

6 DE SEPTIEMBRE DE 2024



Facultad de Ciencias

IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA FLORA RUPÍCOLA EN ESPAÑA (PENÍNSULA IBÉRICA E ISLAS BALEARES)

Trabajo de Fin de Master

Carlos Eced Royo (cecedr@correo.ugr.es)

Tutorizado por: Eva Cañadas Sánchez (ecanadas@ugr.es)
y Juan Lorite Moreno (jlorite@ugr.es)

Máster en Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad
Universidad de Granada

Índice

1. Aportación del estudiante.....	3
2. Resumen.....	4
3. Introducción	5
4. Objetivos	7
5. Material y Métodos.....	8
5.1. Zona de estudio	8
5.2. Listado de taxones rupícolas.....	9
5.3. Datos de distribución de especies	10
5.4. Identificación de áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola.....	11
5.5. Identificación de potenciales conflictos para la conservación	11
5.6. Análisis de factores ambientales que condicionan la riqueza de plantas rupícolas.....	12
6. Resultados	14
6.1. Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola	14
6.2. Potenciales conflictos para la conservación de flora rupícola.....	18
6.3. Análisis de factores ambientales que condicionan la riqueza de plantas rupícolas.....	23
7. Discusión	26
7.1. Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola	26
7.2. Potenciales conflictos para la conservación de flora rupícola.....	27
7.3. Factores ambientales que condicionan la riqueza de plantas rupícolas	29
7.4. Limitaciones y perspectivas futuras.....	31
8. Conclusiones.....	33
9. Disponibilidad de los datos y el código	34
10. Bibliografía	35
ANEXO I. Tablas y Figuras Suplementarias.....	41
Bibliografía del Anexo	43

1. Aportación del estudiante

Este trabajo guarda una estrecha relación con la temática del máster en “Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad”, dado que su objetivo principal es la contribución a la conservación de los roquedos y las especies vegetales que los habitan, conocidas como plantas rupícolas; y, para alcanzarlo, se han empleado técnicas de ecoinformática de gran utilidad científico-técnica para la generación de conocimiento y para la aplicación práctica en la biología de la conservación.

Para su elaboración se han empleado conocimientos y herramientas aprendidas en numerosas asignaturas del máster, desde algunas más generales, como “Cambio global”, “Diseño Experimental, Muestreo y Análisis de Datos”, “Principios de la Biología de Conservación” y “Conservación de Poblaciones y Ecosistemas”; a algunas más específicas, como “Ciclo de Gestión de los Datos: Ecoinformática”, “Flora de Áreas Restringidas”, “Diseño y Gestión de Áreas Protegidas”, “Análisis de Datos Avanzado” o “Relaciones Suelo-Vegetación”.

Este TFM constituye tanto un proyecto de investigación de tipo científico, siguiendo una metodología replicable y teniendo el objetivo de elaborar una publicación científica para una revista de biología de la conservación de alto impacto a partir de su contenido, como de un trabajo práctico aplicable a la biología de conservación, ya que sus resultados y discusión aportan sugerencias para mejorar la conservación de la flora rupícola en España.

Mi participación como estudiante en los siguientes apartados ha sido:

- **Diseño experimental: 50 %.** El TFM no incluye ningún experimento cómo tal, sin embargo, la metodología ha sido diseñada en colaboración con los tutores y se ha contribuido a dirigir el enfoque del trabajo.
- **Toma de datos: 90 %.** La toma de datos fue llevada a cabo por el estudiante, sin embargo, fue compartido por los tutores un código de R para la descarga de datos de GBIF a partir de un listado de especies, el cual tuvo que ser adaptado y ampliado para cubrir las necesidades particulares de este estudio.
- **Análisis de datos: 90 %.** El análisis de los datos fue llevado a cabo por el estudiante, tanto la parte de análisis espacial en QGIS como el análisis estadístico en R, donde fue recibida ayuda para la construcción de un modelo óptimo.
- **Redacción de la memoria: 95 %.** La redacción de la memoria fue llevada a cabo enteramente por el estudiante y fue revisada por los tutores, que sugirieron cambios menores.

2. Resumen

Uno de los pilares fundamentales de la conservación de la biodiversidad es la identificación de áreas prioritarias. Este estudio constituye una primera aproximación para identificar áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola, caracterizada por su rareza, singularidad, fragilidad y riqueza. Para ello, se ha analizado la distribución espacial de los 1.398 los taxones rupícolas de la Península Ibérica y las Islas Baleares, identificado áreas con elevada riqueza de taxones rupícolas y/o con presencia de taxones rupícolas amenazados. Posteriormente, se ha analizado la posición de las áreas prioritarias con respecto a la red de Espacios Naturales Protegidos (ENPs) y Parques Nacionales (PPNN) de montaña, se ha identificado zonas donde la escalada en roca podría causar efectos negativos sobre la flora rupícola y se ha determinado como diferentes variables ambientales influyen sobre la riqueza de plantas rupícolas.

Se ha identificado 912 áreas prioritarias de 5 x 5 km, situadas principalmente en sistemas montañosos (destacando la Cordillera Cantábrica, los Pirineos, la Cordillera Costero-Catalana y el Sistema Bético), donde la elevación, las precipitaciones y las bajas temperaturas favorecen la riqueza de plantas rupícolas especialistas, apoyando la idea de que los roquedos actúan como refugio climático. Los ENPs y, especialmente, los PPNN de montaña, que albergan un 50 % de los taxones rupícolas especialistas y contienen áreas prioritarias en gran parte de su superficie, desempeñando un papel clave en la conservación de esta flora. Este rol podría fortalecerse mediante una adecuada ampliación de la red de áreas protegidas, tanto en número como en superficie. Por otro lado, la escalada se practica mayoritariamente fuera de las áreas prioritarias identificadas, sin embargo, la mayoría de zonas de confluencia se encuentran fuera de los ENPs, agudizándose la necesidad de protección de estos espacios, donde la regulación de actividades es más factible.

Palabras clave: áreas prioritarias, conservación, espacios naturales protegidos, escalada en roca, plantas rupícolas, parques nacionales, roquedos.

3. Introducción

En el contexto actual de pérdida de biodiversidad (Johnson et al., 2017), la identificación de áreas prioritarias para la conservación se ha convertido en uno de los pilares fundamentales de la biología de la conservación (Brooks et al., 2006). Estas áreas deben cumplir con dos funciones principales: 1) representar la biodiversidad de la localidad o región en la que se encuentran, atendiendo a los niveles de especie, comunidad y ecosistema; y 2) separar los elementos que contienen de los procesos que suponen una amenaza para la biodiversidad (Gaston et al., 2002; Margules et al., 2002). Entre otras, son áreas prioritarias para la conservación aquellas que contienen ecosistemas frágiles, singulares, con una elevada riqueza de especies, un gran número de endemismos y una alta integridad ecológica (Margules et al., 2002; Brooks et al., 2006; Cañadas et al., 2014).

Un hábitat en el que concurren estas condiciones son los roquedos (March-Salas et al., 2023b). Se trata de afloramientos rocosos verticales que aparecen en lugares con topografía abrupta y son especialmente abundantes en sistemas montañosos. Presentan habitualmente tres elementos principales (**Fig. 1**): una plataforma en la cima o meseta, una base rocosa en la parte inferior y una cara escarpada vertical o casi vertical (más de 45°) a veces con extraplomos (más de 90°) y con una altura superior a 3 – 4 m, llamada cara libre o cara del roquedo. Son hábitats muy heterogéneos donde las grietas, fisuras, bloques, cornisas, terrazas, salientes, voladizos y pendientes se distribuyen de manera irregular, dando lugar a una gran variedad de microhábitats y a una alta diversidad estructural (Larson et al., 2000).

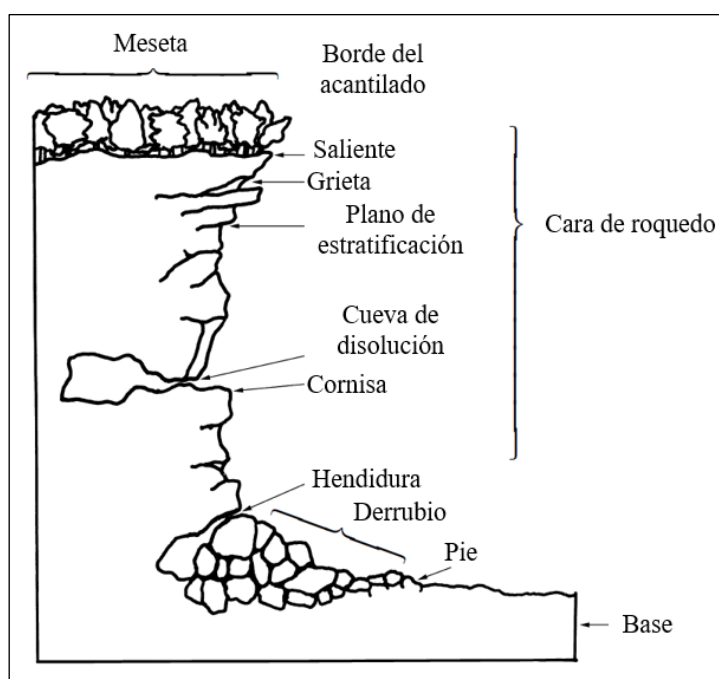


Figura 1. Partes y elementos principales de un roquedo (Larson et al., 2000).

Los roquedos albergan una gran diversidad animal (murciélagos, aves, reptiles...), pero destacan particularmente por la elevada diversidad y rareza vegetal, conteniendo un 35 – 66 % de los endemismos vegetales en la mayoría de los países del mundo y, en particular, entre un 35 y un 40 % en países europeos (Ellenberg, 1988; Larson et al., 2000). Esto se debe principalmente a que los roquedos son hábitats que se comportan como hábitats-isla (Larson et al., 2000; García

et al., 2012, Litcher-Mark, 2022) y a que actúan como refugio climático (roquedos en alta montaña, roquedos umbríos o soleados en latitudes elevadas) y ecológico (frente a herbivoría, incendios, alteraciones antrópicas...) para un gran número de plantas, incluyendo algunos árboles milenarios (Larson et al., 2000; Harrison & Noss, 2017; MITECO, 2018a; Sangüesa-Barreda et al., 2022).

Aunque podría resultar insólito, la particular diversidad de las plantas propias de roquedos, denominadas rupícolas, también se debe a que los roquedos se caracterizan por ser un ambiente extremo y muy limitante para la actividad vegetal. Así, las plantas rupícolas deben enfrentar múltiples limitaciones abióticas, originadas por la elevada pendiente (zonas verticales o incluso extraplomos), ya que esta produce una elevada erosión, suelos escasos, escasez de nutrientes, elevada escorrentía y por tanto una baja disponibilidad de agua; existiendo también grandes contrastes en la insolación y la radiación, siendo muy bajas en roquedos umbríos o muy elevadas en roquedos soleados (Larson et al., 2000; García et al., 2012; Litcher-Marck, 2022). Al mismo tiempo, este tipo de plantas también encuentran limitaciones en las interacciones bióticas, tales como la escasez de polinizadores, la falta de micorrizas, la escasa presencia de plantas nodrizas facilitadoras y la herbivoría en la base del roquedo (Litcher-Marck, 2022).

No es de extrañar, por tanto, que las especies adaptadas a estas condiciones tan particulares sean frecuentemente endémicas, raras y/o en peligro de extinción, ya que su elevada especialización les ha hecho tener una capacidad muy limitada de competir y sobrevivir en otro tipo de ambientes (Ram & Gupta, 1997; Vogler & Reisch, 2011; Burgin & Hardiman, 2012; Watson et al., 2014; March-Salas et al., 2018 y 2023a). Algunas de las adaptaciones a la vida en roquedos son: adoptar un pequeño tamaño (nanofanerófitas, caméfitas o hemicriptófitas) (MITECO, 2018a), sistemas radiculares adaptados a la falta de espacio y de suelo para desarrollarse (De Micco & Arrone, 2012), producir plántulas capaces de adherirse rápidamente a la roca tras la germinación y que garanticen el reclutamiento (Strumia et al., 2020), desarrollar hojas perennes y tolerantes a altos niveles de radiación y a la falta de agua (Ciccarelli et al., 2016; MITECO, 2018a), desarrollar mecanismos de propagación de semillas en grietas próximas a la planta madre y desarrollar interacciones mutualistas de alta especialización con sus polinizadores y dispersores de semillas (García et al., 2012). Sin embargo, las comunidades vegetales de los roquedos no se componen únicamente por plantas rupícolas especialistas, sino que también encontramos en ellas otras plantas más generalistas, dependiendo de lo restrictivas que sean las condiciones del roquedo (en función del clima, altitud, geomorfología, orientación, inclinación, tipo de sustrato, disponibilidad y variabilidad de microhábitats; Escudero, 1996; MITECO, 2018a; Lorite et al., 2023).

Los roquedos han sido históricamente de los hábitats menos perturbados por los humanos (Larson et al., 2000). Sin embargo, en la actualidad, muchos de ellos se encuentran bajo la amenaza creciente de la escalada en roca, uno de los deportes al aire libre que mayor popularidad ha ganado en los últimos años (Caber & Albayrak, 2017; deCastro-Arrazola et al., 2021; March-Salas et al., 2018, 2023a). Varios estudios (p. ej.: Müller et al., 2004; Clark & Hessel, 2015; Lorite et al., 2017; March-Salas et al., 2023a) han demostrado los efectos negativos de la escalada sobre la flora de roquedos, entre los que se incluyen la reducción de cobertura vegetal y de riqueza de especies, la extinción local de especies rupícolas especialistas sensibles a las perturbaciones y la expansión de especies generalistas colonizadoras. Además, la escalada

también puede afectar a las propiedades del suelo como la textura, fertilidad y productividad, o al microclima de las grietas formadas entre las rocas, lo que podría tener repercusiones sobre las comunidades rupícolas (Monz & Cole, 1994).

La cuenca Mediterránea es uno de los *hotspots* de biodiversidad globales identificados por Myers et al. (2000), habiendo una gran diversidad de plantas rupícolas, siendo particularmente alta en España (Aedo et al., 2017; March-Salas et al., 2018; Lorite et al., 2023). En este país, la popularidad de la escalada ha aumentado notablemente en los últimos diez años (Lorite et al., 2017; deCastro-Arrazola et al., 2021). Por ello, resulta de gran importancia identificar áreas prioritarias para la conservación de las plantas rupícolas, así como zonas donde esta actividad recreativa pueda representar una amenaza para su conservación.

Los conflictos para la conservación de la biodiversidad, tanto en relación a la escalada como a otros usos antrópicos, se incrementan fuera de espacios protegidos, ya que resulta más complicado regular las actividades con potencial impacto negativo para la biodiversidad (Lorite et al., 2017; Soliku & Schraml, 2018; deCastro-Arrazola et al., 2021). Sin embargo, la efectividad de la actual red de áreas protegidas para la conservación de la flora rupícola no ha sido evaluada, aspecto que sí ha sido abordado para las plantas endémicas en su conjunto (Araújo et al., 2007; deCastro-Arrazola et al., 2021). Concretamente, los Parques Nacionales (PPNN), que representan el máximo nivel de protección en España, constituyen una figura clave para la conservación y el estudio de la flora, por lo que hipotetizamos que son de gran relevancia para la protección a la flora rupícola, ya que además de contener una buena representación de los roquedos, albergan un elevado porcentaje de las especies vegetales rupícolas endémicas, singulares y amenazadas de la Península Ibérica (March-Salas et al., 2023b). Tampoco se ha profundizado sobre cuestiones macroecológicas básicas, claves para comprender las necesidades de conservación específicas de las plantas rupícolas, como las variables que más condicionan su distribución espacial en España o en otros contextos geográficos, cuestión que sí ha sido tratada para las plantas vasculares (Lobo et al., 2001). En este contexto ecológico, antrópico, científico y geográfico, en la siguiente sección planteamos diversos objetivos relacionados con la conservación de flora rupícola.

4. Objetivos

El objetivo principal del trabajo es contribuir a la conservación de la flora rupícola y los hábitats de roquedos en España (territorio peninsular e Islas Baleares). Para ello, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Identificar áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola.
- Analizar la efectividad de la actual red de áreas protegidas, y en especial de los PPNN de montaña, para la protección de la flora rupícola.
- Identificar áreas de conflicto potencial entre la conservación de la flora rupícola y la escalada en roca.
- Identificar qué factores ambientales favorecen la riqueza de plantas rupícolas.

5. Material y Métodos

5.1. Zona de estudio

El área de estudio incluye la España peninsular (494.011 km²) y las Islas Baleares (4.992 km²). En esta región el clima es principalmente mediterráneo o sub-Mediterráneo, caracterizándose por una marcada estacionalidad, con inviernos frescos y húmedos, con baja radiación solar, y veranos cálidos y secos, donde la radiación solar es muy alta y las condiciones ambientales son poco predecibles (Lionello et al., 2006).

Atendiendo a la geología, podemos dividir la zona de estudio en tres unidades principales (Vera, 2004): (i) Afloramientos de rocas metamórficas (gneis, cuarcitas, pizarras y esquistos) y plutónicas (p. ej., granito) del Precámbrico y el Paleozoico en el Macizo Ibérico, ocupando la mitad occidental de la Península, al norte del valle del río Guadalquivir; (ii) relieves alpinos (Cordilleras Pirenaica, Bética, Ibérica, Costero-Catalana), que ocupan la mitad oriental de la península y las Islas Baleares, formados por calizas, areniscas o margas principalmente; (iii) depresiones de ribera formadas durante el Cenozoico (p. ej., Duero, Tajo, Ebro, Guadalquivir), rellenas de sedimentos del Terciario y Cuaternario poco deformados (margas, arenas, conglomerados) (Fig. 2).

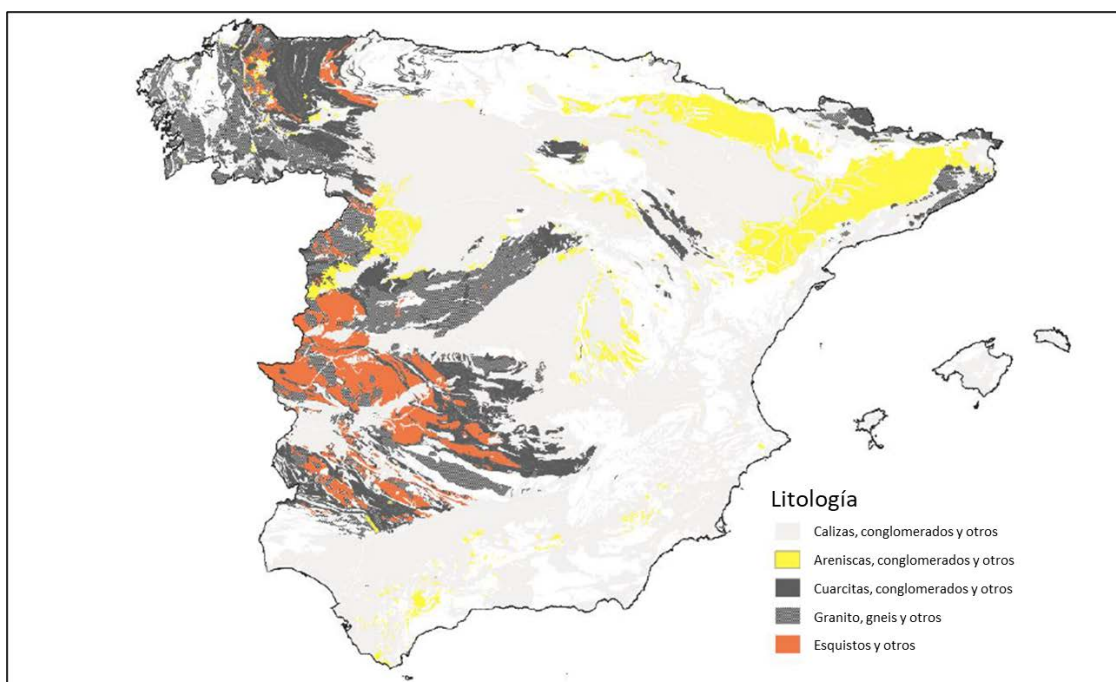


Figura 2. Litología de España peninsular y las Islas Baleares (IGN, 2020).

La diversidad geológica es uno de los principales factores responsables de que la diversidad vegetal sea excepcionalmente alta en la zona de estudio. En ella encontramos especies endémicas, especies compartidas con otras regiones (como el norte de África, otras zonas mediterráneas europeas y el centro y norte de Europa), así como especies de distribución más amplia. En total, la flora ibérica se compone de 189 familias, 1.278 géneros y 6.276 especies, de las cuáles 1.258 (22,8 %) son endémicas. Las áreas donde encontramos tanto mayor riqueza de especies, como mayor número de endemismos corresponden a zonas de montaña, siendo el

Sistema Bético donde mayor es el número de endemismos, seguido sucesivamente por la Cordillera Cantábrica, el Sistema Central y los Pirineos (Aedo et al., 2017).

Los parques nacionales españoles están definidos como espacios singulares, escasos e infrecuentes, caracterizados principalmente por ser representativos del sistema natural en el que se encuentran. Se caracterizan también por tener una superficie elevada que permita el desarrollo natural de los procesos ecológicos y por estar en un buen estado de conservación. Se trata de áreas idóneas para la conservación de la biodiversidad, ya que su objetivo principal es asegurar la conservación de los valores naturales mediante un régimen jurídico espacial (Planes Rectores de Uso y Gestión, PRUGs), donde prima el principio de “no intervención” y el libre devenir de los procesos naturales (MITECO, 2023a). Concretamente, los PPNN de montaña (Sierra Nevada, Sierra de las Nieves, Picos de Europa, Ordesa y Monte Perdido, Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y Sierra de Guadarrama) son las zonas más relevantes para la conservación de la biodiversidad en las montañas españolas.

También son clave para la conservación de la flora rupícola otras figuras de protección dentro de la red de Espacios Naturales Protegidos (ENPs), como los parques naturales, las reservas naturales, los monumentos naturales y los paisajes protegidos. En España, el 27 % de la superficie se encuentra protegida bajo alguna de estas figuras, siendo el país de Europa con mayor porcentaje protegido (Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad; MITECO, 2018b y 2024).

5.2. Listado de taxones rupícolas

En este trabajo se han incluido los 1.398 taxones (especie o subespecie) del listado de plantas rupícolas elaborado en el marco del proyecto ECOCLIMB (A-RNM-4-UGR20-FEDER- European Research Funds). Para la preparación de esta lista, Lorite et al. (2023) revisaron todos los taxones ibéricos y baleáricos de *Flora iberica* (Castroviejo, 1986-2019) asociados a roca, para lo que incluyeron todos aquellos en cuya descripción del hábitat aparecía alguno de los siguientes términos: “roquedo”, “acantilado”, “rupícola”, “peñón”, “roca”, “cornisa” o “repisas”. Posteriormente, el listado fue evaluado por expertos para definir el grado de afinidad a la roca mediante criterio experto (método Delphi adaptado; Eycott et al., 2011), que ha sido utilizado previamente para determinar el grado de afinidad al hábitat en otros ambientes como dolomías (Mota et al., 2008) o yesos (Pérez-García et al., 2017). En particular, 94 expertos en Botánica participaron asignando, a cada uno de los taxones que conocían bien, un índice de afinidad a rocas, cuyo valor oscilaba entre 0 y 5:

- “5” Estrictamente rupícolas: solo aparecen en roquedos y tan solo accidentalmente en otros hábitats. Los taxones cuyo índice de afinidad a roca toma estos valores han sido consideradas como rupícolas especialistas en el presente trabajo.
- “4” Rupícolas preferentes: los roquedos son sus hábitats preferentes, aunque pueden aparecer puntualmente en otros. Los taxones cuyo índice de afinidad a roca toma valores inferiores a 4 han sido consideradas rupícolas generalistas en este trabajo.
- “3” Frecuente: no preferente en roquedos, pero apareciendo con frecuencia.
- “2” Ocasional: aparecen puntualmente en roquedos, pero con relativa frecuencia.
- “1” Accidentales: se encuentran en roquedos puntualmente y con baja frecuencia.
- “0” no presente en roquedos en ningún caso y por tanto debería excluirse.

Este listado incluía otra información empleada para la realización de este TFM, como la categoría de amenaza UICN que cada taxon del listado recibe en España.

5.3. Datos de distribución de especies

Los datos de presencia de cada uno de los taxones incluidos en el listado de Lorite et al., (2023) fueron tomados a partir de la *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), utilizando para ello R (versión 4.3.2, R Core Team, 2023). En particular, se usaron las librerías “*rgbif*” (Chamberlain et al., 2024), para efectuar la descarga a partir de la función *occ_download*, y “*taxize*” (Chamberlain & Szocs, 2013), para unir los nombres del listado de taxones rupícolas con los nombres de los taxones disponibles en GBIF empleando la función *get_gbifid_(method="backbone")*. La descarga bruta efectuada contenía un total de 1.580.392 observaciones de 2.560 taxones diferentes, incluyendo taxones adicionales a los del listado de rupícolas (Lorite et al., 2023) debido a que para aquellos donde solo se detallaba el género y la especie, fueron descargadas todas las subespecies disponibles.

Se estableció una aproximación a la zona de estudio (España peninsular y las Islas Baleares) en un marco de coordenadas decimales: 36 y 44 (latitud) y 4,6 y -10 (longitud), de manera que se eliminaron las 165.040 observaciones cuyos valores de los campos *decimalLatitude* y *decimalLongitude* quedaban fuera de este marco. En segundo lugar, se aplicó un filtro geográfico de calidad utilizando la función *clean_coordinates* de la librería de R “CoordinateCleaner” (Zizka et al., 2019) para eliminar aquellos registros cuyas coordenadas eran imprecisas o nulas, correspondían a puntos en el mar o estaban asociadas a instituciones de biodiversidad (p. ej., jardines botánicos). En este paso fueron eliminadas 67.726 observaciones, de las cuales 1.113 se eliminaron por tener valores nulos de coordenadas, 5.691 por localizarse en ciudades, 12.402 por tener baja precisión, 501 por estar vinculadas a instituciones biológicas y 49.384 por corresponder a puntos en el mar.

En tercer lugar, se añadió a todos los registros restantes el índice de afinidad rupícola de Lorite et al., (2023), utilizando como campo de unión entre las dos matrices de datos (los datos de GBIF y el listado de plantas rupícolas) el nombre científico de las especies o subespecies, en su caso, tras homogenizarlos manualmente. Para ello fue creado un campo en ambas matrices que contuviese dos palabras (tres en el caso de las subespecies) separadas por un espacio, sin espacios al final de la última palabra, siguiendo la estructura “Género especie subespecie”, a partir de los campos existentes previamente en cada una de las matrices. Aquellos registros cuyo nombre científico no coincidía con ninguno de los nombres del listado de plantas rupícolas fueron eliminados, quedando finalmente un total de 1.230.564 registros de 1.116 taxones diferentes.

Finalmente, los registros válidos fueron georreferenciados en el sistema de referencia de coordenadas (SRC) ETRS89 / UTM zona 30N (EPSG: 25830, por ser el más adecuado para proyectar la información geográfica de la Península Ibérica y las Islas Baleares; De la Fuente García, 2020), mediante la transformación de los campos *decimalLatitude* y *decimalLongitude* con las funciones *st_as_sf* y *st_transform* de la librería “sf” (Pebesma & Bivand, 2023).

5.4. Identificación de áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola

La selección de áreas prioritarias para la conservación de plantas rupícolas se realizó atendiendo a dos criterios: 1) presentar una riqueza de especies relativamente elevada y 2) contener taxones altamente amenazados (categorías de amenaza UICN “CR” y “EN”).

Para aplicarlos, se empleó los registros de presencia de los taxones rupícolas previamente preparados sobre la malla terrestre de 5 x 5 km de la Península Ibérica y las Islas Baleares (MITECO, 2018), gestionados mediante el sistema de información geográfica QGIS (versión 3.28.13).

En primer lugar, se determinó la presencia o ausencia de las especies rupícolas especialistas (índice afinidad ≥ 4), criterio que cumplían 207 taxones, en cada una de las cuadrículas de la malla de 5 x 5 km. Como estas especies tienen una afinidad muy alta por los roquedos, se asumió que en aquellas cuadrículas donde estaban presentes habría alguna zona de roquedos, aunque presentara poca extensión en la cuadrícula. En un segundo paso, a las cuadrículas seleccionadas por la presencia de plantas rupícolas especialistas se les añadieron los registros de presencia del resto de especies (índice de afinidad de 0 a 4). Posteriormente, se calculó la riqueza de especies rupícolas en esta selección de cuadrículas, utilizando para ello la herramienta de análisis vectorial “contar puntos en un polígono”, seleccionando como campo de clase el nombre científico de las especies, de tal manera que se eliminan los registros duplicados (i.e. dos o más registros del mismo taxon) dentro de una misma cuadrícula.

El proceso se realizó dos veces, la primera para calcular riqueza en especies rupícolas especialistas y la segunda para calcular la riqueza total de especies en roquedos (especialistas, frecuentes, ocasionales y accidentales). A partir de la riqueza de especies rupícolas, se calculó el porcentaje de plantas rupícolas contenidas en cada cuadrícula:

$$\% \text{ Taxa rupícolas} = \frac{\text{Riqueza taxa}}{\text{Taxa rupícolas totales}} * 100$$

Las cuadrículas con un porcentaje de especies rupícolas igual o superior al 10 % se seleccionaron como áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola.

Para la aplicación del segundo criterio, se seleccionaron aquellas cuadrículas 5 x 5 km que contenían registros de presencia de plantas con una categoría de amenaza UICN en España de En Peligro Crítico (CR) o En Peligro (EN) (**Tabla 2**), mediante la herramienta “seleccionar por localización”.

5.5. Identificación de potenciales conflictos para la conservación

En primer lugar, se evaluó si las áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola se encontraban dentro de ENPs y/o de PPNN de montaña. Para ello, se utilizó la herramienta de “selección por localización” para identificar si los centroides de las cuadrículas prioritarias estaban situados dentro o fuera de estos espacios. También se utilizó esta herramienta para determinar qué taxones rupícolas estaban representados dentro de los PPNN de montaña y, por otro lado, aquellos cuya área distribución se encontraban totalmente fuera de ENPs. Las capas de polígonos de los PPNN y los ENPs se descargaron de la web del MITECO (2023b, 2024). En cuanto a los PPNN de montaña, se creó una zona de influencia (*buffer*) de 1 km para compensar

la posible falta de precisión de la georreferenciación de los registros de taxones obtenidos de GBIF. El área de los PPNN junto con el *buffer* ha sido utilizada para los análisis.

En segundo lugar, se obtuvo información sobre zonas de escalada utilizando una base de datos elaborada por deCastro-Arrazola (2021) a partir de literatura de específica de escalada (Martos, 2018), en la que se incluía la localización de las escuelas de escalada (o el parking, en su defecto), la popularidad (puntuada entre 1 y 6, donde 6 es la máxima popularidad), el número de vías y el estilo de escalada (deportiva, clásica, bloque) para todas las zonas de escalada de España. En esta base de datos se identificó un total de 1.164 áreas localizadas dentro de la zona de estudio (**ANEXO I: Fig. 1**).

A partir de estos datos, y de su intersección con las cuadrículas de 5 x 5 km previamente identificadas como prioritarias para la conservación de la flora rupícola, se señalaron áreas donde potencialmente podrían surgir conflictos entre la conservación y la escalada. De manera conservadora, cuando una cuadrícula contenía más de una escuela de escalada, se tuvo en cuenta el valor máximo de popularidad de entre todas ellas. Para ello se ha utilizado las funciones *aggregate* y *max* del cuadro de diálogo de selección por valores en QGIS. Asimismo, se detectó las cuadrículas con conflicto potencial cuyo centroide se ubicaba fuera de ENPs.

5.6. Análisis de factores ambientales que condicionan la riqueza de plantas rupícolas

Para analizar los factores ambientales que condicionan la riqueza de plantas rupícolas fueron obtenidos datos de elevación y de variables bioclimáticas, disponibles en la base de datos de WorldClim, versión 2.1 (años 1970-2000), con una resolución espacial de 30 arco segundos (~ 1 km²) (Fick & Hijmans, 2017). Fueron empleadas cinco variables bioclimáticas: temperatura media anual (BIO1), las temperaturas máximas y mínimas del mes más cálido y más frío, respectivamente (BIO5, BIO6), la precipitación anual (BIO13) y la precipitación de la estación más seca (BIO17), cuya pertinencia ha sido previamente probada en estudios que las relacionan con la riqueza de endemismos (Cañadas et al, 2014; Fois et al., 2017).

Además, fue incluida la litología, disponible en IGME (2009), reclasificando las categorías originales de la variable “LITOLOGIA” según lo indicado en la **Tabla 1**, en función de la litología principal de las categorías originales, utilizando la calculadora de campos de QGIS (**ANEXO I: Fig. 2**).

Tabla 1. Reclasificación de las diferentes categorías de la litología.

Categoría tras reclasificación	Categoría original
Calizas	Calizas detríticas, calcarenitas, margas, arcillas y calizas Calizas, dolomías y margas. Areniscas y conglomerados Dolomías, calizas y margas. Areniscas
Areniscas	Areniscas, conglomerados, arcillas; calizas y evaporitas Areniscas, pizarras y calizas Conglomerados, areniscas y lutitas Conglomerados, areniscas, arcillas y calizas. Evaporitas Conglomerados, areniscas, calizas, yesos y arcillas versicolores Conglomerados, areniscas, pizarras y calizas. Carbón
Cuarcitas	Cuarcitas, pizarras, areniscas y calizas Pizarras, grauwackas, cuarcitas y conglomerados Micaesquistos, filitas, areniscas, mármoles, calizas, dolomías y margas
Granitos	Granitoides de dos micas Otros granitoides Migmatitas, mármoles y granitoides indiferenciados Gneisses
Serpentinas	Serpentinitas y peridotitas. Rocas básicas y ultrabásicas
Vulcanitas	Vulcanitas y rocas volcanoclásticas

Nota: el nombre de las categorías reclasificadas corresponde a la categoría más abundante de las originales.

Para analizar cómo estas variables ambientales condicionan la riqueza de taxones rupícolas, se calculó la riqueza de taxones rupícolas especialistas y rupícolas totales en una malla terrestre de 1 x 1 km (MITECO, 2018b), del mismo modo que anteriormente. Tras obtener el centroide de estas cuadrículas con los valores de riqueza de plantas rupícolas, se añadió mediante la herramienta de QGIS “muestra de valores ráster” la información sobre la elevación y las variables bioclimáticas seleccionadas, así como la de litología mediante la herramienta de “intersección”.

El análisis estadístico para estudiar cómo se relaciona la riqueza de taxones rupícolas (tanto especialistas como totales) con los factores ambientales indicados fue llevado a cabo en R (versión 4.3.2, R Core Team, 2023). Los datos fueron ajustados a un GLM (*Generalized Linear Models*) con una distribución de Poisson y una función de enlace logarítmica, cuya adecuación se comprobó mediante una exploración gráfica de los residuales. Posteriormente, se realizó una selección de modelos por pasos en base al criterio de información de Akaike, usando la función *stepAIC* de la librería “MASS” (Venables & Ripley, 2002).

Después, para determinar las diferencias en la riqueza de taxones rupícolas (especialistas y totales) en función de los diferentes tipos de litología, se ajustó de nuevo GLMs, del mismo modo que anteriormente, considerando la litología como un factor cuyos niveles correspondían a las categorías reclasificadas (**Tabla 2**). Posteriormente, se llevó a cabo un test post hoc de Tukey para determinar las diferencias de la riqueza entre cada uno de los tipos de litología, con la función *glht* de la librería “multcomp” (Hothorn et al., 2008).

Para la elaboración de los gráficos, se ha utilizado la librería “ggplot2” (Wickham, 2016).

6. Resultados

6.1. Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola

Como resultado del análisis se identificó 7.952 cuadrículas 5 x 5 km con al menos 1 taxón rupícola especialista, siendo 36 el número máximo de taxones especialistas identificados en una sola cuadrícula (**Fig. 3A**). Las cuadrículas más ricas en taxones rupícolas aparecieron concentradas en diferentes áreas: norte de la Península Ibérica, tanto en la Cordillera Cantábrica como especialmente en los Pirineos (cuadrículas con mayor riqueza de rupícolas especialistas, entre 33 y 36 en algunos casos); en dos zonas al este de la Península (al norte de la provincia de Alicante en las Sierras de Aitana y de Mariola, donde encontramos dos cuadrículas con 27 y 28 taxones rupícolas especialistas y cerca de la desembocadura del río Ebro en el Parque Natural de Els Ports, donde hubo dos cuadrículas con 28 taxones rupícolas) y en el norte de Mallorca en la Sierra de Tramontana (donde la cuadrícula con mayor riqueza contenía 27 taxones rupícolas). Se encontró además dos cuadrículas con una riqueza superior a 31 especies en el sureste de la Península, en Sierra Nevada (**Fig. 3A**). Del total de cuadrículas con taxones rupícolas, en un buen número de ellas (6.360 de las 7.952 y aprox. 159.000 km²) el número de taxones resultó ser muy bajo, con una riqueza entre 1 y 6 por cuadrícula. Por otro lado, en la mayoría de la superficie estudiada, sobre todo en el centro y la parte occidental de la Península Ibérica, no hubo registros de presencia de taxones rupícolas especialistas (aproximadamente 331.350 km², 62,5 % de la zona de estudio).

La distribución de la riqueza de todas las plantas rupícolas (desde especialistas a accidentales) siguió un patrón similar al de rupícolas especialistas (**Fig. 3B**). Se identificó 230 cuadrículas que presentaron un porcentaje de riqueza de plantas rupícolas total que fue igual o superior al 10 %, siendo por tanto prioritarias para la conservación, incluso encontrando que en 30 de estas cuadrículas el porcentaje de riqueza de rupícolas es superior al 15 %. La cuadrícula con más taxones habitando los roquedos se encontró en Sierra Nevada, con un total de 238, seguida de una cuadrícula en la Cordillera Costero-Catalana con 212, de varias con más de 200 en los Pirineos y finalmente de una en Sierra Nevada con 200. Por otro lado, el 97,1 % de las cuadrículas identificadas como áreas que contienen roquedos presentaron un porcentaje de riqueza de especies inferior al 10 %. (**Fig. 3C**).

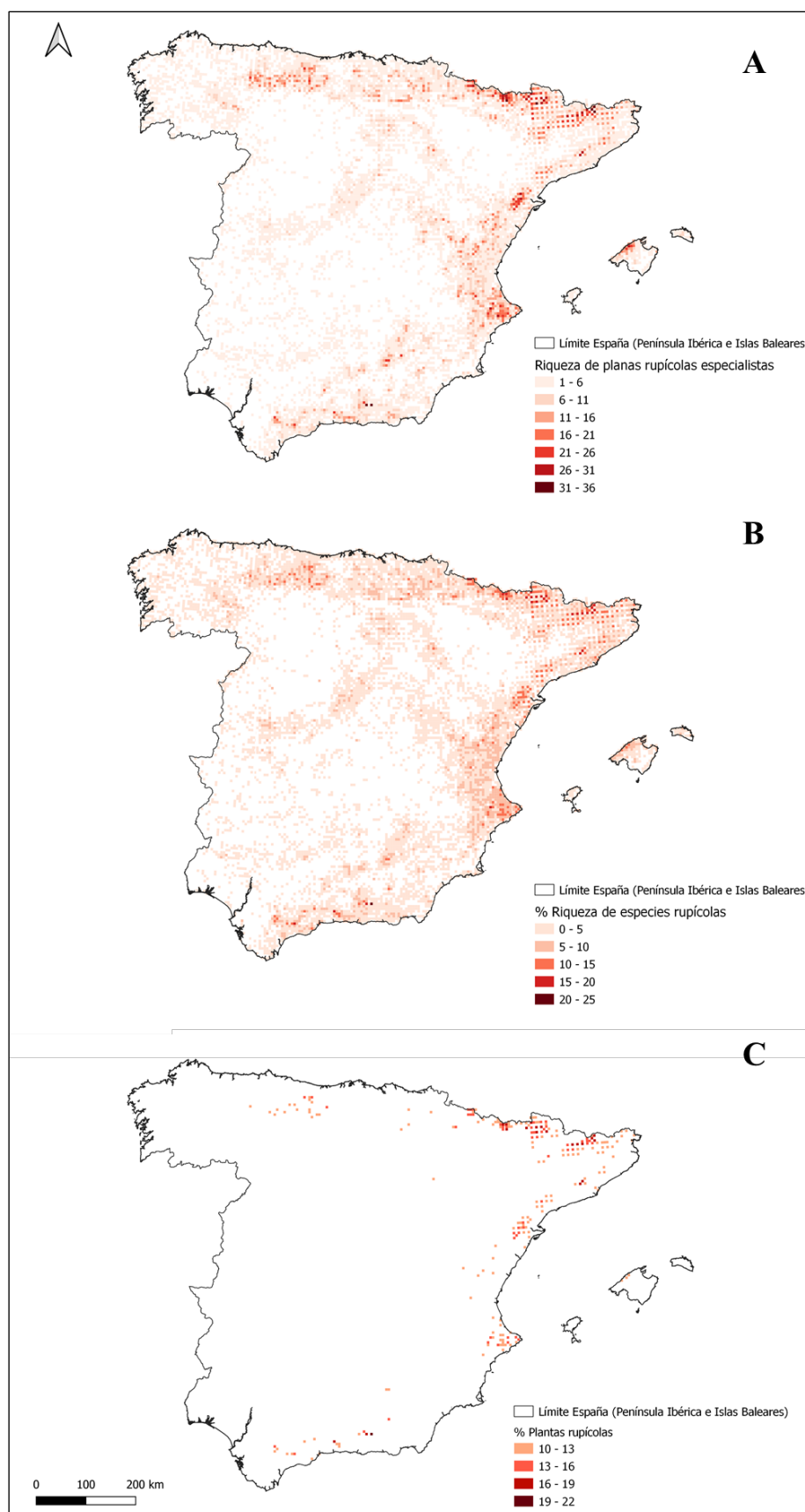


Figura 3. Distribución espacial en una malla terrestre de 5 x 5 km de España (Península Ibérica e Islas Baleares) de: **(A)** riqueza de especies de la flora rupícola especialista; **(B)** porcentaje de riqueza de especies rupícolas totales. **(C)** Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola por contener una riqueza de taxones rupícolas superior al 10 %.

Por otro lado, se identificó 747 cuadrículas de 5 x 5 km prioritarias para la conservación por albergar plantas amenazadas CR o EN (**Tabla 2**), de las cuales 326 contenían taxones CR, 488 taxones EN y 67 taxones en ambas categorías. Estas cuadrículas aparecieron concentradas principalmente en la mitad sur de la Península, aunque también varias cuadrículas estaban dispersas por el interior y algunas zonas donde se concentran especialmente, como en el Sistema Central, cerca de la desembocadura del Ebro en el Parque Natural de Els Ports, en la Cordillera Cantábrica dentro y alrededor del PN Picos de Europa y en la costa norte de Galicia. En cuanto a Baleares, destaca la presencia de especies amenazadas fundamentalmente en Ibiza y en Menorca (**Fig. 4**).

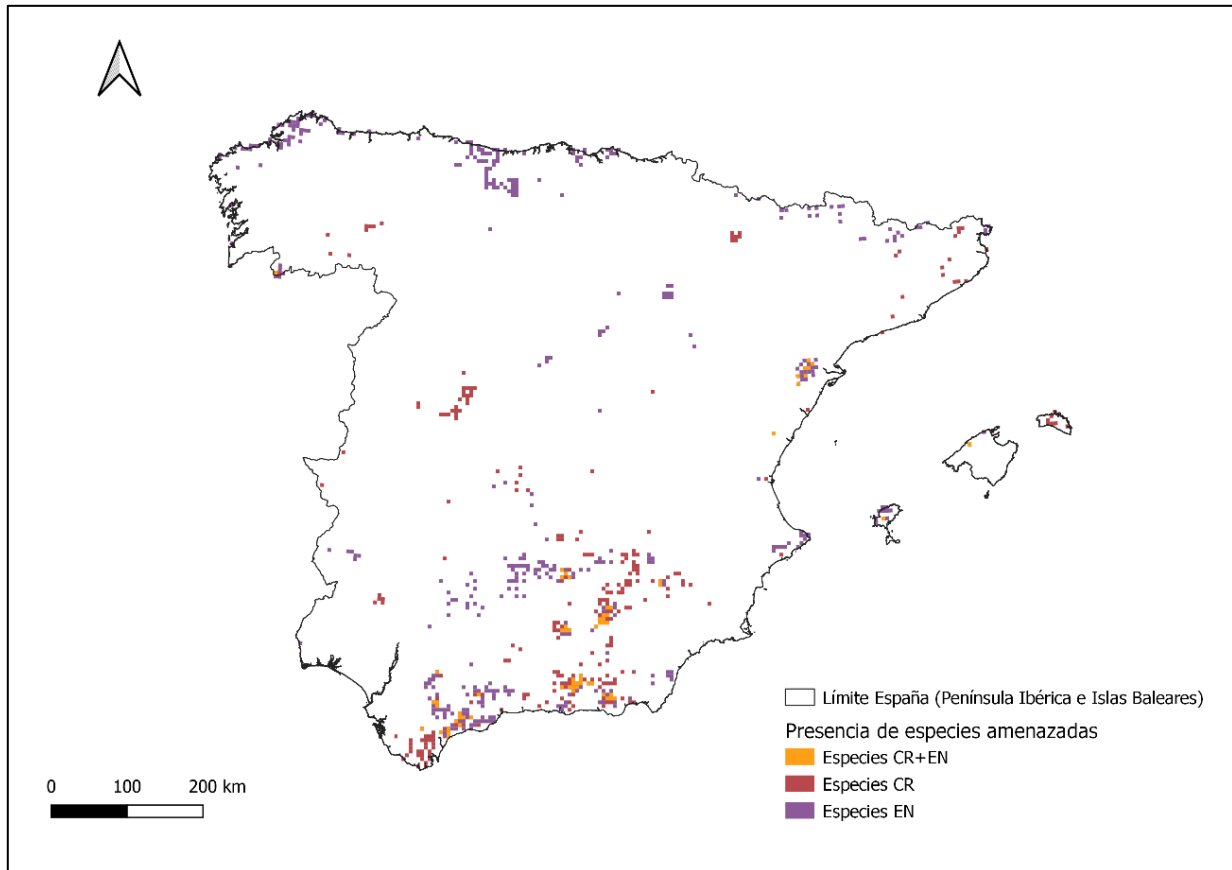


Figura 4. Áreas prioritarias para la conservación atendiendo al criterio de presencia de especies altamente amenazadas (CR y/o EN) en cuadrículas de una malla terrestre de 5 x 5 km en España (Península Ibérica e Islas Baleares).

Por lo tanto, se identificó un total de 912 cuadrículas prioritarias para la conservación de flora rupícola, por contener una riqueza en plantas rupícolas superior al 10 % y/o algún taxón con una categoría de amenaza EN o CR, de las cuales 68 cumplían simultáneamente ambas condiciones (**Fig. 8**).

Tabla 2. Plantas rupícolas altamente amenazadas (EN y/o CR) en España y número de registros (presencia en cuadrículas de 5 x 5 km).

Especies EN	Nº registros	Especies CR	Nº registros
<i>Androsace cantabrica</i>	95	<i>Allium rouyi</i>	110
<i>Antirrhinum pertegasii</i> *	302	<i>Anthemis secundiramea</i>	1
<i>Antirrhinum subbaeticum</i> *	42	<i>Anthyllis rupestris</i>	56
<i>Aquilegia pyrenaica cazorlensis</i>	62	<i>Aquilegia vulgaris pau</i>	41
<i>Armeria colorata</i>	63	<i>Artemisia granatensis</i>	130
<i>Armeria humilis humilis</i>	24	<i>Brimeura duvigneaudii duvigneaudii</i> *	3
<i>Centaurea borjae</i>	20	<i>Centaurea genesii-lopezii</i>	25
<i>Ceratocarpus heterocarpa</i>	78	<i>Centaurea saxifraga</i> *	15
<i>Coincya longirostra</i>	225	<i>Cephalaria squamiflora mediterranea</i>	1
<i>Culcita macrocarpa</i>	297	<i>Coincya rupestris rupestris</i> *	46
<i>Daphne alpina</i>	55	<i>Cymbalaria fragilis</i> *	27
<i>Dracocephalum austriacum</i>	36	<i>Dryopteris tyrrhena</i>	66
<i>Erigeron frigidus</i>	165	<i>Erodium astragaloides</i>	39
<i>Erodium paularense</i>	72	<i>Erodium maritimum</i>	8
<i>Fumana lacidulemiensis</i>	25	<i>Erodium tordylioides</i>	49
<i>Galium pulvinatum</i>	18	<i>Euphorbia margalidiana</i>	6
<i>Hippocrepis grosii</i>	16	<i>Geranium cazorlense</i>	30
<i>Hormathophylla reverchonii</i> *	27	<i>Geranium dolomiticum</i>	37
<i>Linaria polygalifolia aguillonensis</i>	34	<i>Hieracium recoderi</i> *	27
<i>Papaver rupifragum</i>	59	<i>Hippocrepis prostrata</i>	11
<i>Polycarpon polycarpoides herniarioides</i> *	31	<i>Hippocrepis tavera-mendozae</i> *	12
<i>Rhodanthemum arundanum</i>	110	<i>Jurinea fontqueri</i>	30
<i>Rumex rupestris</i>	54	<i>Pellaea calomelanos</i> *	62
<i>Rupicapnos africana</i> *	47	<i>Pseudomisopates rivas-martinezii</i>	51
<i>Saxifraga biterinata</i> *	73	<i>Psilotum nudum</i> *	64
<i>Seseli farrenyi</i>	9	<i>Reseda alba hookeri</i>	4
<i>Seseli intricatum</i>	805	<i>Silene marizii</i>	34
<i>Silene fernandezii</i>	54	<i>Sonchus pustulatus</i> *	8
<i>Silene hifacensis</i> *	82	<i>Teucrium bracteatum</i>	18
		<i>Teucrium oxylepis</i>	137
		<i>Vella castrilensis</i>	19

Nota: Se marcan con un “*” las especies rupícolas especialistas (Índice de afinidad por roquedos ≥ 4).

Atendiendo a aquellos taxones del listado de plantas rupícolas excluidos del estudio, fueron 282 de los que no quedó ningún registro tras efectuar la limpieza de los datos y la homogenización de los nombres, de entre los cuales 62 (22 %) son rupícolas especialistas. Entre ellos encontramos 7 especies amenazadas “En Peligro Crítico” (CR: *Agrostis barceloi*, *Borderea chouardii*, *Brimeura duvigneaudii oculata*, *Echinospartum algibicum*, *Medicago citrina*, *Moehringia intricata tejedensis* y *Rubia balearica caespitosa*) y ocho “En Peligro” (EN: *Campanula lusitanica specularioides*, *Draba hispanica lebrunii*, *Hypericum robertii*, *Jasione mansanetiana*, *Melica humilis bocquetii*, *Moehringia fontqueri*, *Petrocoptis pyrenaica viscosa* y *Rosmarinus tomentosus*). De los taxones rupícolas sin registro, 235 no han sido evaluados para España de acuerdo con criterios UICN. Por otro lado, los 10 taxones más frecuentes (con mayor número de registros) son especies rupícolas de carácter generalista y con

una amplia distribución (**ANEXO I: Tabla 1**). Ninguna de estas especies ha sido incluida en España en alguna de las categorías de amenaza de la Lista Roja de la UICN.

6.2. Potenciales conflictos para la conservación de flora rupícola

De las 912 cuadrículas prioritarias para la conservación de la flora rupícola, 61 (6,7 %) se encontraron dentro de los PPNN de montaña (26 en Sierra Nevada, 12 en Picos de Europa, 11 Sierra de las Nieves, 9 en Ordesa y Monte Perdido y 3 en Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, y 0 en el PN de la Sierra de Guadarrama); y 378 (41,4 %) dentro de la red de ENPs (que incluye otras categorías como Parque Natural, paraje natural, etc.), quedando un total de 534 (58,6 %) cuadrículas prioritarias fuera de áreas protegidas (**Fig. 5 y 6**).

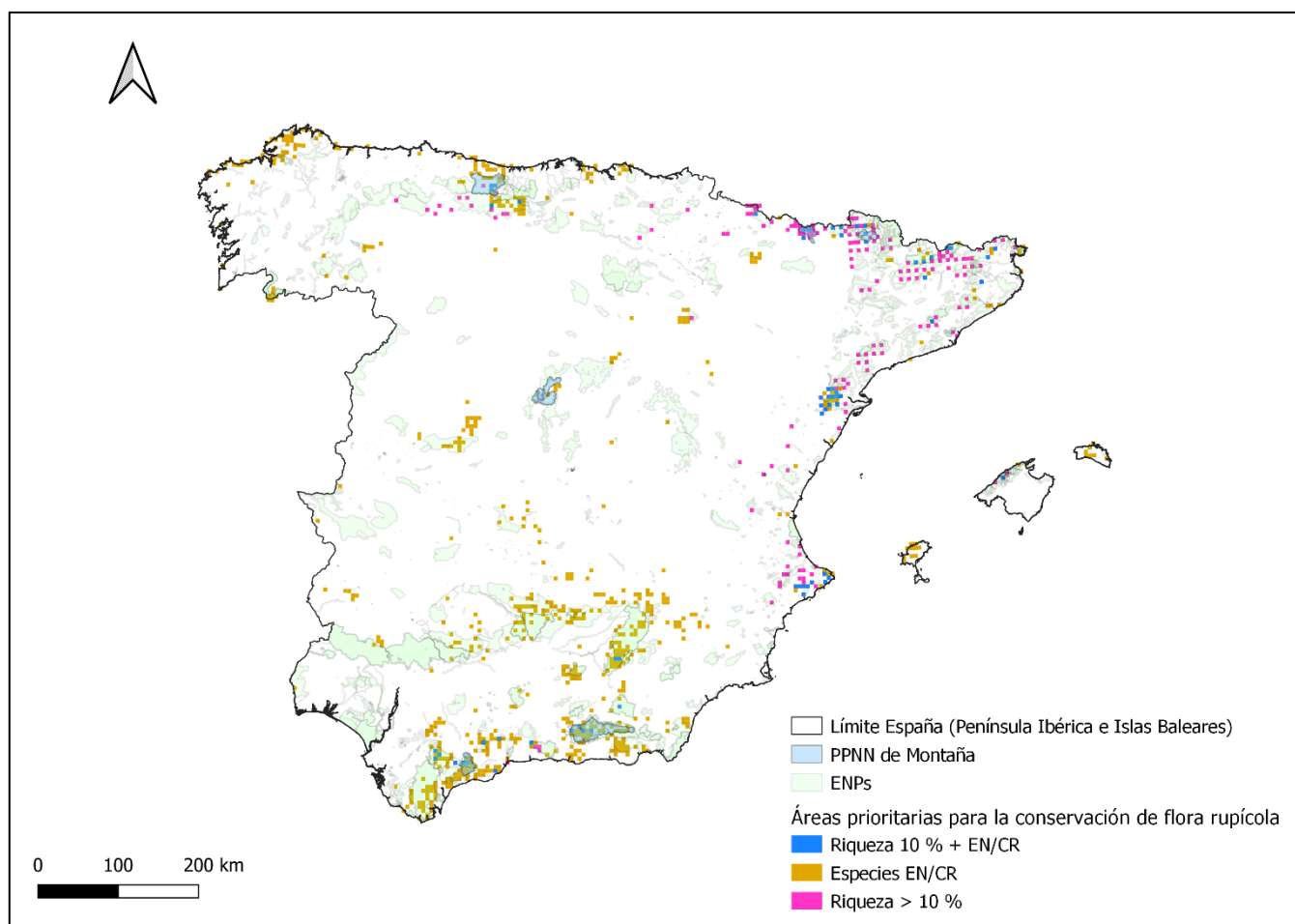


Figura 5. Distribución de las áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola en España por su alto contenido de taxones rupícolas (Riqueza de especies > 10 %) y/o a la presencia de especies altamente amenazadas (CR y/o EN) y su posición con respecto a la red de ENPs y los PPNN de montaña.

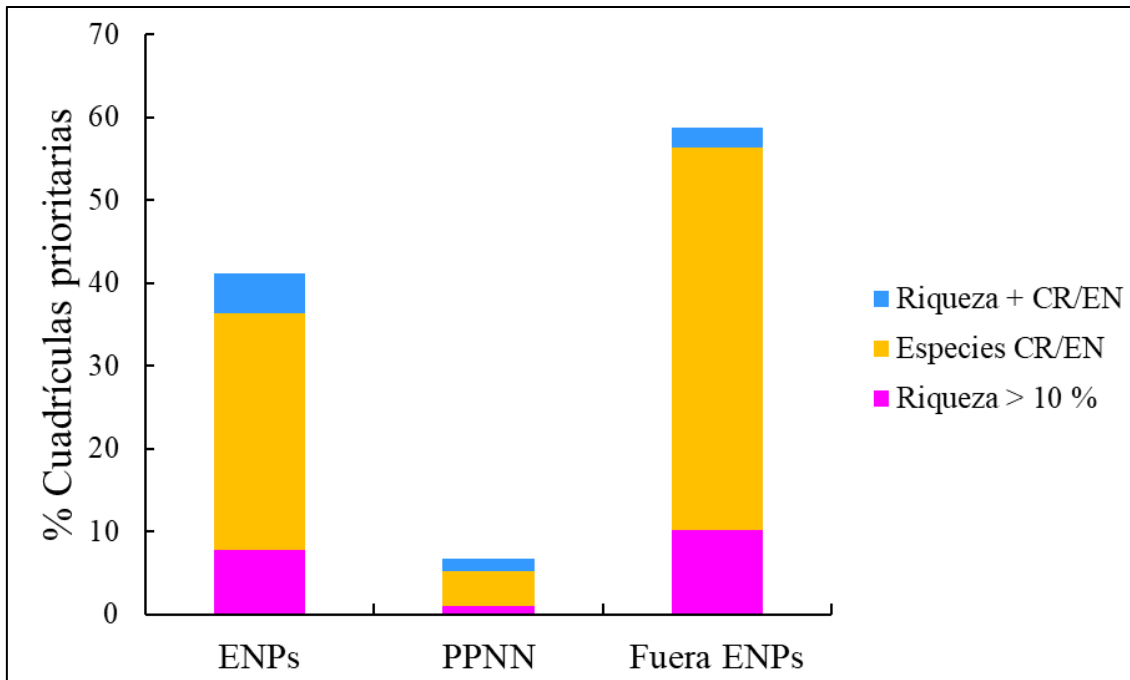


Figura 6. Porcentaje y tipología de las cuadrículas prioritarias para la conservación de la flora rupícola cubiertas por la red de ENPs y de PPNN de montaña. *Nota:* el porcentaje de áreas ocupado por los PPNN se incluye también en la cobertura de ENPs.

En cuanto a las áreas prioritarias contenidas en parques nacionales de montaña, fueron encontradas cuadrículas prioritarias para la conservación debido a la presencia de taxones rupícolas amenazados (CR/EN) en la mayor parte de la superficie de Sierra Nevada y Sierra de las Nieves, además de incluir 4 y 2 cuadrículas, respectivamente, que también albergan una riqueza de plantas rupícolas superior al 10 % (**Fig. 7A y 7B**). Asimismo, los PPNN de Ordesa y Monte Perdido y de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici presentaron múltiples áreas prioritarias que incluyen una riqueza en taxones rupícolas superior al 10 %, además de contener especies amenazadas en 2 y 1 cuadrículas con taxones amenazados, respectivamente (**Fig. 7C y 7D**). El PN de Picos de Europa contuvo varias cuadrículas que albergan especies amenazadas, además de 5 cuadrículas con una alta riqueza de especies (**Fig. 7E**). Por último, no fue identificada ninguna cuadrícula prioritaria dentro del PN de la Sierra de Guadarrama (**Fig. 7F**).

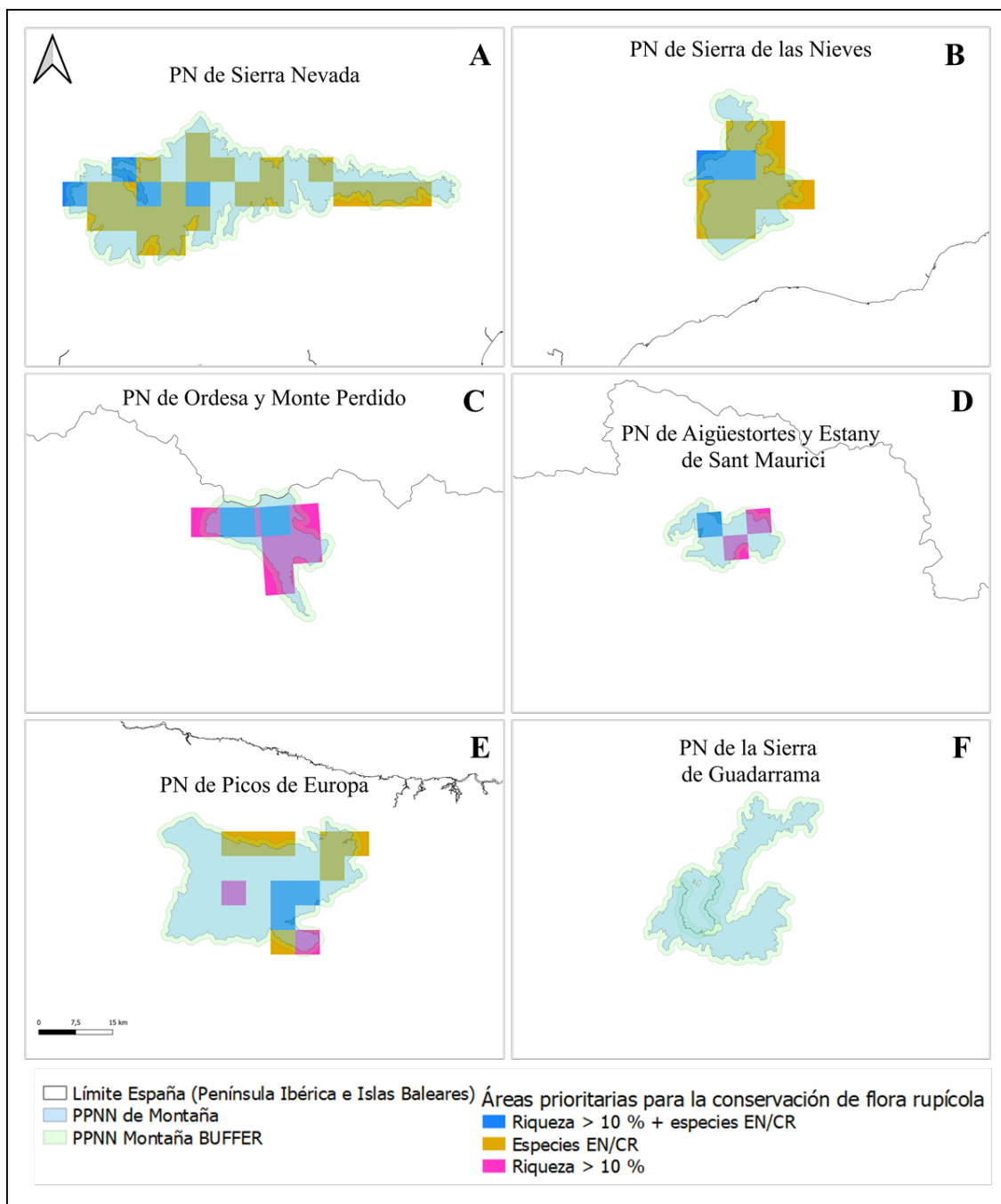


Figura 7. Áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola dentro de los PPNN de montaña.

Atendiendo a la diversidad de plantas rupícolas contenidas en los PPNN de montaña, en ellos se encontró registros de presencia de 677 taxones rupícolas, de los cuales 103 son rupícolas especialistas, es decir, contienen un 60,7 % de la flora rupícola total y casi un 50 % de los taxones especialistas. Esta cifra ascendió a 1.071 (96 %) taxones rupícolas totales y 195 especialistas dentro de los ENPs en general. Sin embargo, hubo 45 taxones cuya distribución se encuentra completamente fuera de los ENPs, de los cuales 7 están evaluados como CR y otros 3 como EN a nivel de España (**Tabla 3**).

Tabla 3. Taxones rupícolas localizados únicamente fuera de espacios protegidos y sus categorías de amenaza UICN en España.

Especie	Categoría UICN (ES)
<i>Adenocarpus desertorum</i>	NT
<i>Alchemilla perspicua</i> *	NA
<i>Alchemilla santanderiensis</i>	DD
<i>Alchemilla spathulata</i> *	NA
<i>Allium ebusitanum</i>	VU
<i>Allium grosii</i>	NA
<i>Anthemis secundiramea</i>	CR
<i>Antirrhinum microphyllum</i> *	VU
<i>Antirrhinum subbaeticum</i> *	EN
<i>Armeria eriophylla</i>	NA
<i>Armeria euscadiensis</i>	NT
<i>Armeria sampaioi</i>	NA
<i>Armeria welwitschii</i>	NA
<i>Aster linosyris</i>	NA
<i>Brimeura duvigneaudii duvigneaudii</i> *	CR
<i>Calendula suffruticosa greuteri</i>	NA
<i>Calendula suffruticosa vejerensis</i>	NA
<i>Centaurea borjae</i>	EN
<i>Centaurea saxifraga</i> *	CR
<i>Cephalaria squamiflora mediterranea</i>	CR
<i>Cymbalaria fragilis</i> *	CR
<i>Dianthus cintranus barbatus</i>	NA
<i>Dianthus laricifolius caespitosifolius</i>	VU
<i>Dianthus rupicola rupicola</i> *	VU
<i>Echium rosulatum rosulatum</i>	NA
<i>Erodium maritimum</i>	CR
<i>Euphorbia margalidiana</i>	CR
<i>Galium friedrichii</i> *	NA
<i>Genista dorycnifolia</i>	NT
<i>Helictochloa crassifolia</i>	NA
<i>Herniaria algarvica</i>	NA
<i>Hippocrepis grosii</i>	EN
<i>Lactuca perennis perennis</i>	VU
<i>Leucanthemum corunnense</i>	NA
<i>Pteris cretica</i>	NA
<i>Rhamnus oleoides rivasgodayana</i>	NA
<i>Saxifraga cintrana</i> *	NA
<i>Serapias nurrica</i>	VU
<i>Sibthorpia peregrina</i>	NA
<i>Silene cintrana</i> *	NA
<i>Spergularia rupicola</i> *	NA
<i>Teucrium aureum aureum</i>	NA
<i>Teucrium montanum montanum</i>	NA
<i>Thymus richardii ebusitanus</i>	NA

Nota: Se marca con “*” las especies rupícolas especialistas (índice de afinidad a roquedos ≥ 4).

En cuanto a la escalada, se identificó 185 escuelas ubicadas dentro de áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola, repartidas en 128 (14 % del total) cuadrículas diferentes (**Fig. 8**). Dentro de estas zonas sensibles, la práctica de la escalada y la popularidad destacan en el sur de la Península Ibérica, aunque es muy baja dentro del PN de Sierra Nevada y nula en el PN de Sierra de las Nieves. También destaca la popularidad en el norte de Ibiza, en la Cordillera Cantábrica (especialmente en 3 cuadrículas que se ubican dentro del PN de Picos de Europa) y en los Pirineos, resaltando una cuadrícula con muy alta popularidad (6) en el PN de Ordesa y Monte Perdido y otra cuadrícula con popularidad 4 en el PN de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, además de otra con la misma popularidad en sus proximidades.

De entre las zonas en las que se practica la escalada en roca y son al mismo tiempo prioritarias para la conservación de flora rupícola, fueron determinadas 55 cuadrículas situadas dentro de ENPs, de las cuales 9 están dentro de los PPNN de montaña o a menos de 1 km de su límite (4 en Picos de Europa, 3 en Sierra Nevada, 1 en Ordesa y Monte Perdido y 1 Aigüestortes i Estany de Sant Maurici). De modo que de las 128 cuadrículas prioritarias para la conservación de la flora rupícola en las que se practica la escalada, 73 (57 % del total) se encuentran fuera de ENPs (**Fig. 11**), concentrándose principalmente en el sur de la Península Ibérica, en el norte a lo largo de Pirineos y la Cordillera Cantábrica, o en Ibiza.

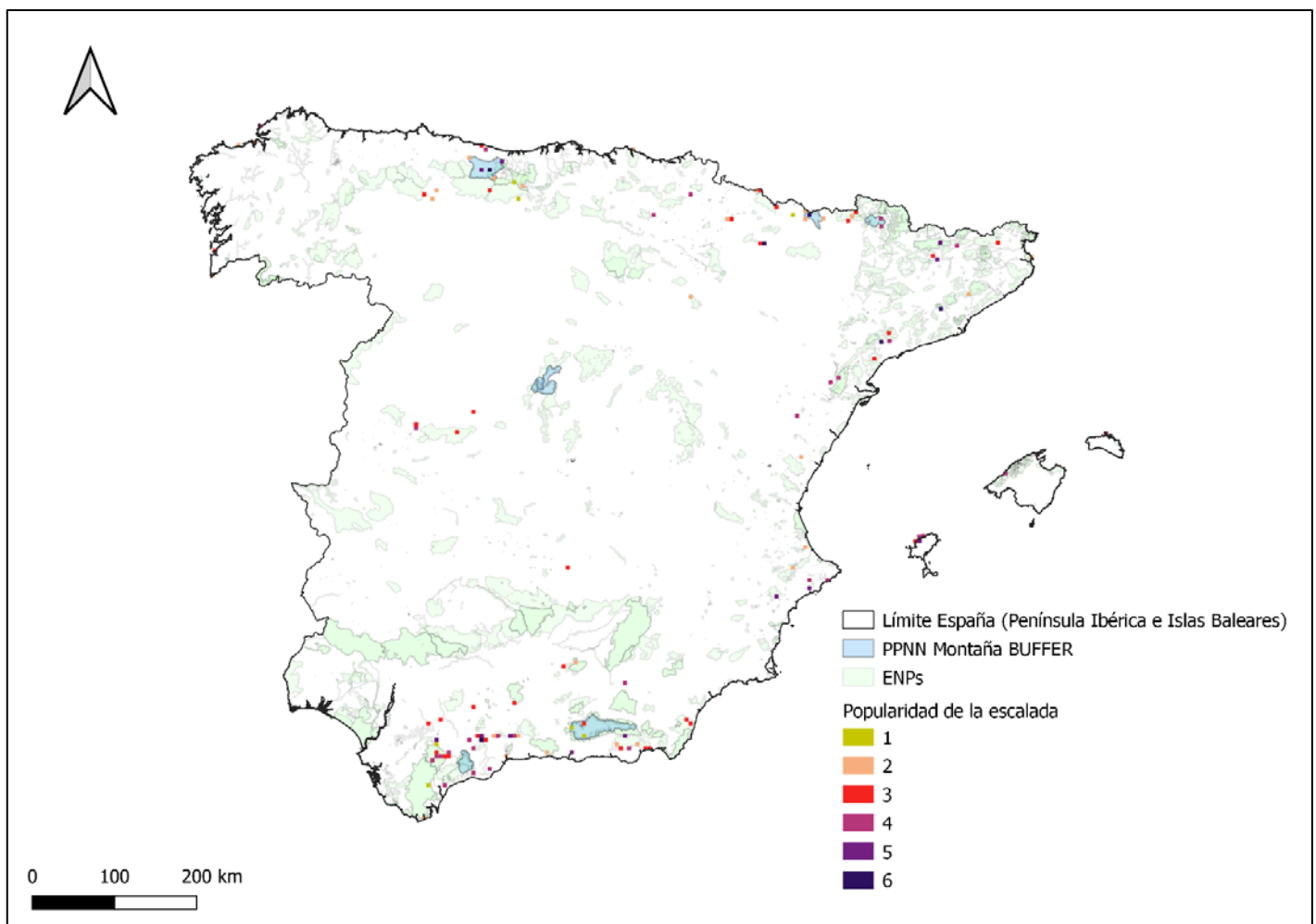


Figura 8. Cuadrículas de 5 x 5 km prioritarias para la conservación de la flora rupícola en las que se practica la escalada, indicando los diferentes niveles de popularidad y su posición con respecto a la red de ENPs y PPNN de montaña.

6.3. Análisis de factores ambientales que condicionan la riqueza de plantas rupícolas

Los GLM ajustados incluyeron todas las variables iniciales tras la selección por el criterio de información de AIC, puesto que tanto la elevación como el resto de las variables bioclimáticas analizadas influían de manera significativa ($p < 0,05$) en la riqueza de plantas rupícolas totales ($R^2 = 0,632$) y sobre la riqueza de plantas rupícolas especialistas ($R^2 = 0,131$), mientras que el efecto de algunos tipos de litología (areniscas, granitos y vulcanitas) no resultó significativo para el segundo grupo (**Tabla 4**).

En concreto, la elevación, la precipitación en la estación seca (BIO17) y la litología de tipo areniscas, calizas y cuarcitas influyen de manera positiva sobre la riqueza de plantas rupícolas totales y especialistas (*Incidence Rate Ratio* > 1), mientras que la temperatura anual media (BIO1), la temperatura máxima del mes cálido (BIO5), la temperatura mínima del mes frío (BIO6), la precipitación anual (BIO12) y la litología de tipo granito, serpentina y vulcanita influyen de manera negativa sobre la riqueza de plantas rupícolas (*Incidence Rate Ratio* < 1) (**Tabla 4**, **Figs. 9 y 10**).

Tabla 4. Resultados de los GLM con selección de modelos por AIC de cómo la riqueza de plantas rupícolas totales y especialistas está influenciada por diferentes variables ambientales: elevación, temperatura anual media (BIO1), temperatura máxima del mes cálido (BIO5), temperatura mínima del mes frío (BIO6), precipitación anual (BIO12), precipitación de la estación seca (BIO17) y diferentes categorías de litología (Areniscas, Calizas y Granitos).

Predictores	Riqueza plantas rupícolas totales		Riqueza plantas rupícolas especialistas	
	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>p</i>	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>p</i>
Elevación	1,0007	<0,001	1,0005	<0,001
BIO1	2,0825	<0,001	1,2719	<0,001
BIO5	0,7414	<0,001	0,9096	<0,001
BIO6	0,6504	<0,001	0,8678	<0,001
BIO12	0,9997	<0,001	0,9998	<0,001
BIO17	1,001	<0,001	1,0016	<0,001
Areniscas	5,3415	<0,001	1,0623	0,625
Calizas	1,1836	<0,001	1,154	<0,001
Cuarcitas	1,293	<0,001	1,2844	<0,001
Granitos	0,9809	0,040	0,9713	0,210
Serpentinas	0,9412	<0,001	0,8208	<0,001
Vulcanitas	0,905	<0,001	0,9755	0,619
n total	25854		25854	
R ² Nagelkerke	0,633		0,131	

Nota: Se marca en negrita el valor *p* de las variables que influyen de manera significativa sobre la riqueza de taxones rupícolas ($p < 0,05$).

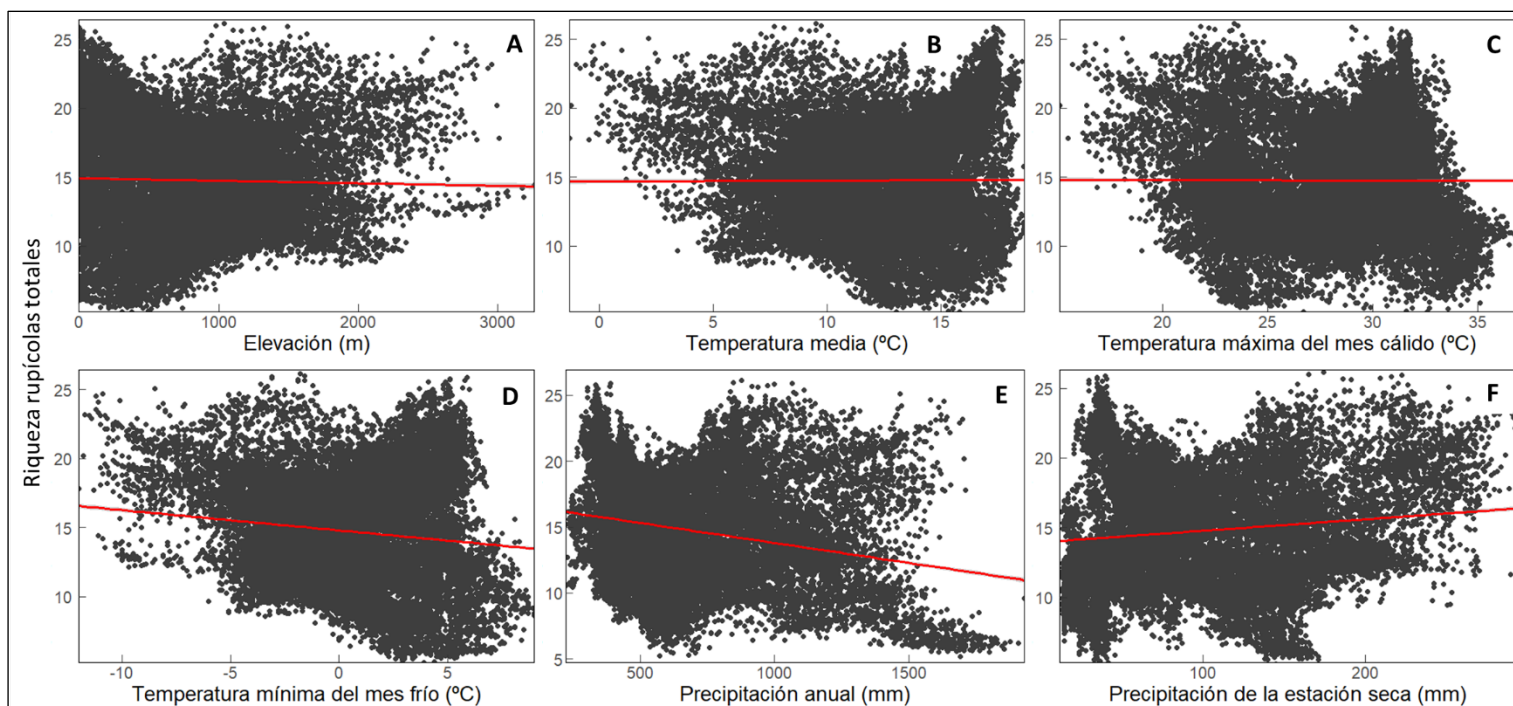


Figura 9. Relación entre la elevación (A), la temperatura media (B), la temperatura máxima del mes cálido (C), la temperatura mínima del mes frío (D), la precipitación anual (E) y la precipitación en la estación seca (F), sobre la riqueza de taxones rupícolas totales de la Península Ibérica y las Islas Baleares (GLM, $R^2 = 0,632$, $p < 0,05$). Los puntos representan los valores de riqueza ajustados al GLM.

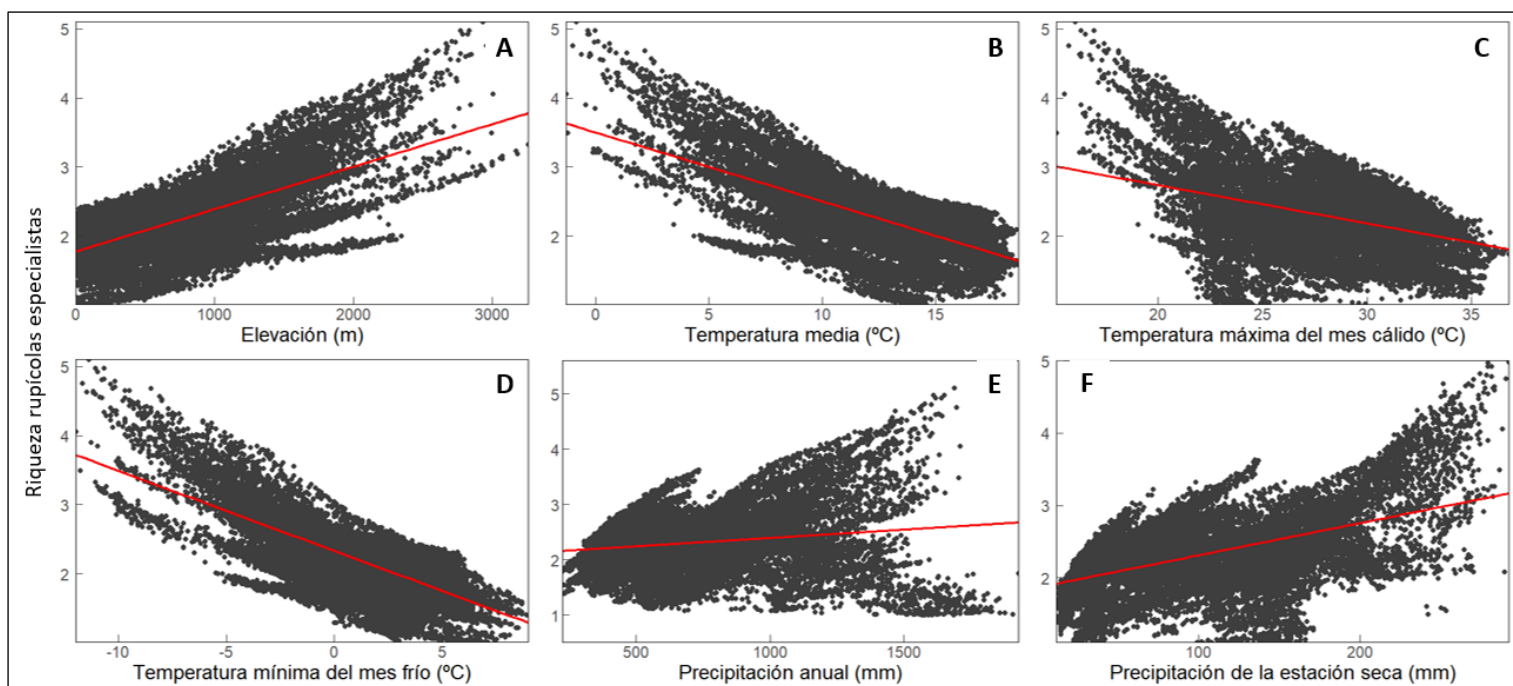


Figura 10. Relación la elevación (A), la temperatura media (B), la temperatura máxima del mes cálido (C), la temperatura mínima del mes frío (D), la precipitación anual (E) y la precipitación en la estación seca (F) sobre la riqueza de taxones especialistas de la Península Ibérica y las Islas Baleares (GLM, $R^2 = 0,131$, $p < 0,05$). Los puntos representan los valores de riqueza ajustados al GLM.

En cuanto a la litología, se identificó diferencias significativas ($p < 0,05$ en el test post-hoc de Tukey) en la riqueza de taxones rupícolas totales (**Fig. 11A, ANEXO 1: Tabla 2**) entre todas las categorías menos entre las serpentinas y las vulcanitas, siendo estas las categorías asociadas a niveles más bajos de riqueza. La mayor riqueza se asoció a los sustratos calizos, seguida de las areniscas, donde encontramos mayor variabilidad en los datos.

Atendiendo a la riqueza de plantas rupícolas especialistas (**Fig. 11B, ANEXO 1: Tabla 3**), se encontraron diferencias significativas (GLM y Tukey, $p < 0,05$) entre areniscas, calizas, cuarcitas y granitos, pero no entre cuarcitas y granitos con respecto a las serpentinas y vulcanitas. Son estas las categorías que presentan menor riqueza de rupícolas especialistas, y las calizas y areniscas son las categorías asociadas a los valores más altos riqueza.

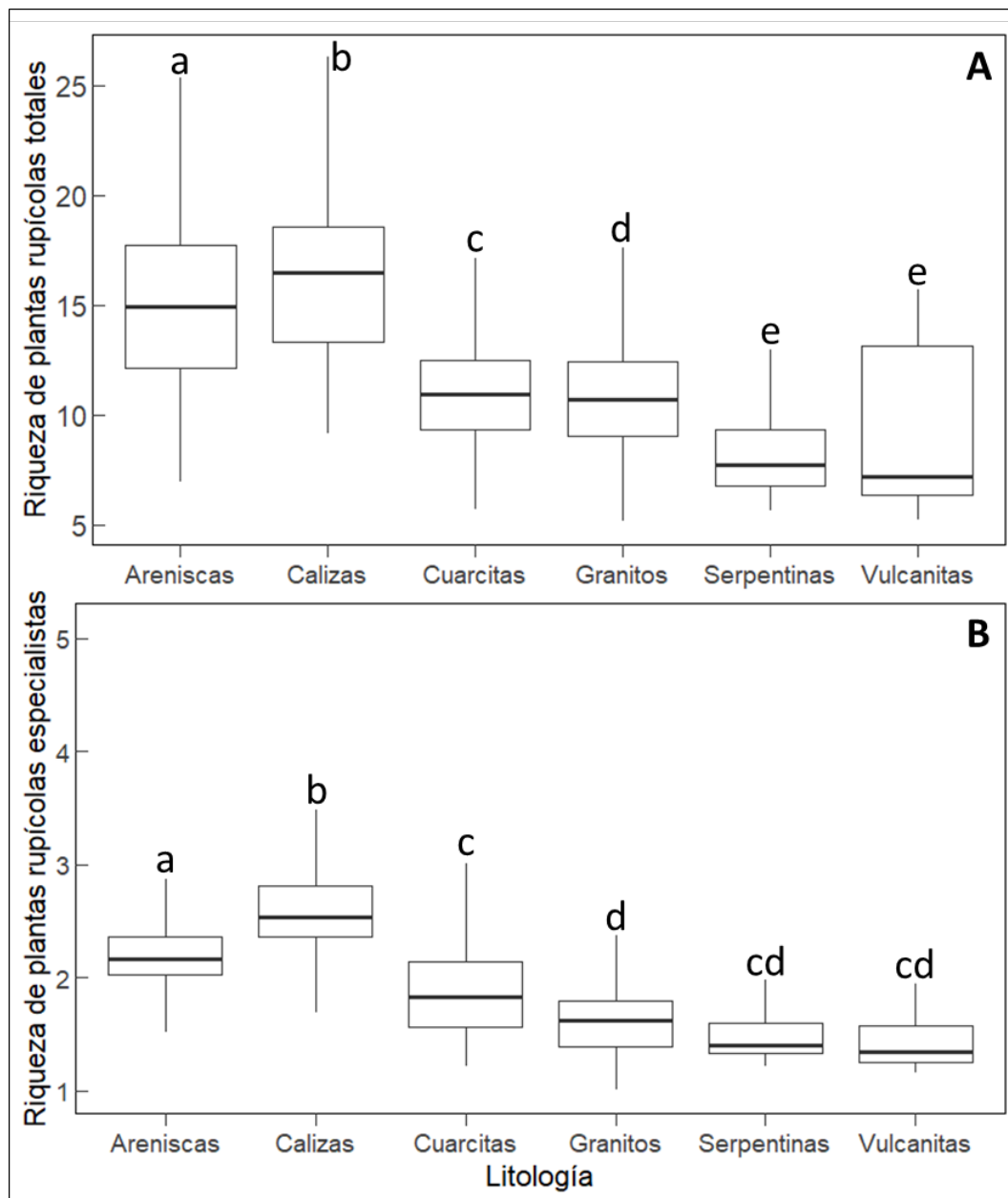


Figura 11. Diferencias entre la riqueza de taxones rupícolas totales (A) y especialistas (B) en seis tipos diferentes de litología: areniscas, calizas, cuarcitas, granitos, serpentinas y vulcanitas. Distintas letras indican diferencias significativas en el test post-hoc de Tukey ($p < 0,05$).

7. Discusión

Este trabajo supone la primera tentativa hasta la fecha para identificar las áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola en el conjunto de España (territorio peninsular e Islas Baleares). Esta aproximación es una evaluación de la distribución de la riqueza de taxones rupícolas y de taxones altamente amenazados (EN y CR). Representa un enfoque más amplio que en deCastro-Arrazola et al. (2021), donde fueron considerados únicamente los taxones rupícolas especialistas amenazados y se puso el foco en la detección de áreas donde la escalada en roca pudiese tener efectos negativos sobre ellos. Nuestro enfoque ha sido posible gracias a que previamente se ha confeccionado un listado de plantas rupícolas de la Península Ibérica y las Islas Baleares (Lorite et al. (2023), que ha permitido la búsqueda de los datos de presencia de todos los taxones incluidos en él.

7.1. Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola

A pesar de que los roquedos albergan una excepcional diversidad vegetal y se caracterizan por su alta integridad ecológica, no ocupan grandes superficies y constituyen un hábitat muy fragmentado (Larson et al., 2000; March-Salas et al., 2023b). Esto es consistente con que en la mayor parte de la zona de estudio no se haya detectado la presencia de especies rupícolas especialistas, ya que su hábitat es poco abundante. También es consistente con que la mayoría de cuadrículas donde hay presencia de estas especies, su riqueza sea muy baja, sobre todo en el interior de la Península donde no hay grandes relieves, pudiendo encontrarse sobre roquedos pequeños que no reúnen las características descritas del hábitat (**Fig. 3A**).

Aquellos roquedos con mayor diversidad de plantas rupícolas se han encontrado en grandes sistemas montañosos (Cordillera Cantábrica, Pirineos, Cordillera Costero-Catalana y el Sistema Bético, en la Península; y la Sierra de Tramontana, en Mallorca), ya que es aquí donde los roquedos están bien representados y albergan mayor número de endemismos (Antonsson, 2012; Aedo et al., 2017; **Fig. 3B**). También se han encontrado áreas con elevada riqueza de taxones rupícolas en sistemas montañosos de menor envergadura, en los que también encontramos grandes roquedos, como en el Parque Natural de Els Ports (cerca de la desembocadura del Ebro), y en las montañas del norte de la provincia de Alicante, como la Sierra de Mariola y la Sierra de Aitana. Son por tanto en estas zonas donde se han identificado la mayoría de áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola por su elevada riqueza de especies (**Fig. 3C**).

Atendiendo a la distribución de especies rupícolas amenazadas dentro de las categorías UICN de EN y CR, los resultados obtenidos coinciden mayormente con los resultados de deCastro-Arrazola et al. (2021, **Figs. 4 y 12**) en su análisis de la distribución de taxones rupícolas amenazados, a pesar de que el listado de especies de partida era diferente, ya que en este estudio fueron incluidos también los taxones clasificados en las categorías UICN de vulnerable (VU), casi amenazado (*Near Threatened*, NT) y con datos deficientes (*Deficient Data*, DD).

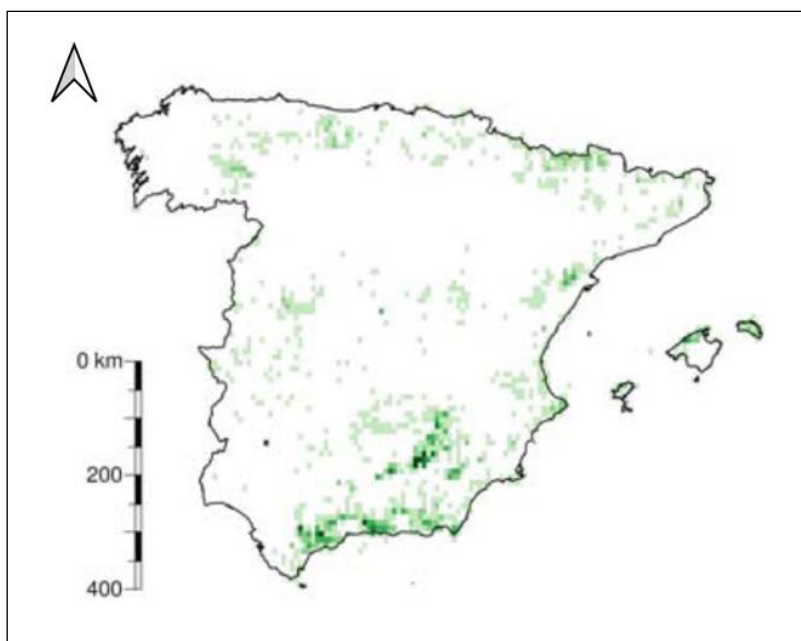


Figura 12. Distribución espacial de la riqueza de plantas rupícolas amenazadas en una malla de 10 x 10 km (deCastro-Arrazola et al. 2021). A mayor oscuridad del verde de las cuadrículas, mayor es la riqueza de especies.

7.2. Potenciales conflictos para la conservación de flora rupícola

Dada la gran cobertura de ENPs en España (27 % de la superficie, MITECO, 2018), no es de extrañar que más de un 40 % de las áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola se encuentren dentro de estos espacios (**Fig. 5**). La mayoría de las zonas protegidas se encuentran normalmente en áreas montañosas, donde los afloramientos rocosos dificultan el desarrollo de actividades de aprovechamiento económico (cultivos, urbanizaciones, industrias...) y la biodiversidad está en un buen estado de conservación (Larson et al., 2000; deCastro-Arrazola et al., 2021) con respecto a zonas de relieves suaves. En especial, dentro de las áreas prioritarias en ENPs, un 6,7 % se encuentra dentro de PPNN de montaña, resaltando su importancia para la conservación de flora rupícola y de especies endémicas (Araújo et al., 2007; Antonsson, 2012; Aedo et al., 2017). En ellos están contenidos aproximadamente un 60 % de los taxones rupícolas totales y un 50 % de los especialistas, además de haberse determinado numerosas áreas para la protección de la flora rupícola en 5 de los 6 parques (a excepción del PN de Sierra de Guadarrama, donde no está contenida ninguna de las cuadrículas prioritarias para la conservación, **Fig. 7F**). En los PPNN del sur de la Península (Sierra Nevada y Sierra de las Nieves), predominan cuadrículas prioritarias para la conservación por la presencia de taxones amenazados, aunque en Sierra Nevada encontremos también algunas de las cuadrículas con mayor riqueza de especies; mientras que en los PPNN de los Pirineos (Ordesa y Monte Perdido y Aigüestortes i Estany de Sant Maurici) las cuadrículas son prioritarias principalmente por elevada riqueza de taxones rupícolas. Por otro lado, el PN de los Picos de Europa contiene varias cuadrículas prioritarias tanto por su riqueza como por albergar taxones rupícolas altamente amenazados.

De entre las áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola fuera de ENPs, podemos distinguir algunas zonas ubicadas cerca áreas protegidas, y que por lo tanto la ampliación de determinados ENPs existentes podría contribuir a su protección. Este es el caso de algunas áreas

prioritarias localizadas al norte del PN de Picos de Europa, alrededor de los PPNN de Ordesa y Monte Perdido y de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, así como de otros ENPs de los Pirineos; alrededor del PN de la Sierra de Guadarrama, del Parque Natural de Els Ports o en las proximidades de los PPNN de Sierra Nevada, de la Sierra de las Nieves y de otros ENPs del sur de la Península. Por otro lado, algunas áreas prioritarias se encuentran alejadas de los ENPs actualmente existentes, o bien próximas a ENPs muy pequeños y fragmentados, de tal manera que para protegerlas sería necesaria la creación de nuevos ENPs. Algunas de estas zonas prioritarias se localizan dispersas en el centro de la península, o concentradas en norte de Alicante, en el norte de Galicia, en Ibiza y en Menorca (**Fig. 13**).

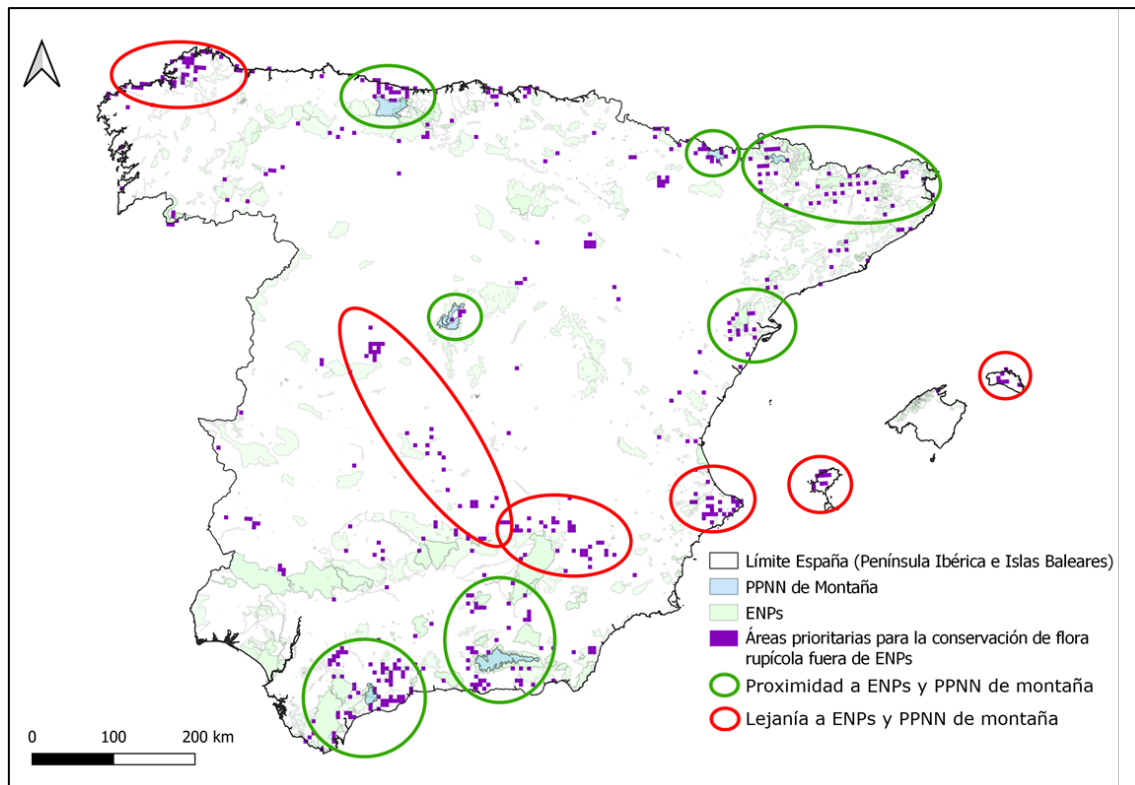


Figura 13. Áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola fuera de ENPs y PPNN de montaña, clasificadas según su proximidad a la red de ENPs o PPNN.

Para el diseño de nuevos ENPs se recomienda llevar a cabo un análisis de huecos (Rodríguez et al. 2004; Arajúo et al., 2007), de tal manera que se incluyan en estos nuevos espacios a todas las especies rupícolas amenazadas, especialmente a aquellas cuya distribución se encuentra totalmente fuera de ENPs (**Tabla 4**), en al menos un ENP. Además, se recomienda un análisis de complementariedad para asegurar que se incluyen las zonas que más contribuyen a representar la totalidad de la flora rupícola de España (Margules et al., 2002). Tanto la protección de especies rupícolas amenazadas como la conservación del hábitat de roquedo, incluido en la directiva de hábitats de la UE 92/43/EEC (Comisión Europea, 1992) y en la estrategia nacional de conservación de plantas rupícolas (MITECO, 2018a), podrían justificar la creación de nuevos ENPs.

En cuanto a la escalada en roca, tan solo se ha encontrado el solapamiento entre esta actividad y un 14 % de las cuadrículas identificadas como prioritarias para la conservación de flora rupícola, de modo que la mayoría de las vías de escalada se encuentran en zonas de baja

relevancia para la conservación. De las 128 cuadrículas prioritarias donde se practica la escalada, un 43 % de ellas se ubican dentro de ENPs o PPNN de montaña (7 %). En estas zonas, especialmente en los PPNN de Picos de Europa, Ordesa y Monte Perdido y Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, donde encontramos cuadrículas prioritarias con una popularidad de la escalada que va desde moderada a muy alta, la escalada debería regularse (mediante PORNs, PRUGs...), teniendo como máxima prioridad la protección de la biodiversidad rupícola. Esta regulación ha de ser específica para cada zona de escalada y ha de llevarse a cabo en función del impacto de las vías actuales o potenciales vías nuevas, teniendo en cuenta que la apertura de nuevas vías es la acción con mayor impacto sobre la vegetación (Lorite et al., 2017; March-Salas et al., 2023a y b).

Para conocer el grado del impacto de la escalada en roca en cada zona serán necesarios estudios de campo en los que se evalúe la presencia de taxones amenazados en las caras de roquedo escaladas y sus efectos sobre las poblaciones de plantas rupícolas (estudiando la abundancia, cobertura, estabilidad de sus polinizadores, *fitness*, etc.), así como una monitorización para conocer las dinámicas poblacionales a lo largo de las estaciones y de los años (deCastro-Arrazola et al., 2021). Todo esto deberá ser acompañado de campañas de concienciación ambiental llevadas a cabo por las autoridades responsables de los ENPs y las asociaciones de escalada, dirigidas tanto a escaladores como a un público general. En la regulación de esta actividad será necesario involucrar a todas las partes interesadas para lograr un equilibrio entre la conservación ambiental y la práctica sostenible de la escalada (Chan et al., 2023). Los esfuerzos de conservación deberán centrarse tanto en una conservación holística del ecosistema como en especies emblemáticas y raras, en la renaturalización de los roquedos afectados por la escalada (March salas et al., 2023a), en la recuperación de las poblaciones afectadas (Perino et al., 2019) y en la conservación *ex situ* de material vegetal de especies amenazadas (La Vigne et al., 2022).

En las áreas prioritarias de fuera de ENPs donde se practica la escalada en roca resultará más difícil conseguir elevados esfuerzos en conservación y una regulación estricta de esta actividad, por lo que es fundamental incluir aquellas zonas con mayor valor para la biodiversidad dentro de la red de ENPs. Simultáneamente, se recomienda, en colaboración con las escuelas de escalada involucradas, realizar una búsqueda de zonas escalables que tengan un bajo valor para la conservación (March-Salas et al., 2023a), con el fin de llevar en ellas la apertura de nuevas vías y promover la escalada sobre ellas, reduciendo la presión en otras zonas donde el impacto pueda ser mayor.

7.3. Factores ambientales que condicionan la riqueza de plantas rupícolas

Todos los factores ambientales analizados mostraron una influencia significativa sobre la riqueza de plantas rupícolas totales y especialistas. En particular, la elevación influyó de forma positiva, especialmente para las plantas rupícolas especialistas, el efecto fue menos destacado para la riqueza de plantas rupícolas totales, lo que puede deberse al gran número de cuadrículas con bajas altitudes y al amplio rango de riquezas que contienen. Sanders & Rahbek (2012) y Nogué et al. (2013) señalan que la riqueza de especies, teniendo en cuenta la biodiversidad total, se reduce de medias a altas altitudes (a partir de 1.500 m s.n.m), lo que puede explicar que, aunque los valores más altos de riqueza se den en grandes picos (Veleta, Mulhacén, Aneto y Monte Perdido), no se aprecie una tendencia clara y por tanto sean valores excepcionales. Por otro lado, múltiples estudios (p. ej., Lobo et al., 2001; Essl et al., 2009; Steinbauer et al., 2012;

Cañadas et al., 2014; Aedo et al., 2017; Fois et al., 2017; Coals et al., 2018,) han determinado la importancia del efecto de la elevación sobre la riqueza de endemismos vegetales, relacionando los altos valores de riqueza con las mayores altitudes, siendo uno de los principales condicionantes de la biodiversidad de endemismos. Esto explicaría el aumento de la riqueza de plantas rupícolas especialistas a mayores altitudes, dado que son frecuentemente especies raras y presentes en pocas localidades, habitualmente en grandes roquedos de alta montaña, que actúan como centros de especiación, así como refugio climático y refugio frente a alteraciones antrópicas (Larson et al., 2000; Lobo et al., 2001; Harrison & Noss, 2017; Lorite et al., 2023).

Dado que la riqueza de plantas rupícolas especialistas aumenta con la elevación, también se relaciona con las temperaturas más frías (Cañadas et al., 2014), encontrando un aumento en la riqueza cuanto más bajas son las temperaturas medias anuales, las del mes más frío y menos extremas son las del mes más cálido. Estos resultados respaldan de nuevo la idea que los roquedos actúan de refugio climático para estas especies (Larson et al., 2000; Harrison & Noss, 2017). También respecto a temperaturas, la relación con las plantas rupícolas totales es menos clara debido a que estas plantas habitan otros ambientes, tienen un nicho ecológico más amplio y toleran un rango de temperaturas mayor (Gilchrist, 1995).

En cuanto a la precipitación, se relaciona de manera positiva con la riqueza de plantas rupícolas especialistas, tanto la precipitación anual como especialmente la precipitación del periodo seco, al igual que en otros estudios donde se estudia su influencia sobre riqueza de endemismos (Gillespie et al., 2008; Cañadas et al., 2014). Esta tendencia es similar a la encontrada con la elevación, dado que la aridez se reduce con la altitud en montañas de la cuenca Mediterránea (Walter & Breckle, 1991). Por otro lado, los resultados muestran que un aumento en las precipitaciones anuales disminuye la riqueza de especies rupícolas totales, lo que puede deberse a que gran parte de estas plantas compiten mejor cuando hay cierto grado de estrés hídrico y, en ambientes más húmedos, son otras especies las predominantes (Larson et al., 2000; Litcher-Mark, 2022).

El hecho de que en la mayoría de cuadrículas donde hay presencia de plantas rupícolas especialistas la riqueza sea muy baja (entre 1 y 6 especies), probablemente por su presencia en pequeños roquedos y con baja relevancia para la conservación (en principio), ha podido reducir la predictibilidad del modelo, obteniendo un R^2 más bajo para el GLM de las plantas rupícolas especialistas (para las que, sin embargo, se han detectado patrones individuales más evidentes) que para las plantas rupícolas totales.

Teniendo en cuenta los efectos de las temperaturas y las precipitaciones sobre las plantas rupícolas, los efectos del cambio climático para la región mediterránea y sus montañas (aumento de temperaturas y la impredecibilidad y reducción de las precipitaciones, especialmente en la estación seca) podrían suponer un riesgo para la flora de los roquedos (Nogués-Bravo et al., 2007 y 2008; Giorgi & Lionello, 2008; IPCC, 2014). Esto resulta especialmente preocupante para aquellas especies endémicas adaptadas a unas condiciones muy particulares que permanecen gracias al papel de los roquedos como refugio climático, que resulta cada vez más amenazado. En este sentido, dado que las plantas encuentran refugio en microhábitats (grietas, hendiduras, debajo de algunas piedras...) se recomienda hacer estudios en las zonas señaladas como prioritarias para la conservación, particularmente en aquellas con

mayor riqueza de especies rupícolas especialistas, en los que se monitorice a largo plazo la evolución de la flora y las condiciones microclimáticas de diferentes partes del roquedo.

Nuestro estudio también incluye un análisis de la influencia de la litología sobre la riqueza de plantas rupícolas, ya que se trata de otra de las variables más influyentes sobre la biodiversidad vegetal (Lobo et al., 2001; Fois et al., 2014). Los resultados son muy similares entre la riqueza de plantas rupícolas totales y las rupícolas especialistas. Se ha encontrado una mayor riqueza en roquedos calizos, donde fueron identificadas la mayoría de áreas prioritarias por su alta riqueza de taxones rupícolas. Estos roquedos albergan una gran diversidad de especies raras y endémicas de la Península Ibérica, debido a que presentan muchas grietas y una gran heterogeneidad ambiental, siendo habitables por un mayor número de especies rupícolas (Aedo et al., 2017; Lorite et al., 2017). La segunda mayor diversidad de plantas rupícolas se da en roquedos de areniscas, un sustrato donde normalmente la diversidad vegetal es baja debido a su acidez, a la baja retención de agua y a su pobre contenido en materia orgánica (Kuneš et al., 2007). Sin embargo, las plantas rupícolas poseen algunas adaptaciones específicas para estas condiciones (De Micco & Arrone, 2012; Ciccarelli et al., 2016; MITECO, 2018a). No obstante, este resultado podría haberse visto influenciado por incluir dentro la categoría “Areniscas” todos los conglomerados donde predominan las areniscas en las categorías originales de IGME (2009), siendo una categoría muy abundante, con gran variación entre los diferentes sitios y conteniendo el más amplio rango de valores de riqueza de taxones rupícolas. Siguiendo a esta categoría, con niveles más bajos de riqueza, encontramos sucesivamente las cuarcitas, los granitos y finalmente las serpentinas y las vulcanitas, los sustratos menos abundantes. En cuanto a las cuarcitas, categoría muy variada que también incluía pizarras y esquistos, encontramos una gran variabilidad en los datos, especialmente hacia valores altos de riqueza, pudiendo deberse a que en Sierra Nevada, el principal *hotspot* de biodiversidad vegetal en la Península Ibérica, donde se han identificado algunas de las cuadrículas con mayor riqueza, predominan los esquistos (Molina Venegas et al., 2017). En el caso de las serpentinas, a pesar de que contienen especies raras y endémicas (Brady et al., 2005), nuestros resultados indican que la riqueza de especies rupícolas es baja, lo que puede deberse al reducido tamaño y número de zonas con esta litología (ANEXO I: Fig. 1).

7.4. Limitaciones y perspectivas futuras

Durante el desarrollo del trabajo nos hemos encontrado una serie de limitaciones, principalmente derivadas de las fuentes de datos, de las que somos conscientes, y que pueden condicionar parcialmente algunos de los resultados. En primer lugar, el listado de taxones rupícolas (Lorite et al., 2023) fue elaborado a partir de *Flora iberica* (Castroviejo, 1986-2019), para que existiera una obra de referencia en la que los evaluadores pudieran consultar dudas. Esta obra no incluye los taxones publicados posteriormente a la publicación de cada volumen y tampoco recoge los cambios nomenclaturales derivados de la publicación de numerosos trabajos taxonómicos y filogenéticos. Estas modificaciones sí han sido incluidas en la base de datos de GBIF por lo que en algunas ocasiones esto ha podido originar falta de concordancia entre las dos bases de datos y haber causado algunas de las ausencias totales de datos (282 taxones).

En segundo lugar, los datos de localización de GBIF eran en muchos casos incompletos, imprecisos, o incluso estaban ausentes (deCastro-Arrazola et al., 2021). Para completar estos

datos se podría en futuros estudios consultar fuentes complementarias, como: catálogos, bases de datos regionales de flora amenazada o estudios de campo. Es frecuente que los datos de taxones muy amenazados no estén disponibles, o que la precisión de su georreferenciación sea baja de manera intencionada. Esta práctica es frecuente con los datos de presencia de taxones amenazados y tiene el objetivo de protegerlos de usuarios que puedan hacer mal uso de esta información (Chapman, 2007). Esto ha podido llevar a su eliminación durante el proceso “limpieza de datos” (mediante “CoordinateCleaner”; Zizka et al., 2019), por lo que hemos podido pasar por alto algunas cuadrículas que contenían especies amenazadas y haber obtenido por tanto valores de riqueza más bajos de los valores reales.

En tercer lugar, aunque la riqueza de especies es un indicador valioso para identificar áreas con alta diversidad de plantas rupícolas, se trata de una simplificación que no permite conocer el estado de conservación de sus poblaciones y comunidades. Para determinarlo, es necesario complementar la riqueza con otras medidas e índices, como la cobertura vegetal, la abundancia o la diversidad, así como con análisis de representatividad (Lorite et al., 2017; March-Salas 2018 y 2023a). Aunque esto es poco factible para áreas tan grandes, podría hacerse a partir de los datos obtenidos en este trabajo, como una segunda fase que incluiría trabajo de campo.

En cuarto lugar, dado que los roquedos actúan como refugio climático proporcionando microhábitats donde las condiciones ambientales son menos extremas que en su entorno próximo, los datos bioclimáticos disponibles, con una resolución de 1 x 1 km no reflejan necesariamente estas condiciones, ya que resultan de los valores promediados o interpolados en cada celda. Para abordar esto sería recomendable llevar a cabo estudios de campo en los que se analice la heterogeneidad ambiental de los roquedos de forma estandarizada (Lobo et al., 2001; March-Salas et al., 2023a) y se tomen datos de temperatura y precipitación a largo plazo en las diferentes partes y elementos del roquedo, caracterizando su papel como refugio climático, aspecto difícil de abordar y que supondría un esfuerzo económico importante.

Además, sería recomendable explorar en futuros estudios la influencia de la pendiente y la orientación de los roquedos sobre la riqueza de plantas rupícolas. La pendiente fue tomada en cuenta inicialmente para la elaboración de este trabajo, dado que es el principal factor ambiental que caracteriza a los roquedos (Larson et al., 2000). Sin embargo, las zonas con roquedos de fuertes pendientes ocupan una superficie muy reducida en una representación bidimensional (un ráster) y podrían detectarse de forma satisfactoria únicamente con modelos digitales del terreno de alta resolución, resultando difícil trabajar con información tan precisa para un territorio tan amplio como el de nuestro estudio. Trabajar con cuadrículas de 1 x 1 km es mucho menos preciso ya que la pendiente máxima en una cuadrícula de estas dimensiones no tiene por qué ser representativa de la riqueza de plantas rupícolas que contiene, y la pendiente media toma, casi siempre, valores inferiores a 45 °, valor mínimo para considerar la existencia de hábitats rupícolas (Larson et al., 2000). En cuanto a la orientación, las vertientes sur de las montañas del hemisferio norte reciben habitualmente mayor radiación solar, aportando mayor energía al ecosistema, por lo que los roquedos umbríos actúan como refugio de un mayor número de especies (Larson et al., 2000; Harrison & Noss, 2017). Sin embargo, encontramos en su uso limitaciones similares a las de la pendiente, ya que la orientación media en cuadrículas de 1 x 1 km no tiene por qué ser representativa de un roquedo que ocupa en muchos casos una pequeña superficie de la cuadrícula. A su vez, utilizar datos de pendiente y

orientación con una alta resolución y combinarlos con los datos de localización de especies de GBIF, cuya precisión es baja, daría lugar a resultados poco fiables.

Por último, es importante señalar que los datos sobre las escuelas de escalada utilizados (deCastro-Arrazola et al., 2021) son incompletos, puesto que se están abriendo nuevas vías de escalada continuamente, muchas sin autorización y que no están registradas en ninguna base de datos oficial. Esto implica que las zonas de posible conflicto entre escalada y conservación estén subestimadas, y dado que la apertura de nuevas vías es el proceso que mayor impacto tiene sobre la flora rupícola (Lorite et al., 2017; March-Salas et al., 2023a y b), las vías no autorizadas o no registradas podrían suponer una gran amenaza para la biodiversidad de los roquedos.

8. Conclusiones

Este trabajo consiste en el primer estudio para identificar áreas prioritarias para la conservación de toda la flora rupícola en España, evaluando para ello la riqueza y la presencia de taxones rupícolas amenazados en cuadrículas de 5 x 5 km. Las 912 cuadrículas prioritarias identificadas se encuentran principalmente en sistemas montañosos, lo cual es consistente con que la riqueza de plantas rupícolas tienda a aumentar con la elevación y con las precipitaciones y a disminuir con las temperaturas, resaltando el papel de los roquedos de alta montaña como refugio climático para las plantas rupícolas. En cuanto a la litología, los roquedos calizos albergan mayor diversidad de plantas rupícolas, encontrándose sobre este sustrato la mayoría de áreas prioritarias.

En particular, los PPNN de montaña resultan ser de gran relevancia para la conservación de la flora rupícola, conteniendo más del 60 % de los taxones rupícolas y solapándose en gran parte de su superficie con áreas prioritarias. Además, los ENPs contienen más de un 40 % de las áreas prioritarias identificadas, contribuyendo notablemente a la conservación de los roquedos y su flora. Sin embargo, esta cifra podría aumentar notablemente si se amplía el número de áreas protegidas o la superficie de algunas de ellas, tal y como se ha especificado. Dentro de ENPs y PPNN la conservación de la biodiversidad es prioritaria, siendo más factible la regularización de actividades potencialmente nocivas para la flora rupícola, como la escalada en roca. Esta actividad se solapa con una baja proporción de las áreas prioritarias para la flora rupícola, pero la mayoría de cuadrículas donde coinciden se encuentran fuera de ENPs, por lo que se recomienda incluir las zonas más sensibles dentro de la red de ENPs al mismo tiempo que se realiza una búsqueda de zonas con bajo valor para la conservación donde promover la escalada.

Finalmente, es indispensable llevar a cabo estudios con mayor resolución espacial complementados con trabajo de campo para definir medidas de conservación efectivas y establecer una regulación de la escalada en roca que permitan la protección de estos valiosos ecosistemas y su biodiversidad al mismo tiempo que se posibilite la coexistencia sostenible de este deporte.

9. Disponibilidad de los datos y el código

Tanto el listado de plantas rupícolas elaborado por Lorite et al. (2023) como la base de datos de las escuelas de escalada creada para el estudio de deCastro-Arrazola et al. (2021) no han sido publicadas hasta la fecha, habiendo podido utilizarse para la elaboración de este TFM con la condición de que no sean compartidas ni subidas a ningún repositorio. Sin embargo, el código de R utilizado para el análisis y la descarga de los datos está disponible en https://github.com/carloseced/TFM_Carlos_Eced.git

En cuanto a la descarga de los datos de GBIF, está disponible en <https://doi.org/10.15468/dl.e9yssm> (GBIF.Org, 2023).

10. Bibliografía

- Aedo, C., Buira, A., Medina, L., & Fernández-Albert, M. (2017). The Iberian Vascular Flora: Richness, Endemicity and Distribution Patterns. En J. Loidi (Ed.), *The Vegetation of the Iberian Peninsula: Volume 1* (pp. 101-130). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-54784-8_4
- Antonsson, H. (2012). *Plant Species Composition and Diversity in Cliff and Mountain Ecosystems*. <https://gupea.ub.gu.se/handle/2077/30092>
- Araújo, M., Lobo, J., & Moreno Saiz, J. (2007). The Effectiveness of Iberian Protected Areas in Conserving Terrestrial Biodiversity. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, 21, 1423-1432. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00827.x>
- Brady, K. U., Kruckeberg, A. R., & Bradshaw, H. D. Jr. (2005). Evolutionary Ecology of Plant Adaptation to Serpentine Soils. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, 243-266. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105730>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., & Rodrigues, A. S. L. (2006). Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science*, 313(5783), 58-61. <https://doi.org/10.1126/science.1127609>
- Caber, M., & Albayrak, T. (2016). Push or pull? Identifying rock climbing tourists' motivations. *Tourism Management*, 55, 74-84. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2016.02.003>
- Cañadas, E. M., Fenu, G., Peñas, J., Lorite, J., Mattana, E., & Bacchetta, G. (2014). Hotspots within hotspots: Endemic plant richness, environmental drivers, and implications for conservation. *Biological Conservation*, 170, 282-291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.007>
- Castroviejo, S. (coord. gen.). (1986-2019). *Flora iberica* (21 Vols.). Madrid. CSIC, Real Jardín Botánico.
- Chamberlain, S., Barve, V., McGlinn, D., Oldoni, D., Desmet, P., Geffert, L., & Ram, K. (2024). *rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API*. R package version 3.7.9. <https://CRAN.R-project.org/package=rgbif>
- Chamberlain, S., & Szocs, E. (2013). taxize—Taxonomic search and retrieval in R. *F1000Research*. <https://f1000research.com/articles/2-191/v2>
- Chan, S., Bauer, S., Betsill, M. M., Biermann, F., Boran, I., Bridgewater, P., Bulkeley, H., Bustamente, M. M. C., Deprez, A., Dodds, F., Hoffmann, M., Hornidge, A.-K., Hughes, A., Imbach, P., Ivanova, M., Köberle, A., Kok, M. T. J., Lwasa, S., Morrison, T., ... Pettorelli, N. (2023). The global biodiversity framework needs a robust action agenda. *Nature Ecology & Evolution*, 7(2), 172-173. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01953-2>
- Chapman, A. D. (2007). *Dealing with Sensitive Primary Species Occurrence Data*. Global Biodiversity Information Facility [GBIF].
- Ciccarelli, D., Picciarelli, P., Bedini, G., & Sorce, C. (2016). Mediterranean sea cliff plants: Morphological and physiological responses to environmental conditions. *Journal of Plant Ecology*, 9(2), 153-164. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv042>
- Clark, P., & Hessel, A. (2015). The effects of rock climbing on cliff-face vegetation. *Applied Vegetation Science*, 18(4), 705-715. <https://doi.org/10.1111/avsc.12172>
- Coals, P., Shmida, A., Vasl, A., Duguny, N. M., & Gilbert, F. (2018). Elevation patterns of plant diversity and recent altitudinal range shifts in Sinai's high-mountain flora. *Journal of Vegetation Science*, 29(2), 255-264. <https://doi.org/10.1111/jvs.12618>

- Comisión Europea (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (1992). <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/2013-07-01/eng>
- deCastro-Arrazola, I., March-Salas, M., & Lorite, J. (2021). Assessment of the Potential Risk of Rock-Climbing for Cliff Plant Species and Natural Protected Areas of Spain. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 611362. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.611362>
- De la Fuente García, C. (2020). *Guía práctica para la publicación de Datos Espaciales*. Ministerio de Asuntos Económicos y Transformación Digital. <https://datos.gob.es/es/documentacion/guia-practica-para-la-publicacion-de-datos-espaciales>
- De Micco, V., & Aronne, G. (2012). Occurrence of Morphological and Anatomical Adaptive Traits in Young and Adult Plants of the Rare Mediterranean Cliff Species *Primula palinuri* Petagna. *The Scientific World Journal*, 2012, 1-10. <https://doi.org/10.1100/2012/471814>
- Ellenberg, H. (1988). *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press.
- Escudero, A. (1996). Community patterns on exposed cliffs in a Mediterranean calcareous mountain. *Vegetatio*, 125(1), 99-110. <https://doi.org/10.1007/BF00045208>
- Essl, F., Staudinger, M., Stöhr, O., Schratt-Ehrendorfer, L., Rabitsch, W., & Niklfeld, H. (2009). Distribution patterns, range size and niche breadth of Austrian endemic plants. *Biological Conservation*, 142(11), 2547-2558. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.027>
- Eycott, A., Marzano, M., & Watts, K. (2011). Filling evidence gaps with expert opinion: The use of Delphi analysis in least-cost modelling of functional connectivity. *Landscape and Urban Planning*, 103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.014>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fois, M., Giuseppe, F., Cañadas, E., & Bacchetta, G. (2017). Disentangling the influence of environmental and anthropogenic factors on the distribution of endemic vascular plants in Sardinia. *PLOS ONE*, 12, e0182539. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182539>
- García, M. B., Espadaler, X., & Olesen, J. M. (2012). Extreme Reproduction and Survival of a True Cliffhanger: The Endangered Plant *Borderea chouardii* (Dioscoreaceae). *PLoS ONE*, 7(9), e44657. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044657>
- Gaston, K. J., Pressey, R. L., & Margules, C. R. (2002). Persistence and vulnerability: Retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. *Journal of Biosciences*, 27(4 Suppl 2), 361-384. <https://doi.org/10.1007/BF02704966>
- GBIF.Org. (2023). *GBIF Occurrence Download*. <https://doi.org/10.15468/DL.E9YSSM>
- Gilchrist, G. W. (1995). Specialists and Generalists in Changing Environments. I. Fitness Landscapes of Thermal Sensitivity. *The American Naturalist*, 146(2), 252-270. <https://doi.org/10.1086/285797>
- Gillespie, R. G., Claridge, E. M., & Roderick, G. K. (2008). Biodiversity dynamics in isolated island communities: Interaction between natural and human-mediated processes. *Molecular Ecology*, 17(1), 45-57. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03466.x>
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change*, 63(2), 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Harrison, S., & Noss, R. (2017). Endemism hotspots are linked to stable climatic refugia. *Annals of Botany*, 119(2), 207-214. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw248>
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>

- Instituto Geográfico Nacional [IGN]. (2020). Recuperado 21 de Julio de 2020, de <https://www.ign.es/web/ign/portal>
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2009). *Mapa de Litologías de España 1:1.000.000*. Recuperado 10 de Julio de 2024, de <https://datos.gob.es/es/catalogo/ea0010987-mapa-de-litologias-de-espana-1-1-000-000>
- IPCC. (2014). *Climate change: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Irl, S. D. H., Harter, D. E. V., Steinbauer, M. J., Gallego Puyol, D., Fernández-Palacios, J. M., Jentsch, A., & Beierkuhnlein, C. (2015). Climate vs. Topography – spatial patterns of plant species diversity and endemism on a high-elevation island. *Journal of Ecology*, 103(6), 1621-1633. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12463>
- Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., & Wilmshurst, J. M. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356(6335), 270-275. <https://doi.org/10.1126/science.aam9317>
- Kuneš, P., Pokorný, P., & Jankovská, V. (2007). Post-glacial vegetation development in sandstone areas of the Czech Republic. En H. Härtel, Správa Národního Parku České Švýcarsko, & Royal Botanic Gardens (Eds.), *Sandstone landscapes* (First edition, pp. 244-257). Academia.
- Larson, D. W., Matthes, U., & Kelly, P. E. (2000). *Cliff Ecology: Pattern and Process in Cliff Ecosystems* (1.^a ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511525582>
- La Vigne, H., Charron, G., Rachiele-Tremblay, J., Rancourt, D., Nyberg, B., & Lussier Desbiens, A. (2022). Collecting critically endangered cliff plants using a drone-based sampling manipulator. *Scientific Reports*, 12(1), 14827. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17679-x>
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado, núm. 299, de 14 de diciembre de 2007.
- Lichter-Marck, I. (2022). Plant evolution on rock outcrops and cliffs: Contrasting patterns of diversification following edaphic specialization. *arXiv*. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2210.02880>
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R., Alpert, P., Artale, V., Li, L., Luterbacher, J., May, W., Trigo, R., Tsimplis, M., Ulbrich, U., & Xoplaki, E. (2006). The Mediterranean climate: An overview of the main characteristics and issues. En P. Lionello, P. Malanotte-Rizzoli, & R. Boscolo (Eds.), *Developments in Earth and Environmental Sciences* (Vol. 4, pp. 1-26). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1571-9197\(06\)80003-0](https://doi.org/10.1016/S1571-9197(06)80003-0)
- Lobo, J., Castro, I., & Moreno, J. C. (2001). Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*, 73(2), 233-253. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2001.tb01360.x>
- Lorite, J., March-Salas, M., Salazar, C., Navarro, L., Tejero, P., Escudero, A., Mairal, M., Cañadas, E., deCastro, I., Morente, J., Pertierra, L. R., Benayas, J., & et al. (2023). *Evaluación mediante conocimiento experto de la afinidad de la flora ibérica por los hábitats de roquedos*. XI Congreso Biología de Conservación de Plantas.
- March-Salas, M., Moreno-Moya, M., Palomar, G., Tejero-Ibarra, P., Haeuser, E., & Pertierra, L. R. (2018). An innovative vegetation survey design in Mediterranean cliffs shows evidence of higher tolerance of specialized rock plants to rock climbing activity. *Applied Vegetation Science*, 21(2), 289-297. <https://doi.org/10.1111/avsc.12355>

- March-Salas, M., Morales-Armijo, F., Hernández-Agüero, J. A., Estrada-Castillón, E., Sobrevilla-Covarrubias, A., Arévalo, J. R., Scheepens, J. F., & Lorite, J. (2023a). Rock climbing affects cliff-plant communities by reducing species diversity and altering species coexistence patterns. *Biodiversity and Conservation*, 32(5), 1617-1638. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02567-1>
- March-Salas, M., Lorite, J., Bossdorf, O., & Scheepens, J. F. (2023b). Cliffs as priority ecosystems. *Conservation Biology*, 37(5), e14166. <https://doi.org/10.1111/cobi.14166>
- Margules, C. R., Pressey, R. L., & Williams, P. H. (2002). Representing biodiversity: Data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*, 27(4), 309-326. <https://doi.org/10.1007/BF02704962>
- Martos, E. (Ed.). (2018). *Dónde Escalar en España*. Madrid. Ediciones Desnivel.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2018a). *Estrategia de Conservación y de Lucha contra las amenazas de plantas protegidas en ambientes rupícolas*. Madrid.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2018b). *Mallas terrestres para representación geográfica*. Recuperado 15 de mayo de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/bdn-cart-aux-descargas-ccaa.html>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2023a). *Nuestros Parques Nacionales*. Recuperado 13 de mayo de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/red-parques-nacionales/parques-nacionales.html>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2023b). *Parques Nacionales: Límites y zonas periféricas de protección*. Recuperado 13 de mayo de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/red-parques-nacionales/sig/parques-nacionales.html>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2024). *Biodiversidad*. Recuperado 13 de mayo de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad.html>
- Molina Venegas, R., Simón Porcar, V., Navarro, L., De Castro Mateo, A., Aparicio Martínez, A., Lavregne, S., Lorite, J., González Albaladejo, R., Martínez Sánchez, S. M., Escudero Lirio, M., Martín Hernanz, S., & Arroyo Marín, J. (2017). *Desentrañando la historia y evolución en el principal «hotspot» de biodiversidad vegetal ibérica. Una aproximación multiescalar en el Parque Nacional de Sierra Nevada*. <https://idus.us.es/handle/11441/97222>
- Monz, C., & Cole, D. (1994). Vegetation response to trampling in five native plant communities in the Wind River Range, Wyoming, USA. *Bull Ecol Soc Am*, 75(2), 158.
- Müller, S., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2004). Rock climbing alters the vegetation of limestone cliffs in the northern Swiss Jura Mountains. *Canadian Journal of Botany*, 82, 862-870. <https://doi.org/10.1139/b04-058>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nogué, S., Rull, V., & Vegas-Vilarrúbia, T. (2013). Elevational gradients in the neotropical table mountains: Patterns of endemism and implications for conservation. *Diversity and Distributions*, 19(7), 676-687. <https://doi.org/10.1111/ddi.12017>

- Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Errea, M. P., & Martínez-Rica, J. P. (2007). Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global Environmental Change*, 17(3-4), 420-428. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.11.007>
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Lasanta, T., & Moreno, J. I. L. (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)
- Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). *Spatial Data Science: With Applications in R* (1.^a ed.). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780429459016>
- Perez-Garcia, F. J., Akhiani, H., Parsons, R. F., Silcock, J. L., Kurt, L., Oezdeniz, E., Spampinato, G., Musarella, C. M., Salmeron-Sanchez, E., Sola, F., Merlo, M. E., Martinez-Hernandez, F., Mendoza-Fernandez, A. J., Garrido-Becerra, J. A., & Mota, J. F. (2018). A first inventory of gypsum flora in the Palearctic and Australia. *Mediterranean Botany*, 39(1), 35-49. <https://doi.org/10.5209/MBOT.59428>
- Perino, A., Pereira, H. M., Navarro, L. M., Fernández, N., Bullock, J. M., Ceașu, S., Cortés-Avizanda, A., van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., Pe'er, G., Plieninger, T., Rey Benayas, J. M., Sandom, C. J., Svenning, J.-C., & Wheeler, H. C. (2019). Rewilding complex ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*, 364(6438), eaav5570. <https://doi.org/10.1126/science.aav5570>
- Ram, H. Y. M., & Gupta, P. (s. f.). Plant life under extreme environments. *Current Science Association*, 72(5), 306-315.
- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing* (4.3.2) [R Foundation for Statistical Computing]. <https://www.R-project.org/>
- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., Fishpool, L. D. C., da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Long, J. S., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., ... Yan, X. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983), 640-643. <https://doi.org/10.1038/nature02422>
- Venables, B., & Ripley, B. (2024). *Modern Applied Statistics with S* (4.^a ed.). Springer New York. <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- Sangüesa-Barreda, G., García-Cervigón, A. I., García-Hidalgo, M., Rozas, V., Martín-Esquivel, J. L., Martín-Carbajal, J., Martínez, R., & Olano, J. M. (2022). Vertical cliffs harbor millennia-old junipers in the Canary Islands. *Ecology*, 103(4), e3633. <https://doi.org/10.1002/ecy.3633>
- Sanders, N., & Rahbek, C. (2012). The patterns and causes of elevational gradients. *Ecography*, 35, 1-3. <https://doi.org/10.2307/41406206>
- Soliku, O., & Schraml, U. (2018). Making sense of protected area conflicts and management approaches: A review of causes, contexts and conflict management strategies. *Biological Conservation*, 222, 136-145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.011>
- Steinbauer, M. J., Otto, R., Naranjo-Cigala, A., Beierkuhnlein, C., & Fernández-Palacios, J. M. (2012). Increase of island endemism with altitude – speciation processes on oceanic islands. *Ecography*, 35, 23-32. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07064.x>
- Strumia, S., Santangelo, A., & Barone Lumaga, M. R. (2020). Seed germination and seedling roots traits of four species living on Mediterranean coastal cliffs. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 154(6), 990-999. <https://doi.org/10.1080/11263504.2020.1837284>
- Vera, J. A. (Ed.). (2004). *Geología de España*. SGE-IGME.

- Wheeler, B., & Torchiano, M. (2016). *ImPerm: Permutation Tests for Linear Models* (2.1.0) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/ImPerm/index.html>
- Wickham, H. (2016). *Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org/>
- Zizka, A., Silvestro, D., Andermann, T., Azevedo, J., Duarte Ritter, C., Edler, D., Farooq, H., Herdean, A., Ariza, M., Scharn, R., Svantesson, S., Wengström, N., Zizka, V., & Antonelli, A. (2019). CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(5), 744-751. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13152>

ANEXO I. Tablas y Figuras Suplementarias

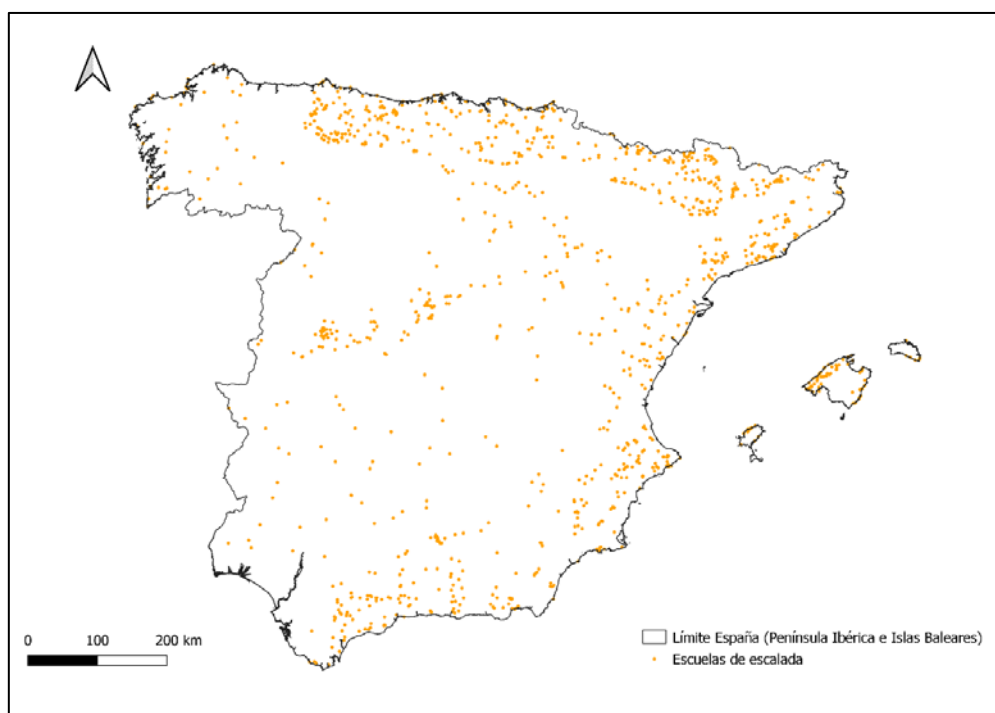


Figura 1. Distribución de las escuelas de escalada en España (Península Ibérica e Islas Baleares). Elaboración a partir de la base de datos de deCastro-Arrazola et al. (2021).

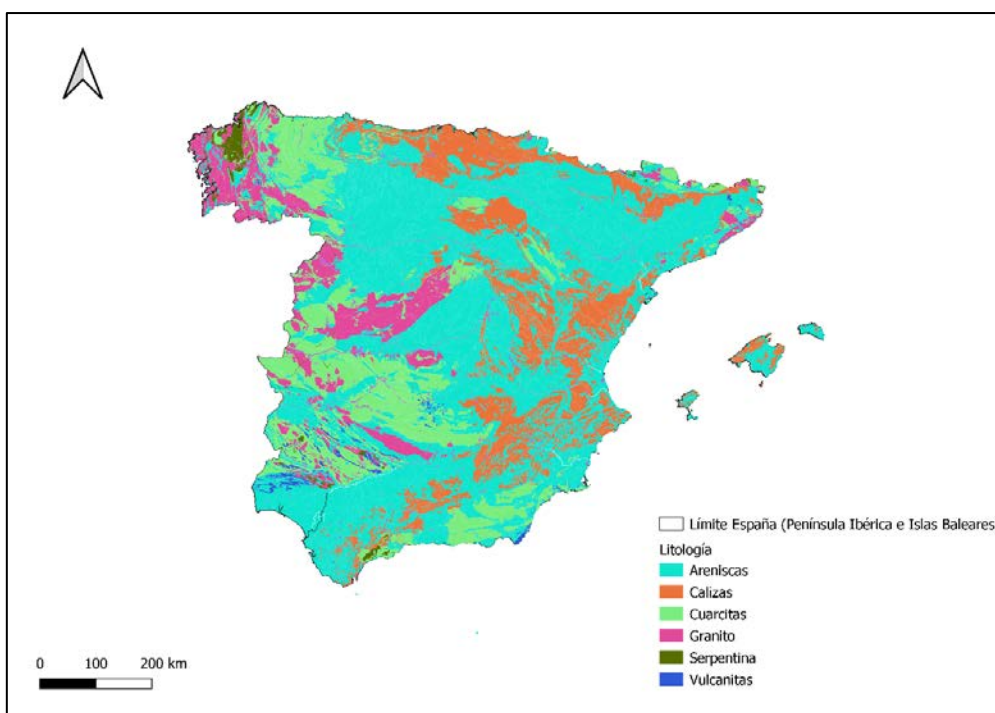


Figura 2. Distribución de las categorías de litología. Elaboración a partir de la capa de polígonos de IGME (2009).

Tabla 1. Especies mayor número de registros en GBIF en España (Península Ibérica e Islas Baleares).

Especie	nº registros	Índice afinidad roquedos
<i>Thymra capitata</i>	45.017	1,52
<i>Ruscus aculeatus</i>	22.554	1,30
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	21.198	1,28
<i>Buxus sempervirens</i>	20.436	1,82
<i>Pistacia terebinthus</i>	18.876	2,03
<i>Rubia peregrina</i>	18.294	1,12
<i>Sedum album</i>	16.205	3,17
<i>Phlomis purpurea</i>	14.476	1,29
<i>Sonchus tenerrimus</i>	14.063	1,78
<i>Thymus vulgaris vulgaris</i>	12.459	1,55

Tabla 2. Resultados del GLM + Tukey ($p < 0,05$) de las diferencias en la riqueza de taxones rupícolas totales entre diferentes litologías.

Contraste	Valor nulo	Estimador	Error std	estadístico	p.valor.ajst
Calizas - Areniscas	0	0,08	0	21,66	< 0,001 ***
Cuarcitas - Areniscas	0	-0,29	0,01	-49,83	< 0,001 ***
Granitos - Areniscas	0	-0,31	0,01	-41,43	< 0,001 ***
Serpentinas - Areniscas	0	-0,51	0,02	-21,3	< 0,001 ***
Vulcanitas - Areniscas	0	-0,49	0,04	-11,45	< 0,001 ***
Cuarcitas - Calizas	0	-0,37	0,01	-63,55	< 0,001 ***
Granitos - Calizas	0	-0,39	0,01	-51,78	< 0,001 ***
Serpentinas - Calizas	0	-0,59	0,02	-24,51	< 0,001 ***
Vulcanitas - Calizas	0	-0,57	0,04	-13,23	< 0,001 ***
Granitos - Cuarcitas	0	-0,02	0,01	-2,78	0,043 *
Serpentinas - Cuarcitas	0	-0,22	0,02	-9,05	< 0,001 ***
Vulcanitas - Cuarcitas	0	-0,2	0,04	-4,68	< 0,001 ***
Serpentinas - Granitos	0	-0,2	0,02	-7,88	< 0,001 ***
Vulcanitas - Granitos	0	-0,18	0,04	-4,09	< 0,001 ***
Vulcanitas - Serpentinias	0	0,02	0,05	0,37	0,999

Códigos significancia: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

(p valores ajustados mostrados – método único paso).

Tabla 3. Resultados del GLM + Tukey ($p < 0,05$) de las diferencias en la riqueza de taxones rupícolas especialistas entre diferentes litologías.

Contraste	Valor nulo	Estimador	Error std	estadístico	p.valor.ajst
Calizas - Areniscas	0	0,16	0,01	17,98	< 0,001 ***
Cuarcitas - Areniscas	0	-0,16	0,01	-11,42	< 0,001 ***
Granitos - Areniscas	0	-0,31	0,02	-15,95	< 0,001 ***
Serpentinas - Areniscas	0	-0,27	0,06	-4,86	< 0,001 ***
Vulcanitas - Areniscas	0	-0,44	0,11	-4,03	< 0,001 ***
Cuarcitas - Calizas	0	-0,33	0,01	-23,08	< 0,001 ***
Granitos - Calizas	0	-0,48	0,02	-24,38	< 0,001 ***
Serpentinas - Calizas	0	-0,43	0,06	-7,79	< 0,001 ***
Vulcanitas - Calizas	0	-0,6	0,11	-5,52	< 0,001 ***
Granitos - Cuarcitas	0	-0,15	0,02	-6,67	< 0,001 ***
Serpentinas - Cuarcitas	0	-0,1	0,06	-1,85	0,363
Vulcanitas - Cuarcitas	0	-0,27	0,11	-2,51	0,089 ·
Serpentinas - Granitos	0	0,05	0,06	0,79	0,958
Vulcanitas - Granitos	0	-0,12	0,11	-1,13	0,833
Vulcanitas - Serpentin	0	-0,17	0,12	-1,4	0,66

Códigos significancia: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.
(p valores ajustados mostrados – método único paso).

Bibliografía del Anexo

- deCastro-Arrazola, I., March-Salas, M., & Lorite, J. (2021). Assessment of the Potential Risk of Rock-Climbing for Cliff Plant Species and Natural Protected Areas of Spain. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 611362. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.611362>
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2009). *Mapa de Litologías de España 1:1.000.000*. Recuperado 10 de Julio de 2024, de <https://datos.gob.es/es/catalogo/ea0010987-mapa-de-litologias-de-espana-1-1-000-000>