Nogués-Bravo, D., Bastos, M., Lasanta, T., & López, J. I. (2008). Climate Change in Mediterranean Mountains during the 21st Century. *AMBIO - A Journal of the Human Environment*, 37(4), 280–285. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[280:CCIMMD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[280:CCIMMD]2.0.CO;2)
- OAPN - Organismo Autónomo Parques Nacionales (2018). *Propuesta de declaración del Parque Nacional de Sierra de las Nieves*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica.
- Olmedo-Cobo, J. A., & Gómez-Zotano, J. (2017). Los climas de la Serranía de Ronda: una propuesta de clasificación. *Takurunna*, 6(7), 23–57.
- Olmedo-Cobo, J. A., Cunill-Artigas, R., Martínez-Ibarra, E., & Gómez-Zotano, J. (2017). Paleoecología de *Abies* sp. en Sierra Bermeja (sur de la península ibérica) durante el Holoceno medio a partir del análisis pedoantracológico. *Bosque*, 38(2), 259–270. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000200004>
- Olmedo-Cobo, J. A., Cunill-Artigas, R., Gómez-Zotano, J., & Pardo-Martínez, R. (2019a). Aportaciones del análisis pedoantracológico al conocimiento paleoecológico de *Pinus pinaster* en el sur de España: el caso de Sierra Bermeja. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 80, 1–34. <https://doi.org/10.21138/bage.2667>
- Olmedo-Cobo, J. A., Cunill-Artigas, R., & Gómez-Zotano, J. (2019b). The native status of *Pinus pinaster* on serpentine soils: charcoal analysis and palaeoenvironmental history in Sierra Bermeja (southern Iberian Peninsula, Spain). *Vegetation History and Archaeobotany*, 28, 417–432. <https://doi.org/10.1007/s00334-018-0701-z>
- Pardo-Martínez, R. (2020). La pedoantracología en España: una revisión bibliográfica. *Pirineos*, 175, e059. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2020.175009>
- Pardo-Martínez, R., Gómez-Zotano, J., & Olmedo-Cobo, J. A. (In Press). Paleobiogeographical reconstruction of *Abies pinsapo* Clemente ex Boiss. based on pedoanthracological analysis in the Serranía de Ronda (Spain). *Vegetation History and Archaeobotany*.

- Pérez-Latorre, A. V., Navas, P., Gil, D., & Cabezudo, B. (1998). Datos sobre flora y vegetación de la Serranía de Ronda (Málaga, España). *Acta Botanica Malacitana*, 23, 149–191. <https://doi.org/10.24310/abm.v23i0.8557>
- Pérez-Latorre, A. V., Hidalgo-Triana, N., & Cabezudo, B. (2020). Biogeografía y bosques de la Serranía de Ronda (Cádiz-Málaga-Sevilla). In J. Gómez-Zotano & J. A. Olmedo-Cobo (Eds.), *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Alcalá del Valle: Editorial La Serranía.
- Petit, R. Aguinagalde, I., de Beaulieu, J., Bittkau, C., Brewer S., & Cheddadi, R. (2003). Glacial refugia: hotspots but not melting pots of genetic diversity. *Science*, 300(5625), 1563–1565. <https://doi.org/10.1126/science.1083264>
- Quézel, P., & Médail, F. (2003). *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Paris: Elsevier.
- Reed, J. M., Stevenson, A. C., & Juggins, S. (2001). A multi-proxy record of Holocene climatic change in SW Spain: Laguna de Medina, Cádiz. *The Holocene*, 11(6), 707–719. <https://doi.org/10.1191/09596830195735>
- Reimer, P., Bard, E., Bayliss, A., Beck, J., Blackwell, P., Bronk, ... van der Plicht J. (2013). IntCal13 and Marine13 radiocarbon age calibration curves 0–50,000 years cal BP. *Radiocarbon* 55(4), 1869–1887. [https://doi.org/10.2458/azu\\_js\\_rc.55.16947](https://doi.org/10.2458/azu_js_rc.55.16947)
- Rivas-Martínez, S. (2011), Memoria del Mapa de Vegetación Potencial de España. *Itinera Geobotanica*, 18, 5–800.
- Saltré, F., Saint-Amant, R., Gritti, E., Brewer, S., Gaucherel, C., Basil, A., & Chuine, I. (2013). Climate or migration: what limited European beech post-glacial colonization? *Global Ecology and Biogeography*, 22(11), 1217–1227. <https://doi.org/10.1111/geb.12085>
- Schweingruber, F. H. (1990). *Anatomy of European woods*. Bern: Paul Haupt.
- Talon, B. (2010). Reconstruction of Holocene high-altitude vegetation cover in the French southern Alps: evidence from soil charcoal. *The Holocene*, 20(1), 35–44. <https://doi.org/10.1177/0959683609348842>
- Talon, B., Carcaillet, C., & Thinon, M. (1998). Études pédoanthracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les Alpes françaises. *Géographie Physique et Quaternaire*, 52, 195–208. <https://doi.org/10.7202/004875ar>

- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M., Sykes, M., & Colin, I. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(23), 8245–8250. <https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>
- Tinner, W., & Theurillat, J. P. (2003). Uppermost limit, extent, and fluctuations of the timberline and treeline ecocline in the Swiss Central Alps during the past 11,500 years. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 35, 158–169. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2003\)035\[0158:ULEAFO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2003)035[0158:ULEAFO]2.0.CO;2)
- Tinner, W., Vescovi, E., van Leeuwen, J., Colombaroli, D., Henne, P., ... Pasta, S. (2016). Holocene vegetation and fire history of the mountains of Northern Sicily (Italy). *Vegetation History and Archaeobotany*, 25(5), 499–519. <https://doi.org/10.1007/s00334-016-0569-8>
- Vargas, M. A. (2020). Los bosques de la Serranía de Ronda: la mirada ilustrada de un botánico decimonónico, Simón de Rojas Clemente Rubio. In J. Gómez-Zotano & J. A. Olmedo-Cobo (Eds.), *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Alcalá del Valle: Editorial La Serranía.
- Vernet, J. L., Ogereau, P., Figueiral, I., Machado, C., & Uzquiano, P. (2001). *Guide d'identification des charbons de bois préhistoriques et récents, Sud-Ouest de l'Europe: France, Péninsule ibérique et Îles Canaries*. París: CNRS.
- Vescovi, E., Ammann, B., Ravazzi, C., & Tinner, W. (2010). A new Late-glacial and Holocene record of vegetation and fire history from Lago del Greppo, northern Apennines, Italy. *Vegetation History and Archaeobotany*, 19(3), 219–233. <https://doi.org/10.1007/s00334-010-0243-5>
- Walsh, K., Richer, S., & de Beaulieu, J. (2006). Attitudes to altitude: changing meanings and perceptions within a 'marginal' Alpine landscape – the integration of palaeoecological and archaeological data in a high altitude landscape in the French Alps. *World Archaeology*, 38(2), 436–454. <https://doi.org/10.1080/00438240600813392>