




**PROPUESTAS DE
RENATURALIZACIÓN
PARA DOS DE
LOS FACTORES
DE AMENAZA MÁS
IMPORTANTES
(FRAGMENTACIÓN
Y HERBIVORÍA)
SOBRE LA FLORA
AMENAZADA
EN ESPAÑA**



DECÁLOGO DEL GRUPO DE TRABAJO
SOS-FLORA



Propuestas de renaturalización para dos de los factores de amenaza más importantes (fragmentación y herbivoría) sobre la flora amenazada en España

DECÁLOGO

Grupo de Trabajo, **SOS-Flora**

Grupo de trabajo del proyecto **SOS-Flora**

Propuestas de renaturalización para dos de los factores de amenaza más importantes (fragmentación y herbivoría) sobre la flora amenazada en España

DECÁLOGO



Catálogo de publicaciones del Ministerio: <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/>
Catálogo general de publicaciones oficiales: <https://cpage.mpr.gob.es/Catálogo>

Título de la obra:

Propuestas de renaturalización para dos de los factores de amenaza más importantes (fragmentación y herbivoría) sobre la flora amenazada en España. Decálogo.

Edición 2023

Autores:

Grupo de trabajo del proyecto SOS-Flora: Pere Aymerich i Boixader, David Cuerda Fiestas, Felipe Domínguez Lozano, Pere Fraga Arguinbau, Sonia García Rabasa, Nicolas González Sánchez, Jose Luis Izquierdo Moreno, Juan Lorite Moreno, Enrique Luengo Nicolau, Ignasi Mena Ribas, Eva Moragues Botey, Xavier Oliver Martínez-Fornes, Laura Plaza Arregui, María Concepción Saavedra Azqueta, Rut Sánchez de Dios, Marta Viu Cuerda

Autor de las fotografías y los dibujos:

Felipe Domínguez Lozano

Esta iniciativa se encuadra en el marco del proyecto SOS-Flora (<http://biogeoconevo.bioucm.es/sosflora/index.html>). SOS-flora ha recibido el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico a través de la convocatoria de ayudas para la evaluación de la biodiversidad terrestre española 2019, y ha sido desarrollado por un equipo de investigadores de la Unidad de Botánica de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Complutense de Madrid, durante los años 2020 y 2021.

La edición de este trabajo corre a cargo de la convocatoria del Servicio de Publicaciones del Ministerio de Transición Ecológica en su edición 2023.

Esta publicación debe citarse como:

Propuestas de renaturalización para dos de los factores de amenaza más importantes (fragmentación y herbivoría) sobre la flora amenazada en España. DECÁ-LOGO. Grupo de Trabajo SOS-Flora. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Transición ecológicaEcológica y el Reto Demográfico. 78 pp.



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:

© Subsecretaría Gabinete Técnico

ISBN edición en papel: 978-84-18778-02-5

ISBN edición en línea: 978-84-18778-03-2

Depósito legal: M-17757-2023

NIPO edición en papel: 665-23-046-4

NIPO edición en línea: 665-23-047-X

Maquetación: Negra



Grupo de trabajo del proyecto SOS-Flora

Pere Aymerich i Boixader
David Cuerda Fiestas
Felipe Domínguez Lozano
Pere Fraga Arguinbau
Sonia García Rabasa
Nicolas González Sánchez
Jose Luis Izquierdo Moreno
Juan Lorite Moreno
Enrique Luengo Nicolau
Ignasi Mena Ribas
Eva Moragues Botey
Xavier Oliver Martínez-Fornes
Laura Plaza Arregui
María Concepción Saavedra Azqueta
Rut Sánchez de Dios
Marta Viu Cuerda



Grupo de gestores relacionados con el proyecto SOS-Flora

Víctor Díez Urbano, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha
Jordi García Petit, Generalitat de Catalunya
Ricardo Gómez Calmaestra, Ministerio de Transición Ecológica y el Reto Demográfico
Iván Ramos Torrens, Govern de les Illes Balears
Carmen Rodríguez Hiraldo, Junta de Andalucía
Rosa Del Carmen Torres Devesa, Junta de Andalucía

Índice

Presentación: Renaturalización, la fragmentación y la herbivoría en la gestión de flora amenazada	9
¿Qué se pretende con este Decálogo?	11
Grupo de trabajo	12
Punto 1. Identificación de poblaciones afectadas por herbivoría y por fragmentación	13
Punto 2. Convivencia entre herbívoros silvestres y flora amenazada: datos y experiencias	20
Desajustes de herbivoría en algunos territorios	23
Gestión botánica de los ungulados silvestres	25
Punto 3. Vallados de exclusión: experiencia acumulada	27
Los primeros vallados de exclusión	28
Vallados y flora insular	29
Vallados de exclusión y seguimiento	30
Vallados de exclusión y áreas protegidas	31
Renaturalización y vallados de exclusión	32
Punto 4. Efecto del abandono de la ganadería tradicional	33
Distribución espacial del ganado y presencia de plantas amenazadas	35
Razas de ganado en peligro de extinción y especies amenazadas	37
Flora insular y ausencia de herbívoros naturales	38
Renaturalización y alternancia de densidades	38
Punto 5. Gestión de la fragmentación en poblaciones de flora amenazada	40
Fragmentación a distintas escalas	40
¿Qué se entiende por fragmentación para la flora amenazada?	41
Metapoblaciones y demografía para la flora amenazada	43
Gestión metapoblacional y renaturalización	44

Punto 6. Urbanización y alteración rápida del territorio en las proximidades de poblaciones sensibles de especies raras.	46
Especies raras afectadas por la urbanización	46
Extinción y fragmentación urbana. Recomendaciones de renaturalización	50
Punto 7. Consideración de algunas poblaciones de especies amenazadas fragmentadas	52
El caso de <i>Euphorbia gaditana</i> : fragmentos artificiales en un sistema agrario	52
<i>Glandora nitida</i> : fragmentación biogeográfica y mosaicismo de hábitats	53
El caso de <i>Silene sennenii</i> : fragmentación por pérdida de hábitat natural.	54
Las especies de gleras: <i>Delphinium montanum</i> , microfragmentación	55
Conclusiones.	56
Punto 8. Respuestas globales a la herbivoría y la fragmentación y medidas conservacionistas tendentes a la renaturalización. Renaturalización sin intervención ¿es posible?	57
Comportamiento en la flora amenazada.	59
¿Se puede buscar una gestión no intervencionista para retornar a la naturalidad para la flora amenazada?	60
Punto 9. Incorporación de los efectos de la fragmentación y la herbivoría en los instrumentos de gestión	63
Áreas de gestión.	64
Gestión y renaturalización.	67
Punto 10. El Decálogo.	70
Agradecimientos	72
Bibliografía	73

Presentación

Renaturalización, la fragmentación y la herbivoría en la gestión de flora amenazada

Fragmentación y herbivoría, dos factores relacionados con la supervivencia de las plantas en peligro, tienen un componente natural y otro artificial. El concurso de ambos en amplias zonas del territorio ibérico e insular complica la gestión conservacionista en no pocas ocasiones. De hecho, las plantas amenazadas, por razones biogeográficas, ecológicas y antrópicas, constituyen una porción numerosa de la flora del país, y como grupo son buenas indicadores del efecto de estos dos procesos, extendidos en amplias zonas del país.

Comenzando por la herbivoría, es decir, la depredación de los animales herbívoros sobre las plantas silvestres, se puede decir que es reconocida, junto a los fenómenos climáticos (fuegos y tormentas), como un elemento natural con importantes efectos ecológicos y consecuencias evolutivas en las comunidades vegetales en general (Huntly 1991; Collins, Knapp *et al.* 1998; Maron y Crone 2006; Gong y Zhang 2014) y en las mediterráneas en particular (Terradas 2001; Gómez 2005; Eviner 2016; Parker, Pratt *et al.* 2016).

La interpretación tradicional de la herbivoría en las plantas amenazadas, la señalaba frecuentemente como una fuente de riesgo (Benthien, Braun *et al.* 2018; Monks, Barrett *et al.* 2019), sobre todo por el efecto negativo del ganado doméstico (Domínguez Lozano, Atkins *et al.* 2013). Sin embargo, actualmente esta visión sencilla se admite mucho más compleja, con un conjunto de actores diverso, configurando un escenario lleno de matices y relaciones. Ganado doméstico y ungulados silvestres, dinamismo de la vegetación, medidas de conservación en áreas protegidas, despoblamiento rural y aumento de la urbanización litoral son algunos factores que hacen que la respuesta de la flora amenazada a la herbivoría no sea ni mucho menos homogénea (Speed y Austrheim 2017; Domínguez Lozano, Zurdo Jorda *et al.* 2020).

De igual manera, el mosaicismo natural, la alternancia de tipos de comunidades en el espacio derivada de factores ambientales, está también generalizado en el mundo mediterráneo. Los hábitats no tienen una distribución homogénea, ya que tampoco la tienen los factores que los configuran, dando lugar a un reparto de poblaciones fragmentado de forma natural (Forman 1997; Hanski 1998; Tellería 2012).

El mosaicismo natural de la vegetación tiene su contraparte en la fragmentación artificial de los hábitats originados por las actividades humanas (Fischer y Lindenmayer 2007; Fahrig, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2019). La fragmentación artificial y la pérdida de espacio asociada afecta especialmente a la flora amenazada, pero en este caso las respuestas están menos estudiadas. La fragmentación

artificial puede disminuir la supervivencia de las poblaciones de especies vegetales amenazadas al reducir el tamaño de las poblaciones, eliminando algunas o incrementando la distancia entre las remanentes, alterando la dinámica de colonización del sistema (Zeigler, Che-Castaldo *et al.* 2013; Che-Castaldo y Neel 2016). También puede ser responsable de un dinamismo artificial acelerado (hiperdinamismo) que favorece a un tipo determinado de comunidades, aquellas con una composición de especies colonizadoras y de rápido crecimiento (Laurance 2002), responsables de un desplazamiento de especies más estenoicas, entre las cuales se sitúan las amenazadas.

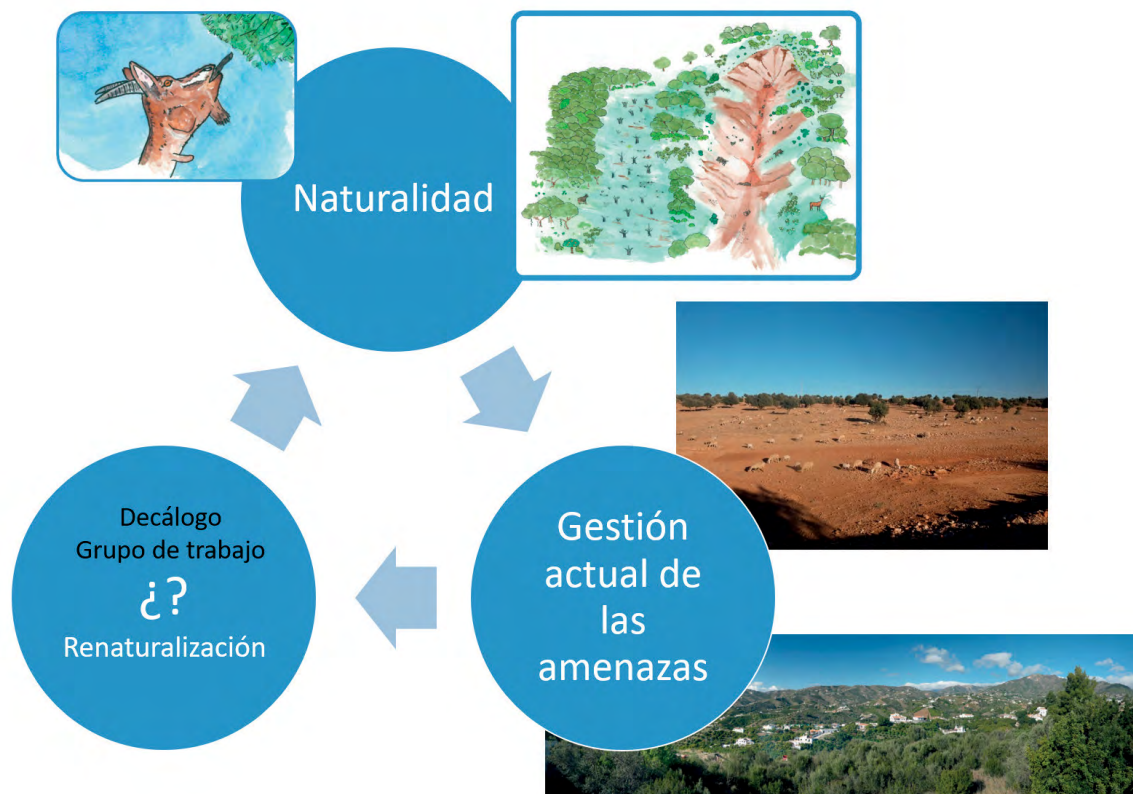


Fig. 1. Diagrama de estados para los ecosistemas con flora rara o amenazada, en el origen, la flora se encuentra en un escenario de naturalidad donde la rareza es producto de factores naturales: mosaicismo natural y perturbaciones aleatorias impredecibles. La alteración antrópica introduce la necesidad de gestión de las amenazas creadas (drcha.). Las imágenes intentan ilustrar dos casos muy agudos: el aumento de la presión ganadera en amplias regiones en Marruecos, aquí la región de Debdou (arriba), la elevada fragmentación artificial del mediterráneo litoral, aquí la Axarquía malagueña (abajo). En un paso intermedio hemos colocado la renaturalización, a medio camino entre la gestión actual y la naturalidad perdida. Aunque es una empresa rodeada de incertidumbres, el presente trabajo intenta contribuir a este cambio de la estrategia de gestión.

De forma resumida, las condiciones de naturalidad original han desaparecido, los hábitats naturales se encuentran fragmentados hasta límites que los hacen desaparecer (cambios de uso de suelo, urbanismo descontrolado...), y los procesos naturales eliminados o sustituidos por otros creados por el hombre (ausencia de herbivoría silvestre por la aparición de la caza, sustitución de los rebaños naturales por la ganadería, superpoblación local de ungulados silvestres por extinción de depredadores...). Como consecuencia, gran parte del territorio está influido, cuando no dirigido, por las actividades antrópicas (Fig. 1). La Biología de la Conservación intenta resolver los problemas surgidos por esta artificialidad creciente. Con esta aproximación, la gestión actual de las amenazas para la flora debe considerar un proceso de renaturalización que revierta la situación presente. Las claves de esta reversión hacia la renaturalización del territorio no están muy claras. Si bien, el ideal de renaturalización para la flora amenazada trasciende al concepto de *rewilding* aplicado originalmente a los

grandes vertebrados (Soulé y Noss 1998; Corlett 2016), y pensamos debe entroncar con propuestas actuales de restauración o renaturalización de la complejidad estructural y funcional de los ecosistemas (Fernández, Navarro *et al.* 2017; Perino, Pereira *et al.* 2019).

En el actual contexto de la gestión conservacionista se comienza a tener más en cuenta a los paisajes artificiales como objetos de conservación, considerados dentro de un continuo de estados que van desde la naturaleza más prístina hasta los lugares más alterados (Van Meerbeek, Muys *et al.* 2019). De ahí que puede resultar de utilidad ofrecer ideas de gestión para este nuevo *rewilding* o renaturalización. Sugerencias que asumen que habrá ocasiones donde se aspire a mantener un paisaje artificial y un estado más o menos congelado de los procesos naturales (especiación y extinción) al margen del dinamismo natural, lo que requerirá una gestión permanente sobre un hábitat intervenido. No obstante, en las actividades de conservación de la naturaleza no hay que olvidar como fin último, una vuelta a la naturalidad siempre que se pueda y sepa. En esta última aproximación deben empezar a tener cabida otras opciones de gestión menos intervencionistas, encaminadas a promover una renaturalización pasiva de especies, espacios y procesos.

¿Qué se pretende con este Decálogo?

En este país se cuenta con una infraestructura de conservación botánica con una experiencia relativamente dilatada en el tiempo. Paralelamente, la investigación en Biología de la Conservación también ha tenido a las plantas silvestres como objetivo de estudio.

Aprovechando estas dos circunstancias, se ha reunido a un conjunto de profesionales relacionados con la conservación vegetal para producir un decálogo de puntos sobre medidas conservacionistas encaminadas a la renaturalización en el tratamiento de la herbivoría y la fragmentación para las plantas silvestres amenazadas. Dista mucho de ser un manual o tratado exhaustivo de la renaturalización de estas y otras amenazas para la flora rara ibérica. Tampoco pretende ser un documento estratégico o de planificación, nuestro intento es aportar enfoques novedosos a las situaciones y problemas señalados en estos documentos (véase punto 9).

El avance en el conocimiento de la rareza, sus causas y sus problemas, es muy notorio en la flora ibérica (Moreno Saiz, Domínguez Lozano *et al.* 2003; Domínguez Lozano y Schwartz 2005b; Aedo, Medina *et al.* 2015, Buirra, Cabezas *et al.* 2020). Dentro de estos análisis están incluidos los efectos de los factores de amenaza, y como primer objetivo de este trabajo se establece la presentación de forma resumida de algunos de los principales descubrimientos o presupuestos teóricos entorno a la herbivoría y la fragmentación en la flora mediterránea.

Además, junto a este objetivo, se han recogido las valoraciones de las medidas de gestión en curso para la flora amenazada, de nuevo sobre estos dos procesos, intentando facilitar a los gestores de las distintas administraciones del Estado la inclusión de estas dos amenazas en su gestión del día a día. Paralelamente, se persigue la incorporación de las recomendaciones que se estimen oportunas en los planes de gestión o normativa legal de su competencia.

Se ha buscado la mayor representatividad con relación a los dos procesos, herbivoría y fragmentación, para conformar este decálogo y grupo de trabajo. Por esta razón hay tres polos geográficos cubiertos: el litoral turístico mediterráneo, las montañas ibéricas y el aspecto insular, seleccionando plantas amenazadas representativas de estas tres situaciones biogeográficas en Andalucía, Baleares, Castilla-La Mancha, Cataluña y Madrid, lo que ha llevado a conformar un grupo de personas cuya actividad conservacionista está radicada sobre todo en estos territorios.

Esta iniciativa se encuadra en el marco del proyecto SOS-Flora (<http://biogeoconevo.bioucm.es/sosflora/index.html>). El proyecto ha sido financiado por la Fundación Biodiversidad, y desarrollado por un equipo de investigadores de la Unidad de Botánica de la Facultad de Biología de la Universidad Complutense de Madrid, durante los años 2020 y 2021.

Grupo de trabajo

Las siguientes personas han contribuido con su conocimiento y experiencia a la redacción de este documento:

- Pere Aymerich i Boixader. Biólogo de la Conservación. Barcelona.
- David Cuerda Fiestas. Técnico en Biodiversidad. Parque Natural de Cazorla, Segura y las Villas. Junta de Andalucía. Cazorla.
- Felipe Domínguez Lozano. Botánico. Unidad de Botánica del Dto. de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Fac. CC. Biológicas. UCM.
- Pere Fraga Arguinbau. Botánico conservacionista. Menorca.
- Sonia García Rabasa. Ecóloga. Unidad de Botánica del Dto. De Biodiversidad, Ecología y Evolución. Fac. CC. Biológicas. UCM.
- Nicolas González Sánchez. Biólogo. Director Conservador del Parque Regional de la Sierra de Gredos. Junta de Castilla y León.
- Jose Luis Izquierdo Moreno. Técnico de conservación. Parque Nacional Sierra de Guadarrama. Madrid.
- Juan Lorite Moreno. Botánico. Departamento de Botánica. Universidad de Granada.
- Enrique Luengo Nicolau. Botánico conservacionista. Madrid.
- Ignasi Mena Ribas. Tècnic Protecció Espècies. Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears.
- Eva Moragues Botey. Botánica. Cap del Servei de Planificació al Medi Natural. Govern de les Illes Balears.
- Xavier Oliver Martinez-Fornes. Tècnic del Servei de Fauna i Flora Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat de Catalunya.
- Laura Plaza Arregui. Técnico en Biodiversidad. Agencia Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- María Concepción Saavedra Azqueta. Técnica del Jardín Botánico Dunas del Odiel (Huelva). Junta de Andalucía.
- Rut Sánchez de Dios. Botánica. Unidad de Botánica del Dto. De Biodiversidad, Ecología y Evolución. Fac. CC. Biológicas. UCM
- Marta Viu Cuerda. Técnico del Servicio de Vida Silvestre. MITECO. Madrid.

Responsables de la gestión de flora

A continuación, se detallan las personas que por sus responsabilidades sobre la conservación de especies vegetales han estado en contacto con el grupo de trabajo, participado en su constitución, facilitado información y, en definitiva, ligadas al proceso de redacción del Decálogo (lo que, claro está, no implica que las instituciones en donde trabajan suscriban o respalden de forma oficial las ideas expuestas en este trabajo).

- Víctor Díez Urbano. Jefe de servicio (Ciudad Real) - Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.
- Jordi Garcia Petit. Director del Parc natural del Cadí-Moixeró. Servei d'Espais Naturals Protegits. Departament de Territori i Sostenibilitat.
- Ricardo Gómez Calmaestra. Jefe del Servicio de Vida Silvestre. MITECO, Madrid.
- Iván Ramos Torrens. Jefe de servicio Servei de Protecció d'Espècies Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears.
- Carmen Rodríguez Hiraldo. Jefa del Departamento de Conservación de la Flora y Hongos de la Dirección General de Gestión del Medio Natural y Espacios Protegidos, Junta de Andalucía.
- Rosa Del Carmen Torres Devesa. Directora del Parque Natural de Mágina. Junta de Andalucía.

Punto 1

Identificación de poblaciones afectadas por herbivoría y por fragmentación

En este primer punto se presenta una tabla con una selección de poblaciones que han servido de base para los análisis y propuestas de los distintos puntos del decálogo (Tabla 1). Se han elegido especies con problemáticas reconocidas y con cierta o amplia, en algunos casos, experiencia en la gestión de sus poblaciones.¹ Ilustran la situación actual sobre los efectos de la herbivoría y la fragmentación en las tres situaciones biogeográficas: montaña ibérica, litoral mediterráneo e insularidad balear. Es una representación considerable del territorio español, aunque quedan al margen otras zonas que no han podido abordarse en el contexto del proyecto SOS-flora: la zona atlántica y la macaronésica principalmente.

Tabla 1. Relación de especies consideradas en el decálogo. Las dos primeras columnas exponen de forma breve la relación de cada especie con los dos temas de este trabajo, en la tercera columna se intenta identificar la pauta juzgada más importante para encuadrar la renaturalización en las medidas de conservación existentes o propuestas. Área: A; Andalucía, B; Baleares, Bet; Béticas, Cat; Cataluña submediterránea, C; Centro peninsular, Onu; litoral onubense.

Especie	Herbivoría	Fragmentación	Clave de renaturalización	Área
<i>Agrostis barceloi</i>	Depredación por ganado asilvestrado	Solo vive en el Puig Major (Mallorca)	Control de la herbivoría	B
<i>Allium cyrilli</i> (*Nombre no incluido en la lista patrón)		Fragmentación urbana y periurbana del área de Madrid	Planificación urbana y potenciación de los núcleos claves para la conectividad	C
<i>Allium pyrenaicum</i>	Falta de presión ganadera para mantener lugares abiertos		Equilibrio de la gestión de la presión ganadera	Cat

¹ La Taxonomía es una ciencia dinámica. La nomenclatura seguida en todo el documento ha querido ser reflejo de este hecho, los nombres que aparecen en la tabla contigua y otros a lo largo del trabajo reflejan el conocimiento actual de los autores, que no tiene que ser el mismo en todos los lados. No obstante, cuando se han usado propuestas nomenclaturales distintas a la lista patrón del Ministerio de Transición Ecológica (https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/BDN_listas_patron.aspx), el nombre correspondiente de dicha lista patrón aparece entre paréntesis, al lado del correspondiente en nuestra publicación. Solo en un caso el nombre usado, por la novedad del descubrimiento, no tenía correspondencia en la lista.

Especie	Herbivoría	Fragmentación	Clave de renaturalización	Área
<i>Androsace vitaliana</i>		Distribución dispersa peninsular, una población reducida en Navarra	Fragmentación natural extrema. Sin necesidad de intervención	C
<i>Anthyllis rupestris</i>	Herbivoría silvestre y de ganado		Control de la herbivoría	Bet
<i>Aquilegia cazorlensis</i> (<i>Aquilegia pyrenaica</i> subsp. <i>cazorlensis</i>)	Herbivoría silvestre y ganado doméstico en menor medida		Control de la herbivoría	Bet
<i>Arnica montana</i>	Falta de presión ganadera para mantener lugares abiertos		Equilibrio de la gestión de la presión ganadera	Cat
<i>Astragalus nevadensis</i> subsp. <i>muticus</i>		En Sierra de Guadarrama, una población muy localizada dividida en varios parches	Control del uso público (desvío y señalización del sendero que atraviesa la zona)	C
<i>Atropa baetica</i>		Fragmentada por el incremento y regeneración espontánea de pinares	Gestión forestal, restauración de los bosques naturales	Bet
<i>Butomus umbellatus</i>	Pisoteo del ganado en márgenes fluviales (Ciudad Real)		Planificación urbana y potenciación de los núcleos claves para la conectividad	C
<i>Carex depauperata</i>	Falta de presión ganadera para mantener lugares abiertos		Equilibrio de la gestión de la presión ganadera. Gestión forestal	Cat
<i>Carex lucennoiberica</i> (<i>Carex furva</i> s.l.)	Depredación por ungulados introducidos (<i>Capra pyrenaica</i>)	En la Sierra de Guadarrama una única población muy localizada y con escaso número de individuos	Control de la población de cabra montés	C
<i>Castrilanthemum debeauxii</i>		Fragmentada por el incremento y regeneración natural de pinares	Gestión forestal, restauración de los bosques naturales	Bet
<i>Centaurea citricolor</i>	Falta de presión ganadera para mantener lugares abiertos	Poblaciones fragmentadas por colonización artificial de hábitats antrópicos	Potenciar los núcleos clave para la conectividad	A
<i>Cephalanthera rubra</i>	Depredación por ganado	Poblaciones aisladas de pocos ejemplares	Control de la herbivoría, y seguimiento demográfico	B
<i>Cephalaria squamiflora</i> subsp. <i>mediterranea</i>		Solo dos núcleos de pocos ejemplares, endémica de Ibiza	Gestión del fuego	B
<i>Chaenorhinum rodriguezii</i> (<i>Chaenorhinum organifolium</i> subsp. <i>rodriguezii</i>)	Cabras asilvestradas		Regulación de la población de herbívoros	B
<i>Colchicum longifolium</i>	Depredación por ganado	Una única localidad en el Puig Major. Número de ejemplares en descenso brusco	Control herbivoría y seguimiento demográfico	B
<i>Convolvulus meonanthus</i>		Desarrollo urbanístico en Madrid	Planificación urbana y potenciación de los núcleos claves para la conectividad	C

PUNTO 1. IDENTIFICACIÓN DE POBLACIONES AFECTADAS POR HERBIVORÍA Y POR FRAGMENTACIÓN

Especie	Herbivoría	Fragmentación	Clave de renaturalización	Área
<i>Coristospermum huteri</i> (<i>Ligusticum lucidum</i> subsp. <i>huteri</i>)	Depredación por cabras asilvestradas y ovejas	Endémica de Mallorca, en una sola localidad, pero con diferenciación genética intrapoblacional.	Protección de los nuevos núcleos creados. Control de la densidad de cabras del macizo de Puig Major. Promoción de la dinámica demográfica	B
<i>Cotoneaster majoricensis</i>	Cabras asilvestradas	Vive en solo dos macizos de la sierra de Tramuntana. Endémica de Mallorca	Control de cabras, potenciación de los núcleos clave para la dinámica metapoblacional	B
<i>Cynara tournefortii</i>		Extinta en distintas localidades madrileñas (eliminada por urbanismo)	Recreación de claros de monte mediterráneo	C
<i>Daphne rodriguezii</i>		Ausencia de vector de dispersión	Control de la carga turística	B
<i>Delphinium montanum</i>	Depredación por fauna silvestre	Ocupación del área de presencia por infraestructuras viarias y turísticas	Seguimiento de herbivoría y densidad de ungulados e invertebrados, reforzamiento de núcleos sensibles a la fragmentación	Cat
<i>Delphinium pentagynum</i> subsp. <i>formenteranum</i>		Fragmentación natural y artificial	Gestión del fuego e identificación de la dinámica demográfica y metapoblacional	B
<i>Dichoropetalum schottii</i> (<i>Peucedanum schottii</i>)	Falta de presión ganadera para mantener lugares abiertos	Una sola localidad ibérica	Equilibrio de gestión de la presión ganadera. Fragmentación extrema	Cat
<i>Diploaxis ibicensis</i>	Eliminación de cabras en el islote de Es Vedrà	En algunas zonas del litoral de Mallorca (noroeste) acusa la fragmentación por la urbanización del litoral	Control de la carga turística	B
<i>Dryopteris remota</i>		Fragmentación por el efecto del ganado	Control de la carga ganadera y de las visitas del ganado a las poblaciones	Cat
<i>Epipactis rhodanensis</i>		Urbanización próxima y frecuentación humana a lo largo del río	Planificación urbana, control de visitas para evitar la degradación de los márgenes	Cat
<i>Epipogium aphyllum</i>		Regresión secular de bosques maduros	Gestión forestal	Cat
<i>Erodium cazorlanum</i>	Herbivoría silvestre y doméstica		Control de la herbivoría	Bet
<i>Erodium paularense</i>	Pisoteo ganado vacuno	Distribución dispersa peninsular, en la provincia de Madrid fragmentado por microhábitat parcheado	Regulación del ganado doméstico	C
<i>Erodium sanguis-christi</i>		Urbanización turística del litoral	Planificación turística	Cat

Especie	Herbivoría	Fragmentación	Clave de renaturalización	Área
<i>Erysimum penyalarense</i> (<i>Erysimum humile</i> subsp. <i>penyalarense</i>)	Depredación por ungulados introducidos (<i>Capra pyrenaica</i>)	Una población muy localizada y fragmentada	Controles de la herbivoría silvestre y del uso público (señalización de senderos para evitar fragmentación)	C
<i>Euphorbia fontqueriana</i>	Cabras asilvestradas. En ausencia de herbivoría, desplazada por competencia con otros vegetales	Población original y grande en el Massanella y otra de nueva introducción y muy pequeña en el Puig Major. Endémica de Mallorca	Equilibrio de la presión ganadera, nivel de herbivoría adecuado	B
<i>Euphorbia margalidiana</i>	Predación por ratas sobre las plántulas	Endémica. La población original está en la isla de ses Margalides y la población de nueva introducción en la illa Murada. Riesgo de colapso demográfico estocástico	Seguimiento demográfico	B
<i>Gagea reverchonii</i>		Fragmentación natural en hábitats parcheados; probable regresión por cambios en la política ganadera al disminuir la carga de los rebaños	Regulación del pastoreo	Cat
<i>Genista dorycnifolia</i> subsp. <i>grossii</i>		Pocas poblaciones con escasos ejemplares, endémica de Ibiza	Gestión del fuego y potenciación de los núcleos clave para la dinámica metapoblacional	B
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Depredación por ganado o ausencia de herbivoría. Pérdida de lugares abiertos	Ocupación del área de presencia por urbanización y ampliación de núcleo urbano	Planificación urbana, control del ganado	Cat
<i>Geranium divaricatum</i>	Probable regresión por cambios en la política ganadera (reducción de carga)	Fragmentación natural en hábitats parcheados y puntuales	Sustitución funcional sólo parcial por recuperación de ungulados silvestres	Cat
<i>Gladiolus italicus</i>			Planificación urbana y potenciación de los núcleos clave para la conectividad	C
<i>Gyrocarum oppositifolium</i>	Riesgo de pisoteo y pérdida de suelo, la ausencia de pastoreo puede ser perjudicial	Distribución dispersa peninsular (Ponferrada y Madrid)	Prospección. Protección del pinar y monte mediterráneo	C
<i>Hackelia deflexa</i> (<i>Lappula deflexa</i>)	Probable regresión por cambios en la política ganadera (reducción de carga)	Fragmentación natural en hábitats parcheados y puntuales	Regulación del pastoreo	Cat
<i>Helosciadium bermejoi</i> (<i>Apium bermejoi</i>)		Dos poblaciones naturales y unas cuantas más de nueva introducción	Control de la hibridación artificial	B
<i>Hohenackeria polyodon</i>		Eliminada por urbanismo en Madrid. Presente en otras localidades peninsulares	Renaturalización del herbazal gipsófilo	C

PUNTO 1. IDENTIFICACIÓN DE POBLACIONES AFECTADAS POR HERBIVORÍA Y POR FRAGMENTACIÓN

Especie	Herbivoría	Fragmentación	Clave de renaturalización	Área
<i>Hormathophylla baetica</i> (<i>Hormathophylla cochleata</i> subsp. <i>baetica</i>)		Fragmentada por el incremento y regeneración natural de pinares	Gestión forestal, restauración de los bosques naturales	Bet
<i>Isopyrum thalictroides</i>		Fragmentada por urbanización y ajardinamiento	Planificación urbana	Cat
<i>Juniperus macrocarpa</i> (<i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>macrocarpa</i>)		Fragmentación por urbanización e infraestructuras turísticas	Plantación en hábitat potencial	Onu
<i>Juniperus navicularis</i>	Herbivoría silvestre, ciervos y gamos	Pequeños núcleos aislados y/o individuos, resultado de una disminución de un área continua	Planificación urbana y control de la herbivoría	Onu
<i>Limonium carvalhoi</i> <i>Limonium inexpectans</i>		Una única población conjunta de escasos ejemplares. Alteración del humedal	Control de competencia	B
<i>Limonium pseudodictyocladum</i>		Una única población con muy pocos ejemplares	Control acción antrópica	B
<i>Linaria lamarckii</i> (<i>Linaria polygalifolia</i> subsp. <i>lamarckii</i>)		Quedan en esa zona escasos "fragmentos-isla" de hábitat potencial	Planificación urbana	Onu
<i>Linum maritimum</i>		Desarrollo urbanístico	Control de la carga turística	B
<i>Lobaria pulmonaria</i>		Explotaciones forestales (reducen poblaciones y aíslan el resto)	Gestión forestal	Cat
<i>Lycopodiella inundata</i>	Fragmentación natural del hábitat: enclaves higroturbosos	Pisoteo y degradación por ganado vacuno	Control del uso público (rediseño de senderos) y adecuación de la carga ganadera	C
<i>Malvella sherardiana</i>		Núcleos dispersos en torno a una gran urbe	Planificación urbana y potenciación de los núcleos clave para la conectividad	C
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Pisoteo y degradación de enclaves higroturbosos por ganado vacuno		Control y adecuación de la carga ganadera	C
<i>Narcissus longispathus</i> (<i>Narcissus nevadensis</i> subsp. <i>longispathus</i>)		Fragmentada por el incremento y regeneración espontánea de pinares	Gestión forestal, restauración de los bosques naturales	Bet
<i>Naufraga balearica</i>	Cabras asilvestradas		Regulación de la población de herbívoros	B
<i>Nepeta hispanica</i> (<i>Nepeta betranii</i>)		Núcleos en claros de coscojar, aislada por urbanismo en la zona centro	Prospección y protección del monte mediterráneo basófilo.	C
<i>Ononis mitissima</i>		Única población catalana en la montaña de Montjuic (Barcelona)	Control del ajardinamiento	Cat

Especie	Herbivoría	Fragmentación	Clave de renaturalización	Área
<i>Onosma tricerosperma</i>		Montañas del sistema Ibérico y Béticas. Población periurbana en Madrid	Planificación urbana y potenciación de los núcleos clave para la conectividad	C
<i>Orchis cazorlensis</i>	Depredación por ganado	Su única población está en un cercado de exclusión de herbívoros en el Puig Major	Control de herbivoría	B
<i>Picris willkommii (Picris cupuligera)</i>	Asociada a lugares pastoreados		Seguimiento demográfico	Onu
<i>Pinus pinaster</i>	Ratas y cabras (la cabra asilvestrada en Menorca empieza a ser un problema)	Población natural menorquina, afín al mediterráneo oriental no peninsular, y 3 ó 4 poblaciones artificiales. Todas ellas independientes y de pocos ejemplares.	Gestión del fuego, seguimiento de dinámica demográfica de las manchas, control de la herbivoría	B
<i>Plantago algarbiensis</i>	Probablemente afectado por la disminución del ganado	Poblaciones fragmentadas en el litoral atlántico del SW ibérico	Control del urbanismo turístico	A
<i>Prunus padus</i>		Finícola: valle del Lozoya, fragmentada por la gestión de los muros y límites entre prados	Recuperación de orla forestal y bordes de arroyo	C
<i>Pseudomisopates rivas-martinezii</i>	Herbivoría y pisoteo, vacuno y cabra montés	Dos poblaciones sin conexión (más de 20 km). Fragmentación natural (microhábitats), claros de piornal, lugares rocosos	Prospección, regulación de los herbívoros silvestres	C
<i>Ranunculus abnormis</i>	Depredación y pisoteo por ganado vacuno (ganadería extensiva)	En Gredos es más abundante, pero en Guadarrama solo se conoce una población	Control y adecuación de la carga ganadera	C
<i>Ranunculus weyleri</i>	Depredación por cabras asilvestradas y ovejas	Dos poblaciones naturales, una en la sierra de Tramuntana y otra en la sierra de Llevant de muy pocos ejemplares	Control de herbivoría núcleo del sur y seguimiento demográfico	B
<i>Salvia valentina</i>		Fragmentada por urbanización metropolitana	Planificación urbana	Cat
<i>Scolymus maculatus</i>		Desarrollo urbanístico en Madrid	Planificación urbana y potenciación de los núcleos clave para la conectividad	C
<i>Scorzonera humilis</i>	Depredación por ganado	Fragmentación por presencia de ganado	Control de carga ganadera (incluida la gestión de pastos)	Cat
<i>Sedum aetnense</i>		Urbanización periurbana	Planificación urbana y potenciación de los núcleos clave para la conectividad	C
<i>Senecio altissimus (ex doria, ex merinoi, ...)</i>		Urbanización periurbana	Planificación urbana y potenciación de los núcleos clave para la conectividad	C

PUNTO 1. IDENTIFICACIÓN DE POBLACIONES AFECTADAS POR HERBIVORÍA Y POR FRAGMENTACIÓN

Especie	Herbivoría	Fragmentación	Clave de renaturalización	Área
<i>Senecio boissieri</i>		Dos poblaciones en la Sierra de Guadarrama	Control del uso público (señalización de senderos y paso obligado por ellos)	C
<i>Silaum silaus</i>	Falta de presión ganadera para mantener lugares abiertos	Fragmentada por presencia de ganado	Equilibrio de gestión de la presión ganadera	Cat
<i>Silene sennenii</i>		Fragmentación agraria antigua en llanura	Potenciación de los núcleos clave para la dinámica metapoblacional. Gestión de lindes y márgenes	Cat
<i>Solanthus reverchonii</i>	Herbivoría silvestre y de ganado asilvestrado		Control de la herbivoría	Bet
<i>Taxus baccata</i>	Cabras asilvestradas	Fragmentado en Mallorca y Cazorla	Regulación de la población de herbívoros. Protección de ejemplares	B
<i>Thymus carnosus</i>	Conejos y cabras favorecen el establecimiento de especies competidoras		Control de la herbivoría	Onu
<i>Thymus herba-barona</i> subsp. <i>bivalens</i>		Una única población original. Competencia con otras especies. Otra población de nueva creación con muy pocos ejemplares	Control de <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , gestión del fuego y seguimiento demográfico	B
<i>Thymus richardii</i> subsp. <i>richardii</i>	Afectada por herbivoría			B
<i>Vella pseudocytisus</i>	Desplazada por competencia con <i>Macrochloa tenacissima</i> en ausencia de pastoreo	Distribución dispersa peninsular, tres núcleos reflejando mosaicismo natural	Ungulados silvestres, fuegos de pradera	C
<i>Viola cazorlensis</i>	Herbivoría silvestre y de ganado		Control de la herbivoría	Bet

Convivencia entre herbívoros silvestres y flora amenazada: datos y experiencias

En la península Ibérica convive un conjunto de animales herbívoros silvestres que ha contribuido al modelado de la vegetación y flora mediterráneas (Palau 2020). Entre las más directamente relacionadas con la flora amenazada se encuentran las poblaciones de ungulados, particularmente, la cabra montés y el rebeco, la primera con una presencia generalizada en las montañas ibéricas y la segunda en el Pirineo principalmente. Sin bien también otros animales, ya no necesariamente ligados a las zonas de montaña, experimentan altas densidades que han sido responsabilizadas de efectos negativos sobre poblaciones de plantas raras en España, tal es el caso del jabalí, el gamo y el ciervo. Además, podemos considerar en este análisis al muflón y el arruí, dos especies de importancia cinegética, y en el ámbito forestal también al corzo. Finalmente, entre los herbívoros de pequeña talla, descartando la ardilla, el conejo es otra especie relacionada con las amenazas a la flora (en Canarias es un animal introducido). El mapa de la Fig. 2 muestra la concentración de estas especies en el territorio.

Este mapa de la distribución de la riqueza de los animales seleccionados puede ser interpretado como un mapa de la distribución del riesgo por herbivoría para la flora amenazada en el país. ¿Qué factores explicarían entonces esta distribución del riesgo potencial por herbivoría silvestre? De momento, el mapa muestra la escasa contribución de las islas (Baleares y Canarias) a la riqueza de estos herbívoros. Además, parece que la altitud es, por el contrario, un factor importante, y las zonas montañosas actuarían como reservorios. Las cuadrículas con mayor riqueza de animales se concentran en el Pirineo oriental y los montes de Toledo, Sierra Morena, Sistema Ibérico y Cazorla. En general, otros autores no han encontrado relación positiva entre la riqueza de ungulados y otras variables, con posibilidad de indicar riesgos, por ejemplo la densidad de seres humanos (Moreno-Rueda y Pizarro 2007).

En los territorios arbolados naturales, la actividad de los herbívoros crea una situación de heterogeneidad ambiental que promueve el dinamismo de los ecosistemas forestales, la disminución del riesgo de fuegos catastróficos, el aporte de nutrientes o la conectividad de las poblaciones vegetales, entre otras actividades (Palau 2020). En estas situaciones naturales la acción de los herbívoros es relevante en la creación de ventanas de oportunidad para la colonización, favoreciendo la germinación y emergencia de plántulas en los claros del bosque para especies vegetales demandantes de luz (Gómez y Hódar 2008; Brian 2015).

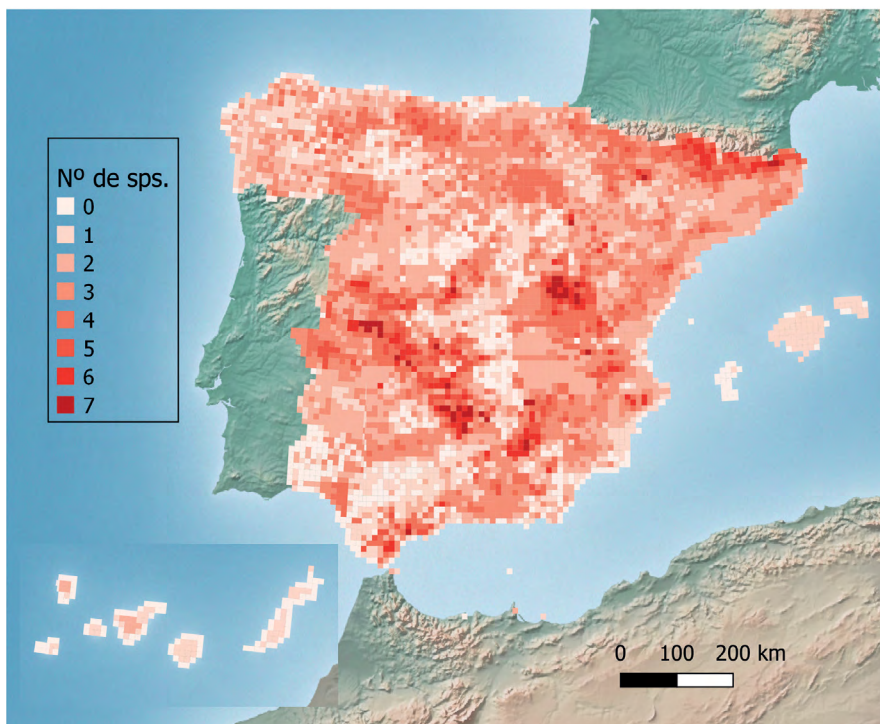


Fig. 2. Riqueza por cuadrícula UTM (10x10 km) en España de las nueve especies mencionadas: ciervo, gamo, corzo, cabra montés, rebeco, muflón, arruí, jabalí y conejo. Datos de origen: Servicio de Vida Silvestre. MITECO.

En la alta montaña su efecto puede que esté en la explicación de la originalidad y evolución de los matorrales xeroacánticos, formaciones vegetales espinosas y pulviniformes muy frecuentes en el límite del piso forestal de las montañas de todo el arco mediterráneo en el sur de Europa y en el norte de África. Estas formaciones espinosas pulvinulares no se encuentran en otras montañas del mismo bioma (Australia, California o región del Cabo), salvo en los Andes, donde también aparecen plantas pulviniformes y espinosas en distinto grado, sustentando en este caso a una comunidad de camélidos asociada (Fig. 3).

Para las zonas basales mediterráneas la presencia de los herbívoros estaría relacionada con el mantenimiento de formaciones abiertas más o menos extensas, contribuyendo al mantenimiento de un paisaje estepario en las depresiones interiores (valle del Ebro, fosa del Tajo, etc.). En otros casos, principalmente en el SE ibérico, formarían parte de un paisaje dominado por comunidades de matorrales abiertos de clima semiárido.

Estos hipotéticos escenarios de partida están lejos de la realidad actual, ya que la contribución de estos animales en la conformación de los ecosistemas y en particular para la vegetación y flora ha sido objeto de transformaciones relacionadas con las actividades humanas. El cambio ha afectado a sus áreas de distribución, viéndose incrementadas o reducidas según el caso, pero sobre todo a las densidades poblacionales. Es razonable suponer que esto haya tenido un efecto en el dinamismo de la vegetación y de las poblaciones vegetales de las que se alimentan.

Perdida la función reguladora de los grandes depredadores, en la actualidad las afecciones de los herbívoros silvestres sobre la flora amenazada se ven influidas por: la presión de las especies domésticas (rebaños antrópicos) sobre sus poblaciones, el avance de la forestación sobre los terrenos de pastoreo, la existencia de áreas de protección especial, parques naturales o similares, y finalmente, por la actividad cinegética en estas zonas y en el resto del territorio no protegido.

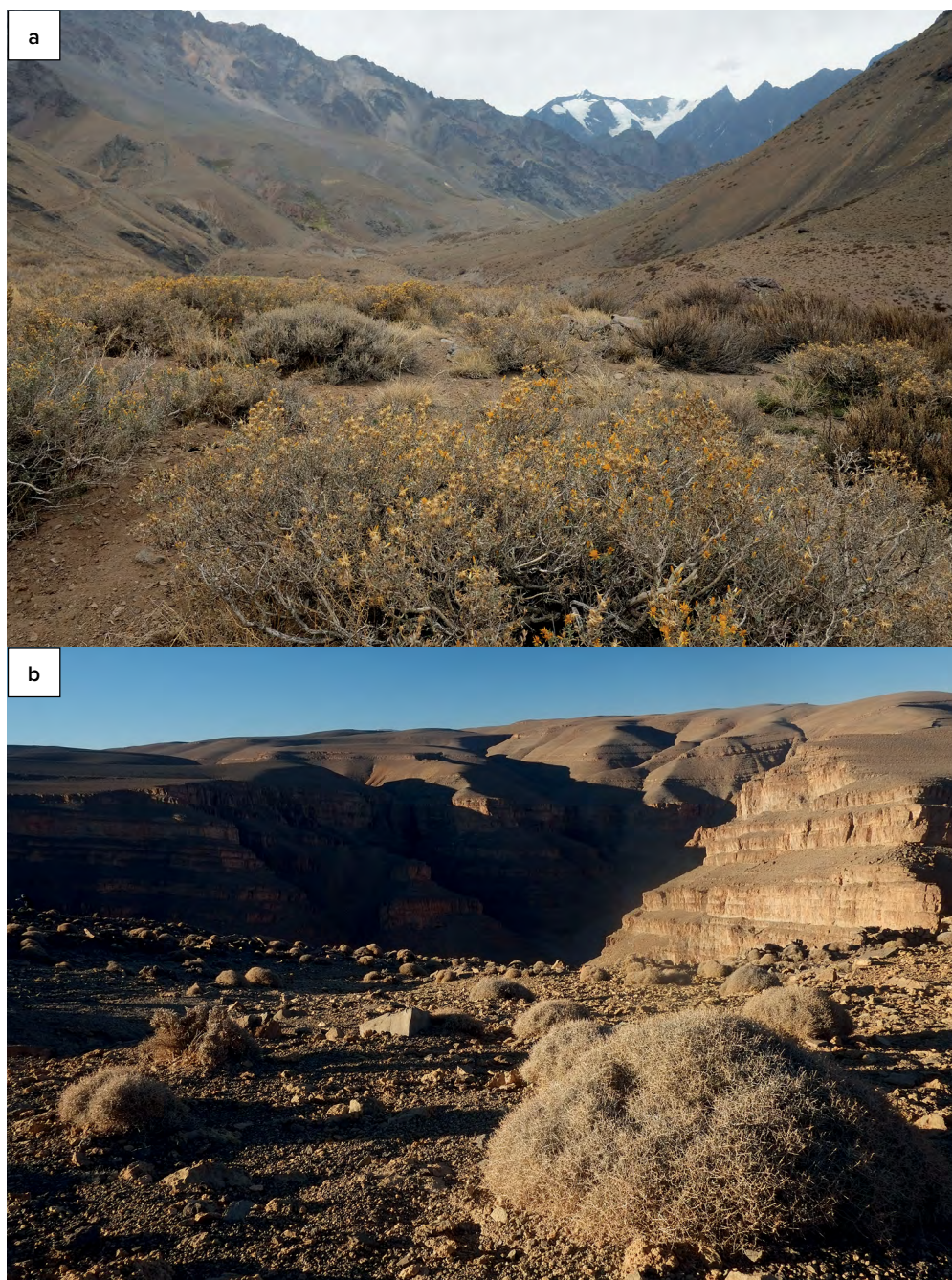


Fig. 3. a) formación espinosa en el Valle del Juncal, al fondo el pico Nevado del Juncal, Chile Central, en primer plano *Chuquiraga oppositifolia*, y después *Tetraglochin alatum*, *Baccharis* sp., *Ephedra chilensis*, las dos primeras son especies espinosas extendidas en estas formaciones de altura andina. b) matorral xeroacántico en las inmediaciones del puerto de Tizi-Tirherhouzine en el Antiatlas marroquí, en primer plano *Hormathophylla spinosa* pero también *Bupleurum spinosum*, *Astragalus*, *Festuca grupo hystrix*, *Santolina*, *Artemisia* y *Juniperus thurifera*.

En todo caso, conviene aclarar que de manera general y desde hace tiempo se han reconocido efectos negativos para la flora rara o amenazada por variaciones, al alza o a la baja, en la densidad de herbívoros. La mortalidad por pisoteo o ramoneo, la reducción del valor reproductor o la tasa de crecimiento son los efectos demográficos señalados más frecuentemente sobre las poblaciones de flora amenazada cuando hay una elevada densidad de herbívoros silvestres. Por el contrario, la pérdida de microhábitat idóneos para la germinación de las plántulas, y el desplazamiento por competencia con otras especies son los dos problemas más frecuentes asociados a una disminución de la densidad de animales.

Desajustes de herbivoría en algunos territorios

Ayudados por la Fig. 2, pasamos revista a algunas de las zonas con mayor coincidencia de especies en el mapa.

En general para las zonas pirenaicas catalanas los ungulados silvestres no representan un problema importante. Es más, debemos hacer notar los “beneficios” de los ungulados para el mantenimiento de ciertas especies de flora raras (nitrófilas “no antopófilas” por ejemplo, con reproducción facilitada por la actividad de los jabalíes).

Sí existen algunos conflictos locales entre especies de ungulados salvajes y flora en algunas montañas de Cataluña (ciervos en los macizos prepirenaicos de Boumort y Catllaràs, cabras monteses en el macizo de los Ports y en la montaña de Montserrat). Tal vez el conflicto más interesante en la actualidad se localice en Montserrat, donde hay una población de cabras introducida hace un par de décadas, confinada en una montaña-isla y con una incidencia clara sobre la vegetación, si bien el impacto sobre especies concretas es poco conocido.

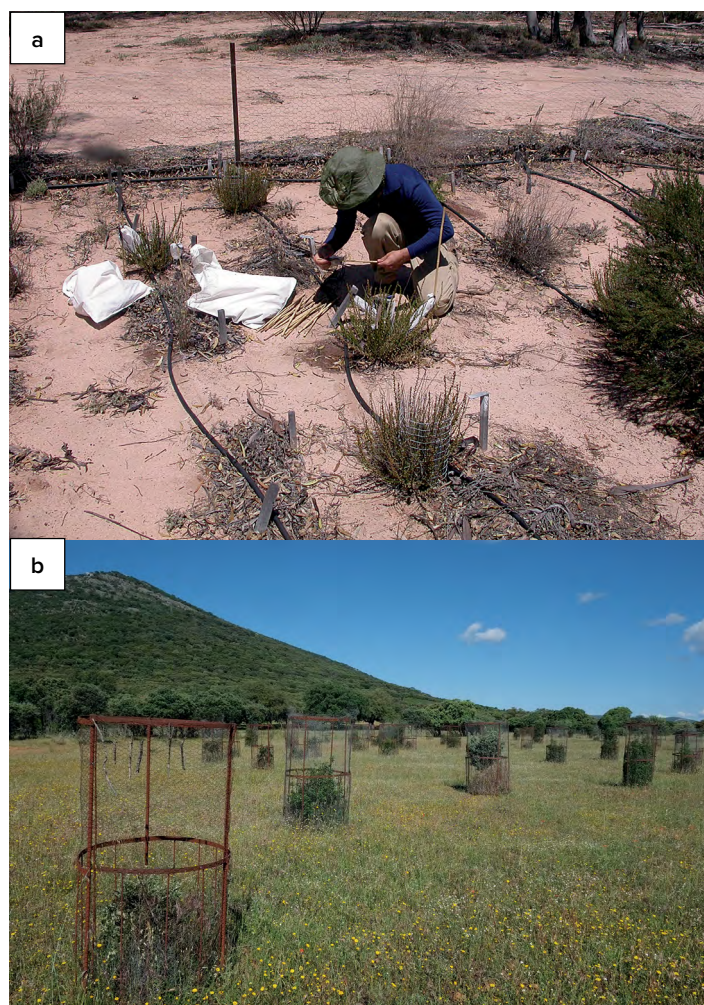


Fig. 4. a) En la flora de Australia occidental podemos encontrar ejemplos de especies amenazadas por la depredación del conejo, en la foto población reintroducida de *Symonanthus bancroftii* protegida con una malla anticonejo. b). Protecciones individuales contra ungulados para la regeneración de encinas en la raña de Cabañeros.

Destacamos la situación de las montañas del centro-occidente peninsular (Sierra Morena y Montes de Toledo), donde la densidad de ciervos está regulada por el beneficio económico de la caza en las fincas privadas, y por criterios proteccionistas en las áreas protegidas. En muchas ocasiones el resultado en ambas situaciones es el mismo, una densidad de ungulados elevada y una presión

excesiva sobre la vegetación natural, con casos bien documentados en algunos de los bosques de ribera más amenazados (Buitrago Bravo, Luengo Nicolau *et al.* 2022). Las especies leñosas poseen una dinámica demográfica muy sensible a la sobreabundancia del ciervo, y el reclutamiento natural de algunas (olivillas, acebos, tejos, abedules, arces, loros) está comprometiendo su supervivencia futura (Fig. 4). En Cabañeros, la protección mediante vallado de exclusión para evitar la acción de los ciervos, asegura la supervivencia de una población cacuminal de *Adenocarpus argyrophyllus*, o de ejemplares jóvenes de *Betula pendula*. Otras especies, han adquirido un hábitat rupícola que evita la depredación, tal es el caso de *Echinopartum ibericum*.

En Canarias, como un ejemplo de los problemas del desajuste de herbívoros identificamos al conejo, una especie peninsular que hasta donde sabemos no influye en la supervivencia de ninguna planta amenazada ibérica, pero que sin embargo se ha señalado como un factor de riesgo para las poblaciones de al menos 20 plantas canarias (Bañares Baudet, Blanca *et al.* 2003). En este archipiélago el lagomorfo es una especie introducida. Lo mismo sucede en Australia (véase Fig. 4) y en Baleares. En este último archipiélago su influencia negativa en la flora ya ha quedado demostrada en el caso de *Medicago citrina*, que solo sobrevive refugiado en hábitats inaccesibles en algunos islotes del archipiélago de Cabrera y las Pitiusas (Rita, Capó *et al.* 2022).

Cazorla es un lugar con una gran experiencia, acumulada durante décadas en la gestión de la flora amenazada por herbivoría. De hecho, la herbivoría en el Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas no se entiende sin mencionar su origen como Coto Nacional de Caza en 1960. La declaración conllevó efectos positivos para la conservación de la zona, pero supuso la introducción de dos ungulados exóticos, gamo y muflón, y el reforzamiento de las poblaciones de ciervo, cabra montés y jabalí, que en la actualidad registran altas densidades en las zonas con más estricta protección del parque (zonas de reserva). Esta elevada presión de herbivoría afecta a la vegetación y, a no menos de 14 especies de flora de interés conservacionista, que cuentan con poblaciones dentro de la zona protegida de estas sierras béticas. A los animales silvestres se añade el efecto de más de 150.000 cabezas de ganado doméstico. De unos años a esta parte, la gestión cinegética se está centrando en la reducción de las poblaciones de las dos especies exóticas, también teniendo en cuenta la conservación de flora en las áreas más sensibles del parque. Asimismo, se condiciona, en la medida de lo posible, la carga ganadera doméstica en los montes públicos, también basándose en criterios de compatibilidad con la conservación de la flora más amenazada.

Quizás sea el sistema Central donde la gestión de la cabra montés cuente con más tradición y experiencia en Iberia. No en vano se conoce su evolución demográfica desde comienzos del siglo pasado, regida desde entonces por el binomio protección-gestión cinegética. Concretamente para la sierra de Guadarrama, su presencia por una introducción humana data de finales de los años 80, y ha ido extendiéndose por todo el parque nacional con diferentes densidades locales, entrando en conflicto con poblaciones de al menos dos especies amenazadas en el parque: *Carex lucennoiberica* (*Carex furva* s.l.) y *Erysimum humile* subsp. *penyalarense*. Se ha desarrollado un plan de control de la población que se aprobará dentro del subprograma de control de especies de fauna nativas, ligado al PRUG del parque (se vienen haciendo extracciones de individuos desde hace algunos años). En el Parque Regional de la Sierra Gredos la convivencia entre ganadería extensiva y fauna silvestre es ancestral y su manejo es el origen en muchos casos de los paisajes que hoy conforman el parque, especialmente la extensión y distribución presente de las praderas y pastos de altura y las formaciones de matorral. Además, tanto la ganadería como el aprovechamiento cinegético representan importantes valores socioeconómicos para el territorio del parque regional en estos momentos. Los rebaños de vacuno, ovino y caprino, los dos últimos hoy en franca regresión, conviven con las poblaciones de cabra montés, cérvidos (ciervo y corzo) y jabalí. Para tratar de compatibilizar la existencia de estas especies con la conservación de la flora más singular, en las zonas de mayor presión se han habilitado vallados de exclusión para algunas poblaciones de flora amenazada: *Pseudomisopates rivas-martinezi* o *Senecio coinnyi*. La flora alpina y rupícola es objeto de atención para tratar de disminuir la presión, especialmente de la cabra montés. Para ello se viene adecuando la gestión cinegética de la especie a sus existencias poblacionales, de forma que se evite la sobrepoblación que sería

poco deseable, tanto para la propia especie, como para la conservación de la flora. En el caso de la ganadería, especialmente la de vacuno, está sustentada de forma importante por una raza autóctona, cómo es la avileña negra ibérica, bien adaptada a las condiciones de montaña y manejada tradicionalmente de forma trashumante. La distribución de la presión a lo largo del año y en diferentes zonas, y la adaptación de la entrada a los pastos de forma compatible con la conservación de la flora, son aspectos que se vienen trabajando de forma conjunta con los ganaderos, y en los que habrá que seguir incidiendo en los próximos años. Pese a todo, no dejan de producirse situaciones de sobrepastoreo o predación, muchas poblaciones de *Antirrhinum grosii* son ahora rupícolas estrictas por esta causa.

Más al Sur, el caso de Doñana es singular. Como ya hemos visto, en los ambientes montanos es frecuente una coincidencia entre altas densidades de ungulados y concentraciones de flora amenazada, pero es raro encontrar esta misma situación en zonas basales del país, Doñana podría ser un caso. En el espacio de Doñana conviven gran cantidad de herbívoros (domésticos, y silvestres, incluyendo conejos, ciervos, gamos, jabalíes, y vacas, ovejas y caballos) y más de 30 especies de flora con interés conservacionista. Se ha generado un complejo sistema de interacciones naturales y artificiales, con claras afecciones negativas por predación directa, pisoteo y en algunos casos (*Pinguicula lusitanica* o *Carex trinervis* por ejemplo) degradación de hábitat. No obstante, se pueden destacar algunos efectos positivos por eliminación de competencia o mantenimiento de lugares abiertos favorables para algunas plantas amenazadas. El parque cuenta con medidas de conservación activa desde hace tiempo y para numerosas especies. Entre ellas podemos señalar una red de vallados de exclusión, por ejemplo más de 14 para el endemismo *Onopordum hinojense*. Hay también actividades de seguimiento sobre el efecto del ganado para esta y otras especies afectadas por la herbivoría (*Adenocarpus gibbsianus*, *Avellara fistulosa*, o *Hydrocharis morsus-ranae*). La frecuencia del seguimiento depende del nivel de amenaza (generalmente es anual, y a veces se realiza con mayor frecuencia). Paralelamente, hay estudios o seguimientos específicos destinados a evaluar medidas de gestión concretas según considere el personal de conservación del Espacio. Finalmente, en Doñana viven tres razas de ganado autóctonas y con interés de conservación: la vaca mostrenca, la oveja churra lebrijana y el caballo marismeño, que podrían tenerse en cuenta para buscar una conservación integrada entre razas autóctonas y plantas amenazadas del parque.

Gestión botánica de los ungulados silvestres

Aunque existen otros términos para designar estas acciones, tales como gestión de la vegetación o gestión forestal de la herbivoría, hemos preferido un término más amplio pero menos usado: gestión botánica, para señalar que se pretende ofrecer ideas sobre gestión considerando al grupo de las plantas silvestres, independientemente de su biotipo o función ecológica.

Como hemos visto, no cabe duda de que existen lugares emblemáticos con una presión excesiva de ungulados sobre la vegetación y sobre la flora amenazada. En los espacios dotados de medidas de protección (parques nacionales o similares), la medida más extendida para evitar los efectos negativos de la herbivoría silvestre ha sido el uso de vallados de exclusión (por su importancia y extensión los tratamos en el siguiente punto del decálogo). Una propuesta que surge desde la óptica botánica de la gestión conservacionista.

De momento, y a nuestro entender, no se contempla la gestión de los ungulados silvestres por su papel naturalizador en la dinámica de la vegetación como una estrategia generalizada. Aunque sí en algunas áreas protegidas. Por ejemplo, las poblaciones de ciervos y gamos en Doñana, de ciervos en Cabañeros, o cabras monteses en Sierra Nevada son monitorizadas para medir su efecto sobre la vegetación y sobre la flora amenazada en particular para algunas plantas o poblaciones concretas.

Convendría tener en cuenta a los herbívoros silvestres al menos en la gestión botánica de los siguientes puntos:

- Mantenimiento de calveros y sistemas de parches con claros en un entorno forestal. Estos hábitats contienen algunas especies amenazadas que podrían verse afectadas si la cobertura arbórea se incrementa y el número de claros disminuye en el sistema.
- Eliminación del matorral y conservación de los pastos alpinos. Plantas amenazadas en la cordillera Cantábrica, por ejemplo *Aster pyrenaeus*, dependen de unos pastos de alta montaña que pueden cubrirse de matorrales si los ungulados silvestres o el ganado doméstico reducen su densidad.
- Control de las especies dominantes y reducción de la competencia de especies comunes sobre las especies raras (particularmente gramíneas y caméfitos no palatables). Esta situación puede ser más frecuente en medios abiertos o estepas, donde las condiciones homogéneas extendidas en estos hábitats pueden verse moduladas por la presión de los herbívoros que incrementan la heterogeneidad y parcheado según su actividad. En España, estos actores son mayoritariamente domésticos, tal es el caso de las cabras con la planta protegida *Thymus carnosus* y su competencia con *Retama monosperma* en el litoral onubense. Pero si se produjera una disminución o desaparición de la presión ganadera por cambios socioeconómicos, podrían ser sustituidos por animales silvestres. Algunas especies amenazadas en esta situación se encuentran en zonas esteparias del norte, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* o *Astragalus oxyglottis*, o también de forma más notoria en las formaciones vegetales del matorral semiárido del SE ibérico.
- Eliminación de biomasa forestal y reducción del impacto de los fuegos de alta intensidad sobre las comunidades vegetales. Para este punto, no conocemos ningún ejemplo concreto para especies vegetales amenazadas, aunque el uso de la herbivoría en la gestión del fuego está muy documentado (Robles, Ruiz-Mirazo *et al.* 2009; Varela, Górriz-Mifsud *et al.* 2018).
- Coexistencia entre ganado doméstico y animales silvestres. La doble acción de rebaños antrópicos y naturales en muchos territorios se traduce hoy en una sobrepresión para la flora amenazada, pero en el futuro permitiría una transición a la naturalidad de la función de la herbivoría, mediante la disminución de la carga ganadera en favor de los animales silvestres (véase punto 4). Esta sustitución podría estar produciéndose ya de forma involuntaria por el abandono del pastoreo tradicional en algunos territorios ibéricos.

Punto 3

Vallados de exclusión: experiencia acumulada

Los vallados de exclusión se encuentran incluidos dentro de las medidas directas de conservación de flora, y cada vez de forma más frecuente (Fenu, Cogoni *et al.* 2015).

Una zona, mejor que vallado, de exclusión puede ser considerada toda superficie donde se evita, total o parcialmente, la presencia de herbívoros de forma artificial, con objeto de proteger los individuos de una especie amenazada o una comunidad o tipo de formación concreta (Fig. 5). La finalidad de esta protección puede ser conservacionista, es decir su objetivo sería evitar la desaparición de lo vallado, pero también se emplean para estudiar el efecto de la herbivoría sobre las plantas, es decir forman parte del diseño experimental de una investigación determinada. Este vallado puede ser permanente o solamente efectivo durante los meses del ciclo vital de la planta. La superficie acotada puede consistir en unos pocos metros cuadrados (o incluso menos), pero también existen vallados sobre áreas amplias, más de 1 ha (Ver Tabla 2).

Tabla 2. Tipología de los vallados de exclusión en función de su extensión, finalidad y grupos predadores

Nombre	Extensión	Finalidad	Exclusión
Exclusiones individuales	< 1m	Protección de flora amenazada	Herbívoros pequeños (incluso insectos), y en ocasiones ungulados
Exclusiones	1m-1 ha	Protección de flora amenazada/ comunidad vegetal	Ungulados silvestres y ganado
Zonas acotadas	> 1 ha	Protección de comunidad vegetal	Ungulados silvestres y ganado

Finalmente, los vallados o zonas de exclusión pueden diseñarse para evitar los efectos de pequeños herbívoros, grandes ungulados, o animales de talla intermedia, sobre todo rebaños domésticos de ovejas y cabras. El origen de los individuos protegidos puede ser natural o procedente de restituciones en el medio (refuerzos, reintroducciones, translocaciones o introducciones benignas).

En atención a sus características técnicas, los más extendidos son los realizados con malla cinética y poste de madera, aunque en algún caso se utilizan otro tipo de cerramiento, sobre todo si

están destinados a prevenir el impacto de los conejos (con una malla más estrecha) o las vacas (donde pueden usarse los cercados eléctricos temporales).



Fig. 5. Algunos ejemplos que ilustran la variedad de cercados de exclusión. a) Protección individual de tejos en el Parque Natural de la Sierra de Mágina. b) Valla de exclusión para evitar el efecto de las vacas en el estudio de un hayedo-abetal en Luchon, Pirineo francés. c) Cercado de ejemplares de *Orites myrtoidea* para la protección frente a los rebaños de vacas en la Cordillera de los Quemados en Chile. d) Vallado de exclusión de los conejos en poblaciones de flora amenazada en el Parque Nacional de Garajonay.

Los primeros vallados de exclusión

Aunque se sabe de intentos por evitar la presión ganadera sobre la flora amenazada desde hace bastante tiempo (Fig. 6), los vallados más antiguos puede que se establecieron gracias a las actividades de conservación de flora en los parques nacionales canarios.

De esta manera, comenzaron a ensayarse distintos cercados de exclusión para evitar la predación de conejos en Garajonay ya desde finales de los años 80, y de forma generalizada en distintas islas desde comienzos del presente siglo. En La Palma por ejemplo, algunos núcleos de la especie amenazada *Lotus pyranthus* en las poblaciones de los Nacientes de Marcos se cercaron en 1995.

En Castilla-La Mancha hace 10 años se establecieron cercados de exclusión para la protección de *Atropa baetica* en el parque natural del Alto Tajo (para esta misma planta en Cazorla hay vallados colocados desde hace más de 30 años), también de la misma época data la protección de algunos núcleos de *Helianthemum polygonoides* en Cordovilla, Albacete.

El Cataluña ha existido poca implantación y el uso de los vallados de exclusión está poco extendido. No obstante, ya en 1998 se establecieron vallados experimentales para *Delphinium montanum* en la sierra del Cadí, con el objeto de evaluar el efecto de la predación de los rebecos sobre el reclutamiento. Se concluyó que no afectaba significativamente, por lo que este instrumento no se utiliza para la gestión en condiciones normales. Si bien en el macizo de Pedraforca, donde se añaden otros

riesgos, en 2020 se instalaron tres pequeños cercados experimentales para permitir la fructificación natural y proteger una siembra experimental de esta misma especie. La población vallada es muy pequeña, se consideraba extinguida y se ha relocalizado recientemente. *Valeriana* cf. *tarraconensis* cuenta con una población muy escasa en la montaña de Montserrat. Sufre una alta incidencia de depredación por cabras monteses. Aquí también se instalaron un par de pequeños cercados para evaluar la tendencia poblacional posterior en ausencia de herbivoría, y de nuevo, facilitar temporalmente la producción de semillas y el reclutamiento.



Fig. 6. El botánico almeriense Antonio Pallares Navarro establecía estos pequeños vallados de exclusión en el Morrón de la Sierra de Gádor para la protección de *Astragalus tremolsianus* a mediados de la década de los 80 del pasado siglo.

Vallados y flora insular

Las islas por sus particularidades biológicas (véase punto siguiente), quizás son los lugares donde más se ha generalizado el uso de cercados de exclusión.

En sus ecosistemas simplificados es frecuente la ausencia de ungulados silvestres naturales. Además, culturalmente hay una tradición de mantener el ganado asilvestrado (de forma generalizada en el ambiente insular de medio mundo el protagonista que más fácilmente realiza esta transición hacia el asilvestramiento es el ganado caprino), de nuevo quizás favorecido por la ausencia de depredadores insulares. Por añadidura, las islas acogen poblaciones de herbívoros silvestres alóctonos, y aquí también hay un protagonista, el conejo (véase el punto 2). Finalmente, no es infrecuente el caso de especies cinegéticas introducidas, que experimentan distintos grados de gestión y naturalización, contribuyendo al incremento de la herbivoría.

En Canarias, con la tradición mencionada, el uso de vallados de exclusión está en la actualidad muy extendido en los espacios naturales protegidos, constituyendo una acción básica para defender

a una especie o un espacio de la afección de los ungulados y conejos. En algunas áreas declaradas como espacios protegidos precisamente por la presencia de especies singulares, endémicas o amenazadas, los cercados son una de las medidas de protección más efectiva, podemos mencionar el Sitio de Interés Científico de Jinámar, un lugar que alberga la única población natural del endemismo *Lotus kunkelii*. Por añadidura, es muy frecuente que las restauraciones de la vegetación y ecosistemas en Canarias (por ejemplo los proyectos Life Guguy, <https://www.lifeguguy.com/> o Life Inagua, https://www.gobiernodecanarias.org/medioambiente/materias/biodiversidad/espacios-protegidos/conservacion-de-habitats/proyectos_life/inagua_life/) contemplen la instalación de dichos vallados, con la finalidad de eliminar parcial o totalmente la presencia de ungulados y el control sobre los conejos.

Además, los planes de uso y gestión de la mayoría (si no todos) los Espacios Naturales Protegidos en Canarias, incluyen como actividades prohibidas la presencia de ganadería no estabulada y el pastoreo.

Vallados de exclusión y seguimiento

El efecto de los vallados en la vegetación es palpable desde el comienzo de su instalación, y es quizás una de las razones por las cuales su uso se ha generalizado dentro de numerosas áreas protegidas del país. Aunque no regulan la densidad de herbívoros, sí evitan el pisoteo y la depredación. Por la experiencia acumulada durante ya varias décadas desde el establecimiento de estas medidas existe un acuerdo general en la necesidad de visitar los vallados periódicamente para comprobar su funcionamiento.

Un ejemplo clásico es el caso de *Stemmacantha cynaroides* (*Rhaponticum canariense*) en el Parque Nacional del Teide (Fig. 7). En 1999 se excluyó del efecto de los rebaños de muflón una de sus poblaciones. Después de siete años de seguimiento para comparar el efecto de los vallados, los investigadores del parque comprobaron que la mortalidad adulta había sido de casi el 50 % en los individuos no vallados, frente a un porcentaje mínimo en la población excluida (Carqué Álamo, Villalonga *et al.* 2004).



Fig. 7. *Stemmacantha cynaroides* (*Rhaponticum canariense*) en el Corredor de Mario en el P. N. del Teide.

Así, la mayoría de los programas de seguimiento de vallados conocidos incluyen medidas dentro y fuera del cercado al menos para:

- Establecer la composición de especies
- Estudiar la demografía de la especie objetivo (crecimiento, abundancia y distribución espacial)
- Comprobar el crecimiento de las especies acompañantes

Aunque no es objeto de este trabajo pormenorizar los detalles de los programas de seguimiento de los vallados de exclusión, de la experiencia acumulada se puede ofrecer algunas recomendaciones en el desarrollo de un seguimiento estandarizado.

Por un lado, deben incluirse comprobaciones periódicas de su estado, para los pequeños será más fácil, pero para los grandes se recomienda prever un recorrido de todo su perímetro. Los vallados requieren un mantenimiento regular, y por las condiciones en donde se encuentran, muchos en zonas de alta montaña, el deterioro es bastante rápido. En el caso del ganado doméstico, son recomendables los acuerdos con los ganaderos para que sean ellos los encargados de realizar estos seguimientos y notificar desperfectos.

Cuando el vallado es individual, por ejemplo, para ejemplares de tejo en la Sierra de Mágina y también en Mallorca, la labor de seguimiento se acompasa al crecimiento de los ejemplares vallados, en ocasiones el cercado solo se aplica al tronco principal, dejando fuera las ramas secundarias. En el caso de rejillas, las plántulas y juveniles quedan fuera de la protección, y se anula la posibilidad de reclutamiento y posterior dinámica demográfica (así se ha comprobado en vallados de *Coristospermum huteri* (*Ligusticum lucidum huteri*)).

Se recomienda diseñar un programa sencillo, procurando conseguir un compromiso entre la calidad de los datos obtenidos y los recursos destinados (incluyendo la disponibilidad de técnicos de gestión). Es necesario tener en cuenta el establecimiento de una línea base o de referencia de nuevas mediciones, así la primera toma de datos debería ser exhaustiva. Finalmente, si fuera posible se recomienda establecer una parcela control fuera del vallado.

Vallados de exclusión y áreas protegidas

Puede decirse que el uso de los vallados de exclusión es un recurso muy extendido dentro de las actividades de conservación o planes de seguimiento de biodiversidad dentro de áreas protegidas. Por poner un ejemplo, en los P. Nacionales, bien para proteger la flora amenazada, bien para proteger la vegetación, esta técnica se ha utilizado o se utiliza en 3 de los 4 parques canarios, y también en Cabañeros, Doñana o en Ordesa.

El Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas es probablemente el lugar donde más se ha desarrollado la estrategia de los cercados en España. Gracias a la información recolectada por el trabajo continuado de localización y seguimiento de flora amenazada se pudo identificar el problema de sobrepresión del ganado y los animales silvestres, y una de las medidas más utilizadas fue desde un principio de la gestión, el uso de cercados de exclusión. Son más de un centenar, repartidos por toda la superficie del área protegida, y permiten la protección de más de una decena de especies de flora amenazada. La experiencia en Cazorla ha permitido detectar unos de los problemas ligados a esta práctica. Pese a que no es fácil establecer una red de vallados, es todavía más difícil, una vez establecida, asegurar un programa de seguimiento biológico y mantenimiento de las cercas. En Cazorla, aunque la labor de protección inicial está asegurada en muchos, son pocos los vallados que cuentan con un seguimiento exhaustivo para evaluar sus resultados en el medio-largo plazo. Esta conclusión seguramente pueda extrapolarse a otras áreas protegidas del país.

Para zonas no protegidas, por el contrario, y que nosotros sepamos, existen pocas iniciativas. Se ha de tener en cuenta que la aplicación de medidas de protección sobre la flora amenazada es más complicada en las zonas no protegidas, es más difícil identificar actores, y establecer acuerdos y responsabilidades de seguimiento. No obstante, en la comarca del Ripollès fuera del ámbito de espacios

naturales protegidos, se han levantado vallados y seguimientos promovidos por una entidad naturalista local, con la participación del Servicio de Flora de la Generalitat y los propios ganaderos. Atienden a las siguientes especies: *Gentiana pneumonanthe*, *Scorzonera humilis*, *Drosera rotundifolia* y *Potentilla palustris*.

En este apartado sobre vallados fuera de áreas protegidas, se recomienda crear vínculos y fomentar la capacidad de negociación con los ganaderos. Las entidades conservacionistas locales están mejor posicionadas para llegar a acuerdos con los propietarios y ganaderos, y pueden ser más efectivas que la Administración.

Renaturalización y vallados de exclusión

En atención a la renaturalización de los espacios y especies, la premisa es aceptar que los vallados no pueden ser una solución definitiva al problema de supervivencia de las especies amenazadas por la herbivoría. Más si cabe al considerar que, a medio o largo plazo, el cercado produce cambios importantes en la composición y estructura de la vegetación. Estos cambios drásticos pueden tener efectos negativos sobre la especie que se quiere proteger (como el aumento de la competencia intra- e interespecífica o la limitación de la dispersión de semillas para algunas especies zoócoras). En especial, las especies herbáceas primocolonizadoras pueden llegar a desplazar por competencia a las plantas que se pretenden proteger. Finalmente, hay efectos indirectos, como cambios en la fauna de polinizadores y por tanto en la dispersión del polen. Muchas veces el resultado neto de esta medida frente a la herbivoría, con el paso del tiempo, es difícil de prever.

De modo que una de las preguntas acerca de una futura renaturalización es ¿hasta cuándo es necesario la presencia de los vallados de exclusión?

Se reconoce que la renaturalización de los vallados depende de la evolución tanto de la herbivoría exterior, como del dinamismo de la comunidad vegetal en el interior. La densidad de ganado y ungulados silvestres debería dictar la decisión sobre la eliminación de los cercados. Pueden abrirse de forma periódica, por ejemplo, mantenerlos cerrados en el periodo de floración y fructificación, y después abrirlos para favorecer la dispersión de las semillas y limitar la competencia con otras especies de la comunidad en el interior. Su presencia acabaría por prolongarse en el tiempo, estableciendo ciclos de exposición/no exposición a la herbivoría, como de hecho así se hace en la práctica en algunos cercados de Cazorla.

Se recomienda, en el caso del ganado, gestionar la presión ganadera directamente con los propietarios de los rebaños, eliminando la necesidad de los vallados de exclusión. Por ejemplo, para *Silphium silaus* en Cataluña, se ha llegado a un acuerdo con los ganaderos para evitar el pastoreo en los meses reproductivos de la planta, manteniendo el ganado el resto del año, cuya acción asegura el espacio abierto que constituye el hábitat para esta planta. Se trata de una especie rizomatosa relativamente longeva, y en su caso una cierta perturbación ganadera, puede favorecer la germinación y el reclutamiento.

Finalmente, apuntamos que es necesario, antes de adoptar medidas concretas, evaluar en detalle el contexto particular de cada vallado. Son esperables respuestas diferenciadas no solo para cada especie, no solo para cada población, sino para cada vallado. La localización particular y el dinamismo concreto de la vegetación de un cercado puede influir en una respuesta diferente de los ejemplares protegidos.

Punto 4

Efecto del abandono de la ganadería tradicional

Hay una tendencia conocida en el sector ganadero español. Se trata de la desaparición del pastoralismo, o en sentido amplio la ganadería tradicional, como actividad principal ganadera, sustituyéndose progresivamente por una ganadería industrial, inicio que se puede situar tras la aparición de la alimentación artificial del ganado desde finales de los años 60 del pasado siglo. En años más recientes, desde los noventa, el desarrollo urbanístico y su consecuente cambio socioeconómico ha seguido reforzando la progresiva desaparición de este tipo de ganadería.

Este patrón general tiene, por supuesto, muchas variantes. En amplias zonas de montaña del Pirineo o del Sistema Central la ganadería extensiva se ha mantenido, pero se ha producido una sustitución de ganado ovino por el vacuno principalmente. Paralelamente se ha producido una concentración de la propiedad, menos rebaños pero más grandes, y también de las zonas de pasto, las más accesibles o productivas.

Si se quiere estos procesos constituirían una nueva etapa más, a sumar a los cambios históricos que, en relación con la herbivoría, vienen experimentado los ecosistemas mediterráneos. Como ya hemos señalado (ver punto 2), los ungulados silvestres han participado en la respuesta y conformación de la vegetación mediterránea original y por añadidura, en los patrones de especiación y distribución de la flora rara, hoy en gran parte amenazada.

Esta presión herbívora natural fue sustituida por otra de origen artificial, cuando el ser humano comenzó a desarrollar la ganadería en el Mediterráneo. Probablemente la suplantación se hizo de forma paulatina, a la manera que podemos observar hoy en algunos puntos del planeta, la meseta de Changtang en el Tíbet occidental o el archiconocido sistema itinerante del Masai-Mara. En estos dos casos, la diversa fauna de ungulados está siendo desplazada por rebaños de ovejas y equinos en el primer caso y por vacas en el segundo (Fox, Yangzong *et al.* 2008; Homewood 2008).

De forma paralela a la reciente disminución del pastoreo tradicional, se han producido otros cambios relacionados con las estrategias de conservación, así ha sucedido con el aumento de la superficie protegida, a un ritmo de declaración de espacios muy rápido en las dos últimas décadas del siglo pasado. La puesta en marcha de esta red ha supuesto una regulación de la actividad ganadera en los territorios protegidos.

Por lo que respecta a las formaciones vegetales, protección, disminución del pastoreo y ausencia del carboneo tras la llegada de los combustibles fósiles, están en relación con el incremento de la superficie boscosa del país (Forest Europe 2020).

El efecto de este aumento de la superficie arbórea tiene consecuencias directas sobre la vegetación y la composición florística de esta. Por ejemplo, el dinamismo generalizado hacia etapas con más cobertura y menos claros disminuye la presencia de especies heliófilas forestales. Por otro lado, el aumento de biomasa arbórea puede alterar el régimen de fuegos, promoviendo una sustitución rápida hacia comunidades ricas en especies pirófitas. El efecto del incremento forestal también tiene una visión conservacionista, si nos fijamos en las alteraciones que directamente afectan a la flora amenazada. Las plantas raras o en peligro de nuestro país no son ajenas a estos cambios más o menos generalizados de la cubierta forestal, y algunas pueden, a corto o a largo plazo, verse afectadas negativamente. En concreto, hay un componente no desdeñable de flora amenazada asociado a claros forestales o a matorrales de montaña que podría verse afectado negativamente por el incremento forestal en estas cotas.

Un caso concreto de como las plantas raras o amenazadas pueden verse afectadas lo tenemos en *Picris willkommii* (= *P. cupuligera*). Esta planta está ligada a zonas de pastoreo y de cultivos tradicionales de secano y sus rotaciones (parcelas en barbecho en las que pastorean las cabras domésticas). Esta relación es compleja, pero su distribución, al menos en Huelva (Ayamonte) está actualmente ligada a estas actividades tradicionales.

En general, para las plantas raras podemos señalar dos hábitats especialmente relacionados con los cambios en la presión ganadera tradicional, las especies asociadas a los claros forestales y las especies rupícolas (Fig. 8).

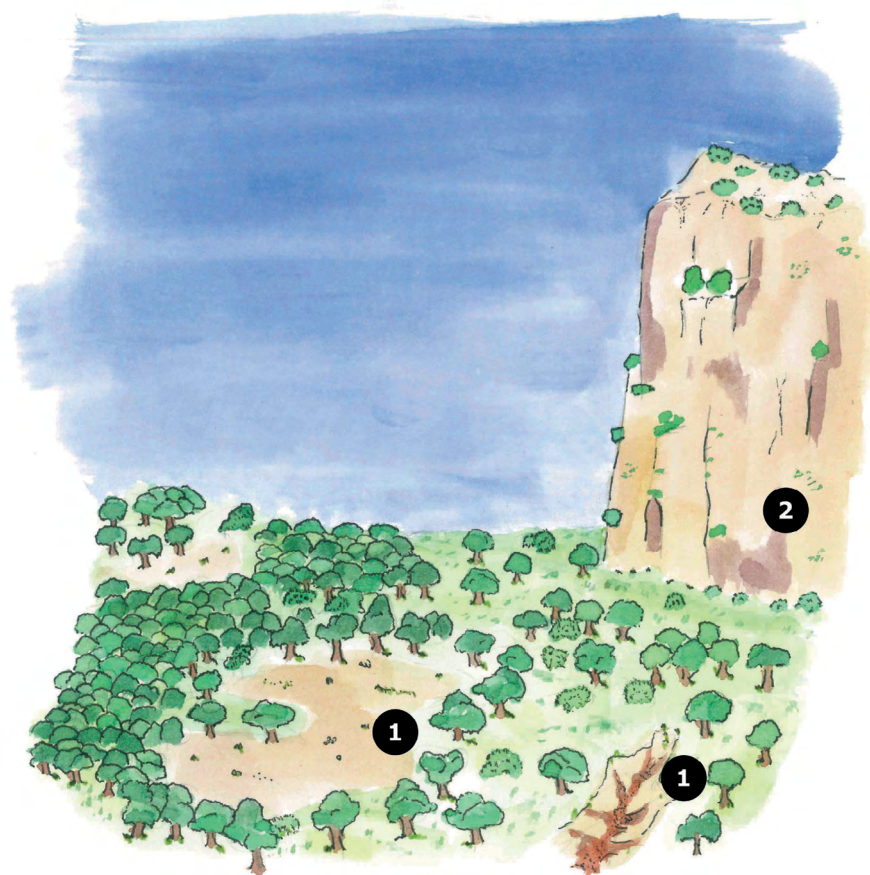


Fig. 8. La liberación de la competencia en lugares azonales, claros de bosque y arrolladas (punto 1 del esquema) ha generado patrones de especiación con especies de ámbito reducido e interés conservacionista (para Iberia tenemos ejemplos en el género *Centaurea* o en el género *Euphorbia*). Por otro lado, el ambiente rupícola se identifica también con plantas que requieren condiciones microclimáticas especiales (punto 2).

- Especies rupícolas: Entorno a 140 especies (17 % de las especies más raras) tienen al ambiente rupícola como su hábitat principal en Iberia. Hay numerosos elementos en esta categoría: *Alchemilla*, *Antirrhinum*, *Centaurea*, *Erodium*, *Hieracium*, algunos grupos en los géneros de *Limonium* o *Silene*. Es un hábitat ampliamente distribuido en la mitad oriental de la península. La estrategia rupícola es una posible alternativa para evitar la predación en plantas (Milchunas y Noy-Meir 2002), y podría actuar como hábitat refugio, secundario, para no pocas plantas amenazadas cuyo hábitat original se encontraba al alcance del ganado (Herrera 1989; Domínguez Lozano y Schwartz 2005a). La tendencia actual del ganado doméstico puede suponer una liberación de la presión y la recolonización de los ambientes originales para las poblaciones amenazadas.
- Especies de calveros. Aunque en menor proporción en la Península, existen plantas amenazadas cuyo hábitat principal está constituido por claros en los bosques, o lugares alterados por arrolladas, desprendimientos o fuertes pendientes, donde los árboles no se establecen con facilidad. También aquí podemos señalar desplazamientos a hábitats secundarios, el caso más claro podría ser la flora de las comunidades arvenses artificiales, por ejemplo, en los bordes de carreteras. Para este grupo de especies, la desaparición del ganado tradicional, aparejado a un incremento del estrato arbóreo y la disminución de los claros asociados supondría una pérdida de poblaciones. Como ejemplos de estos procesos podemos mencionar a *Polygala vayredae*, donde un complejo dinamismo forestal ha dado como resultado la disminución paulatina de los claros idóneos para la especie. En los Pirineos centrales, las poblaciones de *Cypripedium calceolus* que habitan en pastos y claros forestales podrían verse afectadas. En este caso es probable que su hábitat actual pueda considerarse secundario o temporal, resultado de la colonización histórica desde hábitats más naturales permanentes en zonas de suelo rocoso. También para Cataluña, *Cerintho glabra* en los Pirineos centrales, ciertas poblaciones de *Carex depauperata*, *Gentiana pneumonanthe* o *Silvaum silaus*, dependen en gran medida de mantener espacios abiertos y de un equilibrio con las superficies dedicadas al pasto para alimentación de los rebaños. Si se pierden claros para el pastoreo, el ganado se concentra en los restantes, donde coincide con las también poblaciones refugio de estas especies. En Baleares, *Thymus herba-barona* está afectado por la expansión de los pinares de carrasco y el carritxar (*Ampelodesmos mauritanicus*).

Distribución espacial del ganado y presencia de plantas amenazadas

El mapa siguiente muestra la densidad de las cabezas de ganado (cabezas/km²) en el año 2020 en España (Fig. 9). La mayor parte de los territorios soportan una densidad de ejemplares baja, menos de uno por ha (el 41.5% del total de cuadrículas del país). Sin embargo, existen algunas zonas con una densidad que puede superar los 4 individuos por ha, tal es el caso de Extremadura, donde la cabaña ovina ha sido tradicionalmente muy importante.

En el siguiente mapa se muestra la distribución de las amenazas relacionadas con la herbivoría para la flora en peligro española (Fig. 10). Se observa que el porcentaje de cuadrículas donde se ha registrado ese tipo de amenaza es elevado, aproximadamente el 45,3 % del área total afectada por alguna amenaza para la flora. No en vano del total de amenazas tipo señaladas, la herbivoría es una de las más frecuentes, junto a la alteración de hábitats por obras públicas y urbanismo; el 61,6 % de las especies tienen registradas la herbivoría como factor de riesgo. Observamos en el mapa que se produce una concentración de la amenaza de predación en el sur y este (Andalucía y Murcia), también en parte de Baleares y en todo el archipiélago canario. Dentro de estas grandes áreas se perfilan zonas montañosas, principalmente las Béticas, Gredos y Sierra Morena. Pero también otras montañas en Valencia y Mallorca, y de forma más dispersa, en la flora de las montañas del norte.

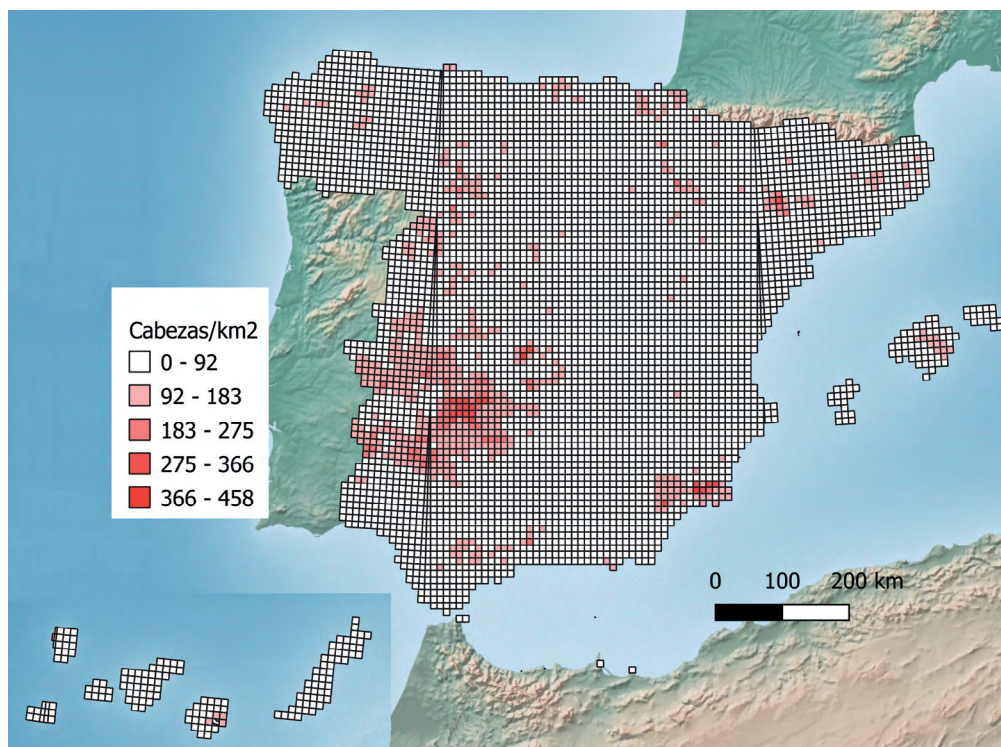


Fig. 9. Distribución del censo de ganado (ovino, caprino y bovino) en densidad de cabezas por cuadrícula de 10 km² en España. Fuente de los datos: REGA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

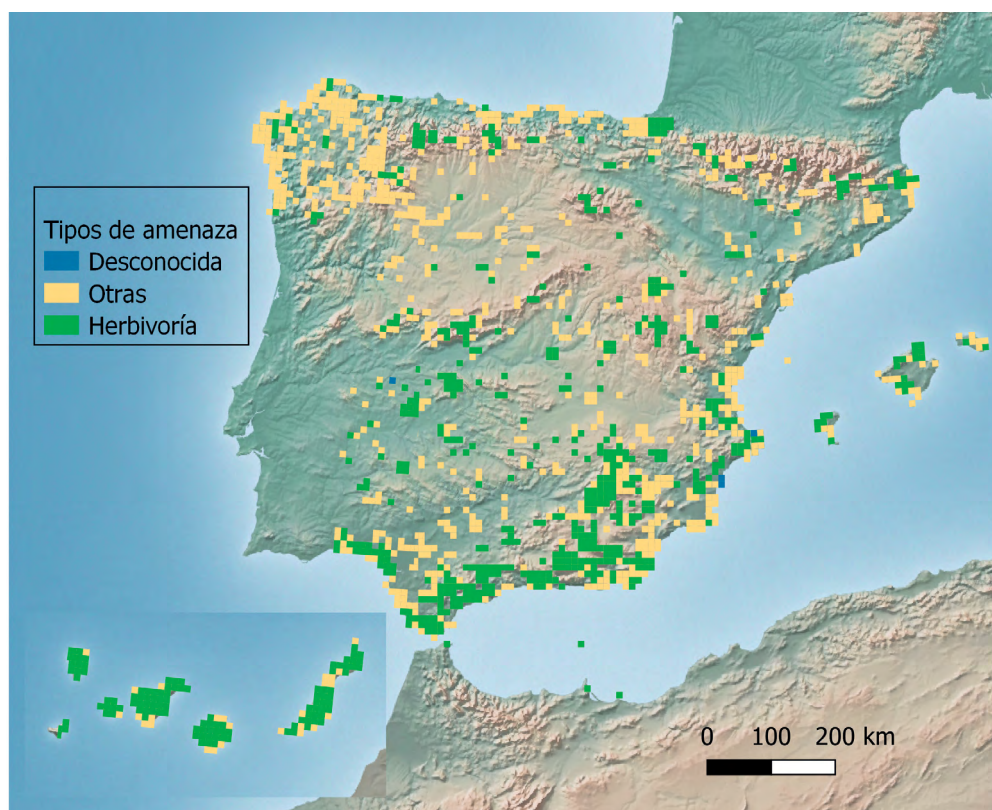


Fig. 10. Distribución de los tipos de amenaza de las plantas del proyecto AFA y del proyecto SEFA en cuadrículas de 10x10 km de lado. La información se ha obtenido seleccionando los distintos tipos de amenaza declarados en las fichas de cada especie. Datos: Servicio de Vida Silvestre. MITECO.

Razas de ganado en peligro de extinción y especies amenazadas

Se ha señalado que en el futuro uno de los asuntos comunes a la gestión de áreas protegidas serán los conflictos de interés entre la conservación de distintas especies dentro del mismo ámbito de gestión. Existe un ejemplo clásico resultado de la coincidencia de dos especies amenazadas y con interés conservacionista en la sierra del Cadí, el rebeco y *Delphinium montanum* (Simon, Bosch et al. 2001).

Cabe la posibilidad de extender estos pares de biodiversidad al mundo de la ganadería tradicional, ya que paralelamente al interés por conservar la flora, hay también inquietud por preservar las razas ganaderas autóctonas. Así existe un catálogo nacional donde se ofrece una clasificación en función de su grado de amenaza o riesgo de desaparición, hay razas catalogadas como En Peligro de extinción (aunque no sigan los criterios UICN de catalogación) (Real Decreto 45/2019). Podemos encontrar casos en Andalucía (Fig. 11) y también en Cataluña. *Pedicularis comosa* subsp. *asparagoides*, es un endemismo raro del extremo oriental de los Pirineos. En el macizo de la Albera, donde tiene su área más importante, la ganadería bovina es abundante, en gran parte de una raza local amenazada (vaca de la Albera). El espacio natural protegido de la Albera tiene el mandato de favorecer la ganadería extensiva. La carga ganadera en las zonas culminales donde vive *Pedicularis asparagoides* es muy alta, y con toda probabilidad, se ve afectada por la presencia del ganado.

En el entorno del parque de Cazorla, junto a la cabra celtibérica, se mantiene otra raza autóctona de bóvido, la vaca pajuna, conviviendo con especies amenazadas de flora calizo-dolomítica: *Solenanthis reverchonii*, *Erodium cazorlanum*, *Anthyllis rupestris*, *Hormathophylla baetica* (*Hormathophylla cochleata* subsp. *baetica*), *Santolina elegans* entre otras.

Estos posibles conflictos de interés pueden revertirse en una asociación positiva que asegure el mantenimiento de ambas biodiversidades, botánica y ganadera. Entre los beneficios de esta aproximación señalamos el diseño de un programa de seguimiento y evaluación conjunto.



Fig. 11. Rebaño de cabras de la raza blanca celtibérica, catalogada como En Peligro de Extinción, en Mónsul, dentro del Parque Natural de Cabo de Gata, donde convive con plantas protegidas (*Antirrhinum charidemi*) o formaciones singulares como la de la imagen: palmitares con romero y periploca sobre basaltos.

Flora insular y ausencia de herbívoros naturales

Como es bien sabido, los sistemas insulares son territorios con unos rasgos biogeográficos particulares, siendo uno la presencia de redes ecológicas simplificadas, en muchos casos con ausencia de depredadores y herbívoros de talla media o grande. De tal manera que el ganado doméstico constituye, en la mayoría de las ocasiones, un factor perturbador nuevo sobre una vegetación no modelada por la presión de herbivoría propia de las tierras continentales vecinas. Por ejemplo, la producción de toxinas o sustancias repelentes, o la presencia de espinas están generalmente ausentes en las plantas insulares, contribuyendo a su mayor vulnerabilidad a la acción de los herbívoros.

Si en las islas la ganadería censada ya supone un problema distinto al continente por estos motivos, además hoy habría que sumar el efecto de los rebaños asilvestrados o abandonados. Inicialmente, la presencia de estos animales no censados se atribuía al interés como suministro, cuando muchas islas se encontraban en las antiguas rutas de abastecimiento marítimas. En la actualidad, en no pocos casos, son un valor cinegético local.

Para nuestro país, Baleares, y especialmente Canarias, son un ejemplo de lo mencionado (Rando 2014; Sosa Henríquez 2021). En Canarias no existen herbívoros silvestres autóctonos, ratas, conejos, muflones y arruís han sido introducidos por los seres humanos, algunos de forma muy reciente y otros sin fecha conocida de introducción. En Baleares, la presencia constante de fauna de talla grande o media es controvertida (existe la evidencia de un género extinto; *Myotragus* en Mallorca y Menorca). En ambos archipiélagos es frecuente la presencia de animales asilvestrados.

En Baleares, la población de cabras asilvestradas, estimada en muchos miles de ejemplares, se concentra, aunque no sólo, en las montañas (Mayol, Alcover *et al.* 2018), donde coinciden con algunas especies de flora críticamente amenazadas por la herbivoría (tal es el caso de algunas poblaciones de *Agrostis barceloi*, *Chaenorhinum rodriguezii* (*Chaenorhinum organifolium* subsp. *rodriguezii*), *Colchicum longifolium* o *Coristospermum huteri* (*Ligusticum lucidum* subsp. *huteri*)).

El ganado asilvestrado afecta a numerosos espacios emblemáticos canarios y la flora que contienen (barranco de Guguy en Gran Canaria, Caldera de Taburiente en La Palma, los montes de Anaga en Tenerife, el Pico de La Zarza en Fuerteventura, los riscos de Famara en Lanzarote, la laurisilva de La Gomera o Tibataje en el Hierro). Su impacto ha contribuido a la eliminación de la cobertura forestal de algunas islas, como es el caso de Fuerteventura. En Baleares las cabras asilvestradas ponen en riesgo poblaciones de especies muy raras, por ejemplo *Naufraga balearica*.

La necesidad de erradicar estas poblaciones asilvestradas lleva formando parte de la estrategia de conservación de flora en ambos territorios desde hace tiempo, y su presencia indiscriminada en las islas complica la búsqueda de una compatibilidad del ganado tradicional y la conservación de la flora, más si tenemos en cuenta el hecho ya señalado de que estos ecosistemas no se han visto expuestos de forma natural a ningún ungulado silvestre. Debemos considerar además que para el ganado asilvestrado no hay posibilidad de controlar ni su demografía, ni sus movimientos, lo que invalida su posible papel como herramienta de gestión de la vegetación en las islas.

Renaturalización y alternancia de densidades

La alternancia de densidades entre animales salvajes y domésticos puede ser utilizada como una herramienta de renaturalización en la gestión de la flora amenazada. La estrategia podría ser variable, ya que la renaturalización de la herbivoría contemplaría la sustitución total de los ganados domésticos por el efecto de los ungulados silvestres, pero también, y de forma más probable, una alternancia en las densidades de los distintos tipos de animales; ganado doméstico y ungulados silvestres. De la observación de los mapas de la Fig. 2 y de la Fig. 9 se identifican a las montañas como las áreas con mayores posibilidades de renaturalización por alternancia o sustitución de herbivorías. Es allí donde se ha producido, o se está produciendo, el abandono o la disminución del peso de la ganadería tradicional, y donde cabría la posibilidad de una mayor presencia de los animales silvestres.

Algunas zonas del noroccidente peninsular, en Gredos o en la cordillera Cantábrica, podrían servir de ejemplo. Así, mencionamos el caso de *Echium cantabricum*, cuyas poblaciones se sabe están afectadas por el ganado doméstico. Su distribución coincide además con la presencia del ciervo, con una densidad elevada y llegando a formar grandes grupos, aunque de momento no se han detectado posibles efectos sobre la planta. La cabra montés podría ser otro ejemplo de sobrepresión para *Primula pedemontana* en la montaña palentina.

En esta renaturalización de la herbivoría por sustitución de herbívoros domésticos por silvestres se recomienda:

- Actividades de seguimiento: desarrollar un programa de seguimiento y control del efecto de la herbivoría sobre las plantas amenazadas. Podría asociarse a los censos periódicos de los animales silvestres que habitualmente se realizan ya, al estar incluidos en los planes de gestión de numerosas áreas protegidas del país.
- Establecimiento de nuevas medidas de control dinámicas, en concreto vallados de urgencia o control cinagético.
- Recuperación de la depredación sobre herbívoros. Sin entrar a considerar la enorme repercusión que tiene la gestión de los grandes depredadores silvestres en cualquier planificación conservacionista general, pensamos que recuperar la función de los depredadores naturales es un elemento más en esta renaturalización de la herbivoría. El aumento de las densidades de conejo o ungulados (el caso de la cabra montés) puede tener repercusiones en las poblaciones de aves de presa, lobos, lince, etc.
- En las islas, donde no hay grandes herbívoros silvestres, el ganado doméstico, y nunca el asilvestrado, podría formar parte de una gestión del paisaje si así fuese necesario.

Gestión de la fragmentación en poblaciones de flora amenazada

Fragmentación a distintas escalas

El enfoque del estudio y efecto de las fragmentaciones depende de la disciplina que lo aborda, Biogeografía, Ecología, Demografía. Todas han contribuido a desarrollar un marco teórico y práctico sobre la fragmentación. No podría ser de otra forma, ya que la fragmentación es un proceso ligado a una escala determinada de estudio, y las tres versiones tienen los suyos propios.

Poblaciones fragmentadas a nivel biogeográfico son aquellas separadas por distancias suficientes para reducir la conexión natural entre ellas ostensiblemente. Se habla entonces de especies con áreas de distribución fragmentadas. La biogeografía tiene otros términos con un uso similar, áreas disyuntas o también áreas vicariantes (Ozenda 1982; Zunino y Zullini 2003). Esta fragmentación aísla poblaciones sobre distancias a veces muy grandes, incluso centenares de kilómetros. Barreras y heterogeneidad biogeográficas contribuyen al mantenimiento de condiciones fragmentadas en España. Isleos biogeográficos de una región biogeográfica en otra, por ejemplo, la mediterraneidad de algunas zonas de la costa atlántica, o las manifestaciones eurosiberianas en las montañas mediterráneas, están relacionadas con no pocos casos de este tipo de fragmentación biogeográfica.

Poblaciones fragmentadas a nivel ecológico: paisaje y mosaicismo. Al analizar el paisaje, su geomorfología, su biodiversidad, sus relaciones y ciclos, se revelan patrones fragmentados de forma natural: mosaicismo natural de la vegetación mediterránea. Numerosos fenómenos añaden heterogeneidad a este nivel ecológico, microclimas y sustratos especiales son de los más importantes, propiciando una fragmentación natural, o alternancia de comunidades sobre ecotonos muy marcados, dando lugar a un paisaje que los geobotánicos denominan en mosaico (Costa Tenorio, Morla Juaristi *et al.* 1990; Loidi 2017) (Fig. 12).

A este nivel de paisaje, la aparición del ser humano, y sus usos de territorio, ha propiciado una disminución del espacio natural, una mayor presencia de etapas tempranas de la sucesión (hiperdinamismo) (Laurance 2002), la aparición de nuevos ambientes para colonizar (hábitats artificiales) (Hobbs, Arico *et al.* 2006), o la creación de barreras y pasillos de colonización artificiales, conllevando más heterogeneidad paisajística, y un incremento de la fragmentación, en este caso artificial, de las unidades naturales. El estudio actual de la fragmentación artificial ha generado un gran número de publicaciones muy útiles para abordar sus repercusiones directas en la pérdida de biodiversidad (Saunders, Hobbs *et al.* 1991; Fahrig 2003; Ewers y Didham 2006; Chetcuti, Kunin *et al.* 2020).

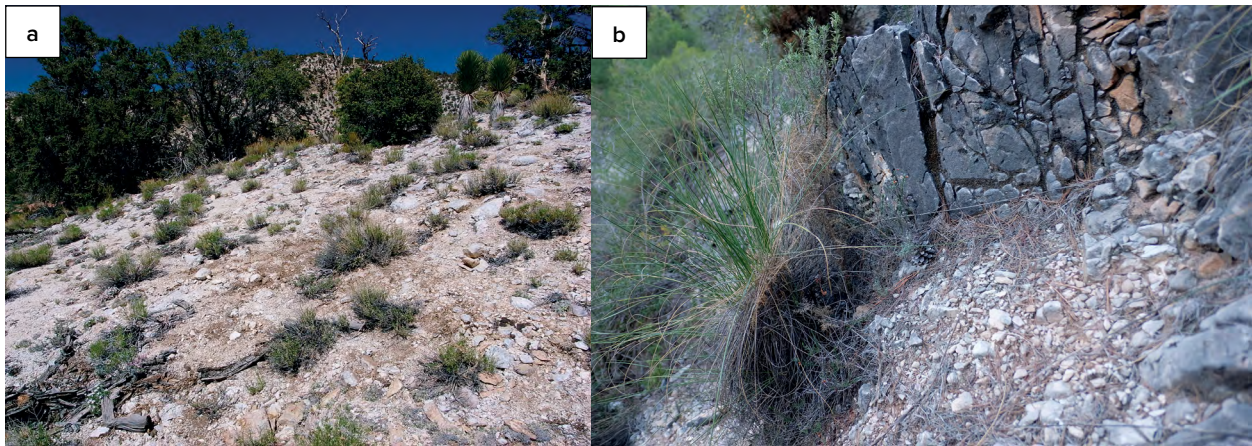


Fig. 12. a) En las Sierra Nevada oriental californiana, en lugares con baja precipitación se encuentran las denominadas comunidades de guijarros, *pebble plains*, resultado de la erosión del macizo granítico de la sierra. La disposición espacial está fragmentada, dispersa en el paisaje, en aquellos lugares que favorecen la permanencia de este sustrato especial. b) En el sur de Iberia aparecen también fragmentados los arenales dolomíticos que tienen una de sus máximas expresiones en las sierras de Almijara. Ambos ejemplos dan lugar a comunidades vegetales muy singulares y con interés conservacionista, donde es frecuente encontrar endemismos edáficos y plantas amenazadas inmersas en un contexto forestal diferente, los bosques abiertos de *Pinus monophylla* y enebros en California, y los carrascales y pinares de carrasco y resinero en Andalucía.

Demografía: finalmente, la fragmentación tiene un enfoque demográfico desarrollado en la teoría metapoblacional (Harrison 1994; Hanski 1998). A la aproximación demográfica clásica, es decir al comportamiento demográfico de una sola población, con sus parámetros demográficos y su tasa de crecimiento determinada, se une ahora la consideración del efecto de otras poblaciones aledañas dando una respuesta demográfica conjunta. Así pues, una metapoblación es un sistema compuesto por varias poblaciones que se encuentran interconectadas, intercambiando individuos, donde la dinámica demográfica de cada una está influida por estos trasvases comunes a todo el sistema. Como resultado se llega a un equilibrio común de toda la metapoblación, donde la proporción de parches ocupados y no ocupados (es decir de poblaciones nuevas y extintas en el territorio) depende de al menos dos parámetros: la tasa de colonización y la tasa de extinción de cada parche.

¿Qué se entiende por fragmentación para la flora amenazada?

A nivel teórico, la flora amenazada es el resultado del paso de la flora rara por el filtro antrópico, y uno de los componentes de este filtro es la fragmentación artificial (Domínguez Lozano 2019). A nivel práctico, veamos a continuación algunos casos reales del fenómeno de la fragmentación para la flora rara o en peligro:

La fragmentación biogeográfica no es infrecuente en las distribuciones de flora amenazada en Iberia. Algunos ejemplos de distribuciones dispersas o fragmentación biogeográfica: *Gyrocaryum oppositifolium* (como ejemplo del elemento endémico ibérico), *Vella pseudocitrusus* (para el elemento estepario iberonorteafricano), *Cneorum tricoccon* (mediterráneo-occidental), *Daboecia cantabrica* (para el grupo de plantas del arco atlántico), *Androsace vitaliana* o *Papaver alpinum* (*Papaver aurantiacum*) como representantes del elemento boreo-alpino, y bastantes más. En muchos de estos casos, la distancia entre poblaciones es grande, centenares de kilómetros, y aparecen separadas por barreras biogeográficas (montañas, mares o cuencas). La pérdida de poblaciones por las actividades humanas supone un aumento de este aislamiento natural.

La fragmentación ecológica de origen natural es muy frecuente en la Península, ya lo hemos señalado, pero además la fragmentación artificial es actualmente dominante en numerosos paisajes ibéricos, lo que hace que, en algunos casos, plantas fragmentadas de forma natural, también lo estén ahora de forma artificial. Por ejemplo, no pocas especies en el género *Silene* siguen este patrón

fragmentado, desde la ubicua *Silene colorata*, en buena medida favorecida por la fragmentación artificial, hasta otras con claro interés conservacionista, tal es el caso de *Silene mariana*, en el sur peninsular, o *Silene sennenii* en Cataluña, donde la fragmentación agraria antigua de la llanura del Empordà la ha colocado en una situación comprometida. La fragmentación se produce no solo por el aumento del paisaje agrario, sino también por la reducción del área ocupada por los bosques, con la consiguiente disminución de hábitats para las especies forestales, esa podría ser la situación de *Epipogium aphyllum* debida a la regresión secular de bosques maduros. Por si no fuese poco, en otros ejemplos, la fragmentación se produce por un aumento de la cobertura forestal (que no de los bosques maduros) que suprime parches de vegetación colonizadora de hábitats aclarados por las perturbaciones naturales o del ganado, por ejemplo, así sería la interpretación de la fragmentación en las poblaciones catalanas de *Geranium divaricatum*, *Hackelia deflexa* (*Lappula deflexa*) o *Gagea reverchonii*.

Un ejemplo particular es el caso de los relictos turísticos. Son plantas que poseen una distribución fragmentada reducida de forma natural, frecuentemente son endemismos locales asociados a suelos o geomorfologías particulares (fragmentación ecológica). Pero además, se caracterizan por estar condicionadas por una nueva situación de origen antrópico: han experimentado una pérdida de poblaciones contiguas por el efecto de la urbanización o las alteraciones de las actividades turísticas, acrecentando su aislamiento (Fig. 13). Otra de sus características comunes estriba en ser blanco de translocaciones o refuerzos poblacionales, acciones encaminadas a evitar su total desaparición



Fig. 13. Relictos turísticos o antrópicos. a) *Aspargus macrorrhizus* en primer plano en las Salinas de Marchamalo, al fondo las edificaciones del Mar Menor, Murcia. B) Exiguo cordón dunar en la Platja de Pals, Girona, donde viven una decena escasa de ejemplares de *Stachys maritima*.

Además de las plantas mencionadas en la figura, existen un rosario de situaciones repartidas por las costas atlánticas, mediterráneas y canarias de nuestro país: *Atractylis preauxiana*, *Helianthemum caput-felis*, *Limonium estevei*, *Limonium malacitanum*, *Linaria lamarckii* (*Linaria polygalifolia* subsp. *lamarckii*), *Omphalodes litoralis* subsp. *gallaecica* (*Iberodes littoralis* subsp. *gallaecica*), *Otanthus maritimus* (*Achillea marítima*) y *Rosmarinus tomentosus*, entre otras.

La situación de fragmentación costera afecta también a especies o hábitats más comunes fuera del entorno litoral. En la costa onubense existe un buen número de especies estenoicas vinculadas a hábitats (higrófilos o turbosos, por ejemplo) que están en regresión o que incluso han desaparecido de algunos lugares, perdiendo así puntos importantes de conectividad entre los cada vez más escasos enclaves existentes, ejemplos: *Genista ancistrocarpa*, *Gentiana pneumonanthe*, *Peucedanum lancifolium*, etc.

Metapoblaciones y demografía para la flora amenazada

El tratamiento demográfico de la fragmentación para las plantas amenazadas nos ha parecido merecer un punto aparte. Como ya hemos señalado existe un componente natural de la fragmentación, representado por aquellas plantas que cuentan con poblaciones fragmentadas, generalmente porque su hábitat se encuentra disperso y a su vez fragmentado en el territorio, los paredones calizos tan característicos de las montañas orientales ibéricas son un ejemplo de este tipo de situaciones. La fragmentación *per se* no sería un factor de riesgo para la flora amenazada en este caso. Sin embargo, la fragmentación se acepta como potencial amenaza en aquellos casos donde un hábitat continuo, o mejor, una población continua, se fragmenta por una causa externa relacionada generalmente con una alteración de origen humano. La fragmentación artificial puede conducir a la pérdida progresiva de individuos si, atendiendo a la teoría metapoblacional, unos parches se comportan como sumideros y otros como exportadores de individuos, asumiendo una interconexión demográfica de todos ellos.

Es en este caso cuando las herramientas de análisis metapoblacionales pueden servir de ayuda en la conservación de las plantas amenazadas (Morris y Doak 2002). Sus resultados ayudan a identificar no solo esa tendencia general negativa, sino también los parches responsables, mejorando la gestión conservacionista de la planta al centrar los esfuerzos en determinadas subpoblaciones o parches.

Sin embargo, resulta difícil encajar esta aproximación metapoblacional con lo que sabemos actualmente de la flora amenazada, por los siguientes motivos:

1. Los sistemas fragmentados teóricos trabajan con límites muy claros entre parches vacíos y ocupados. Las plantas pueden tener densidades homogéneas pero también núcleos con unos límites poco definidos. Por añadidura, la ausencia de individuos es difícil de precisar, un hábitat presuntamente vacío puede alojar un banco de semillas viable, o contener ejemplares durmientes no detectables (bulbos o rizomas).
2. Los modelos metapoblacionales contemplan núcleos demográficos dinámicos. Por el contrario, la dinámica demográfica de las plantas es muy lenta, salvo excepciones encontradas generalmente en el mundo de los terófitos o especies de vida corta (Menges 1990), incluso aquí no podemos olvidar el efecto de los bancos de semillas permanentes. Esta es una de las razones por las cuales registrar dinámica metapoblacional en plantas es todavía más difícil que estudiar la demografía de poblaciones aisladas, porque la respuesta lenta no es ya de una sola población, sino de una serie de poblaciones supuestamente interconectadas.
3. Las metapoblaciones están influidas también por las tasas de colonización. Es razonable pensar que, en no pocos casos para plantas amenazadas, las colonizaciones o intercambios fuera de la dispersión a corta distancia sean infrecuentes y que, por tanto, no haya seguridad de una dinámica metapoblacional. Por ello, el sistema de parches en estudio tiene que estar contenido en un área con unas distancias salvables dentro de las capacidades de dispersión más probables de la especie tratada.

Gestión metapoblacional y renaturalización

Los requerimientos prácticos del uso de las técnicas metapoblacionales, o de forma general, del estudio de la fragmentación demográfica, repercuten en los diseños de los seguimientos de flora amenazada y también en la planificación de la renaturalización.

Seguimiento de las fragmentaciones

Como hemos visto, la fragmentación es un proceso muy extendido. No obstante, conviene incidir en que todo sistema fragmentado, por el hecho de serlo, no tiene por qué seguir una dinámica metapoblacional. Aunque comencemos el seguimiento asumiendo tal propuesta, debemos contemplar el escenario, en realidad más probable, de descartar tal dinámica metapoblacional de los fragmentos. Los resultados del seguimiento nos ayudaran a detectar el grado de conexión y alcance metapoblacional de los fragmentos en estudio.

Después de este primer y básico punto, tendríamos que acometer las siguientes acciones:

- **Cartografía:** Es necesario georreferenciar con precisión los límites de cada parche en el sistema, tanto de los ocupados, que ya es difícil, como en los desocupados, que lo es todavía más. El reconocimiento de un parche vacío se hará en función de las referencias a las poblaciones extintas y del conocimiento de los hábitats potenciales para la especie. Se trata de pasar de la cartografía a nivel de cuadrícula (derivada de los clásicos atlas de biodiversidad) a la cartografía a nivel de polígono (derivada de las actuales capacidades de la cartografía digital).
- **Censo:** Se recomienda no usar el censo o estimación del número de individuos para evaluar el tamaño de los parches cuando las poblaciones no tengan un tamaño reducido. Pensamos que es más útil registrar el perímetro de la población conteniendo todos los individuos (cartografía a nivel de polígono). Por dos razones, la primera es práctica, es muy costoso hacer censos extensos, la segunda porque contornear la población es útil además para evaluar su categoría de amenaza usando los criterios de catalogación UICN, en concreto empleando las distribuciones conocidas como EOO y AOO (IUCN Standards 2017). No obstante, para el caso de poblaciones locales pequeñas (por ejemplo menos de 1500 o 1000 ejemplares) el censo poblacional sigue siendo una forma útil de caracterización demográfica y conservacionista.
- **Dispersión:** El valor de la dispersión para una planta o para una población es muy importante para conocer el comportamiento metapoblacional. Es necesario diseñar métodos para estimar la tasa de dispersión de la especie en estudio.
- **Visitas:** En el Mediterráneo, las visitas anuales son las más recomendables. Sin embargo, en ocasiones no es posible realizar las visitas con dicha frecuencia. Si el sistema está constituido por muchos parches y no puede atenderse a todos periódicamente, es recomendable establecer un conjunto fijo de parches visitables, que no debe alterarse en el transcurso de todo el seguimiento. En esa línea, es mejor considerar todos los parches del sistema, pero con una periodicidad menor, que menos parches, pero con más frecuencia.
- **Tiempo:** si bien la duración de un estudio demográfico está en relación con la estabilidad del hábitat y la longevidad de la especie, se suele recomendar al menos 5 años de seguimiento. Aunque en la mayoría de los casos, la precisión de los resultados se adquiere con más de una década de estudio. Para los análisis metapoblacionales, como mínimo, debe contemplarse ese último periodo de tiempo.

Gestión de la fragmentación para la renaturalización

Podemos contemplar al menos tres aspectos relacionados con las metapoblaciones y la renaturalización de las fragmentaciones.

1. **Identificación de los parches clave.** Una vez identificado un parche clave por su posición espacial o por su riesgo de desaparición, la tasa de intercambio con el resto del sistema puede

incrementarse mediante refuerzos poblacionales para dicho parche, algo que ya se viene haciendo con mucha frecuencia en la demografía de especies amenazadas clásica no metapoblacional. No obstante, conviene avisar, una vez más, de que el efecto metapoblacional no es seguro, y de producirse sería muy probablemente a largo plazo, mediante una respuesta lenta de los núcleos poblacionales implicados.

- 2. Gestión de la dispersión y la colonización asistida.** Para considerar el concepto de renaturalización en las fragmentaciones sobre la flora amenazada es necesario integrar los dos fenómenos que regulan la fragmentación: dispersión y colonización. Ambas están hoy muy matizadas por las perturbaciones antrópicas, si bien se sabe muy poco sobre los detalles en el mundo vegetal.

Al contrario que los animales, con las plantas podemos gestionar mucho más fácilmente su colonización, puesto que permanecen inmóviles en el lugar. Sin embargo, la gestión de la dispersión es compleja, porque el fenómeno de la dispersión natural en plantas no está tan dirigido, es decir las semillas o frutos pueden dispersarse de forma más o menos azarosa en la mayoría de las especies. Esta ausencia de efectividad en la colonización implica que la supervivencia de los propágulos sea muy escasa. Gestionar estas tasas de supervivencia se aventura muy difícil porque implica una gestión no solo centrada en los individuos adultos productores, sino también en las tasas de dispersión.

- 3. Sistema metapoblacional de hábitats artificiales fragmentados.** De la misma manera que ya hemos puesto de manifiesto la falta de naturalidad de los hábitats de algunas plantas en otros apartados del decálogo, esto se extiende a los casos de hábitats artificiales y además fragmentados por la particular alteración antrópica, en esa situación tenemos hábitats y también metapoblaciones artificiales.

Un caso apropiado son los márgenes de carreteras o pistas. Este hábitat de origen humano es utilizado por una flora ruderal, incluso con algunas especies apareciendo en exclusividad, y donde pueden aparecer poblaciones de plantas amenazadas que se ven fragmentadas por la disposición espacial de estas infraestructuras humanas y por los particulares tratamientos de cada tramo de carretera o pista (herbicidas, mejoras del firme y modificaciones del trazado).

Cuando todo el sistema está compuesto por parches artificiales, gestionar metapoblaciones pierde su sentido biológico.

En el caso de sistemas mixtos, se debe hacer un esfuerzo por identificar aquellos parches artificiales sobre el total de fragmentos reconocidos, lo que ayudará a que reciban un tratamiento en el análisis de la fragmentación acorde a su origen.

Urbanización y alteración rápida del territorio en las proximidades de poblaciones sensibles de especies raras

El proceso de urbanización supone la sustitución de los espacios naturales o dedicados a otros usos, generalmente el agrícola, por la creación de otros destinados a alojar a la población humana, pero esta transformación genera nuevas situaciones para la biodiversidad (McKinney 2008; Aronson, La Sorte *et al.* 2014; Sanderson, Walston *et al.* 2018). Como ejemplo se puede observar la Fig. 14, donde se muestra uno de estos tipos de territorio actual, el periurbano.

Algunas de las consecuencias de esta transformación son:

- pérdida directa de poblaciones de especies raras (Hahs y McDonnell 2014; Kowarik, von der Lippe *et al.* 2018; Planchuelo, von Der Lippe *et al.* 2019).
- degradación de hábitats, incluida la colonización de especies alóctonas (Szlávecz, Warren *et al.* 2011).
- creación de nuevos hábitats artificiales (Hobbs, Arico *et al.* 2006).
- homogeneización biótica como consecuencia de lo anterior: comunidades formadas por especies autóctonas comunes y alóctonas (en conjunto englobadas bajo el término de explotadores urbanos), pero con una ausencia de especies raras o características (McKinney 2006).
- aparición de barreras a la dispersión (aislamiento) o puentes de colonización artificial.
- contacto súbito: disminución de la zona de amortiguación entre las zonas naturales, usualmente protegidas, y las ciudades (McDonald, Kareiva *et al.* 2008).

Especies raras afectadas por la urbanización

El modelo de crecimiento de las ciudades favorece la convivencia entre hábitats artificiales (hábitats urbanos de nueva creación) y naturales (hábitats remanentes o relictos, habitualmente con manifestaciones muy reducidas dentro de la ciudad) (Fig. 15). No hay otro lugar donde la aparición de nuevos espacios, la frecuencia de las perturbaciones antrópicas y la homogeneización de las biotas sean más acusadas.



Fig. 14. Esquema de un ambiente periurbano, caracterizado por una densidad de población humana más baja (5 -150 hab. / km²) que en la ciudad clásica. Aparecen varios espacios para la biodiversidad: a) zonas de elevada calidad biológica, parques naturales, muy cercanas a núcleos de población, b) parques periurbanos como nuevas zonas verdes producto de la ordenación urbana moderna, c) áreas naturales o seminaturales más o menos degradadas (abiertas si estamos en un contexto forestal) pero con remanentes de hábitats naturales en algunos casos, d) parcelas abandonadas, libres de urbanización, solares, vertederos y escombreras clausuradas. Fincas no urbanizadas y pendientes de calificación urbanística, donde, dependiendo del tiempo transcurrido desde la última perturbación, se han establecido diferentes comunidades artificiales. Las amenazas (círculos rojos) sobre estos tipos de territorio son: 1 contacto súbito, 2 fragmentación, y 3 degradación (frecuentación, desaparición de especies, hiperdinamismo). Las medidas concretas más frecuentes para mantener la biodiversidad de hábitats urbanos (círculos azules) son: 1 conexión (pasos de fauna y corredores), 2 nuevo manejo de las áreas verdes urbanas, 3 microrreservas urbanas.

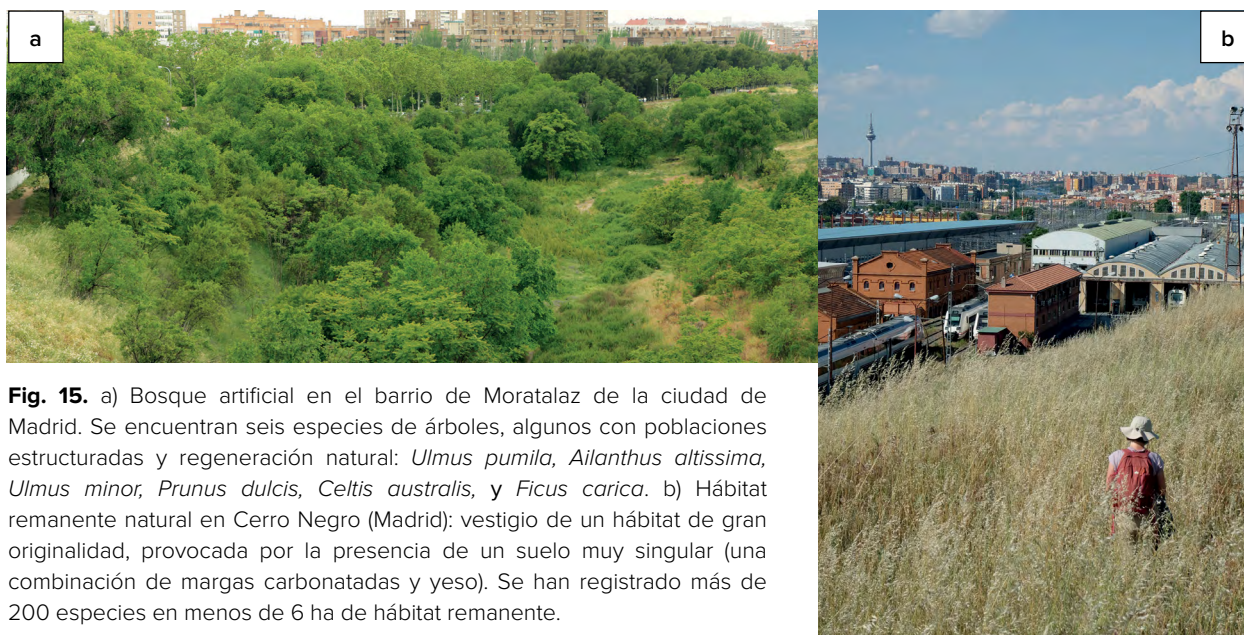


Fig. 15. a) Bosque artificial en el barrio de Moratalaz de la ciudad de Madrid. Se encuentran seis especies de árboles, algunos con poblaciones estructuradas y regeneración natural: *Ulmus pumila*, *Ailanthus altissima*, *Ulmus minor*, *Prunus dulcis*, *Celtis australis*, y *Ficus carica*. b) Hábitat remanente natural en Cerro Negro (Madrid): vestigio de un hábitat de gran originalidad, provocada por la presencia de un suelo muy singular (una combinación de margas carbonatadas y yeso). Se han registrado más de 200 especies en menos de 6 ha de hábitat remanente.

En el equilibrio entre hábitats remanentes y hábitats urbanos está la clave para mantener más o menos representación de especies raras o amenazadas urbanas. Si en el proceso de crecimiento urbano se han respetado áreas con hábitats naturales en suficiente cantidad, la ciudad podrá albergar poblaciones de especies raras (Ives, Lentini *et al.* 2016; Jokimäki, Suhonen *et al.* 2018).

Este equilibrio depende a su vez de:

- La historia de la ciudad: las ciudades modernas (no en España, pero sí en Australia o en América) todavía pueden contener un patrón natural de especies raras (Hahs, McDonnell *et al.* 2009).
- La localización de la ciudad: la riqueza de especies depende del contexto o bioma donde se localizan, las urbes mediterráneas pueden albergar especies eurosiberianas atlánticas o subtropicales en hábitats artificiales (microclimas húmedos y cálidos). Al menos la ciudad mediterránea, si respeta las diversas litologías, exposiciones, y ambientes, es probable que mantenga un nivel de riqueza florística aceptable.

Algunos ejemplos de la fragmentación urbana sobre las plantas silvestres

Ciudades modernas

En California (EE. UU.), San Francisco es una ciudad con poco más de 100 años de antigüedad, que todavía conserva hábitats remanentes sin alteración, en lugares libres de urbanización o en sitios estratégicos desde el punto de vista de la planificación urbana. Es famoso el mirador de Twin Peaks con una restitución de una población de una mariposa protegida en el Catálogo nacional estadounidense. Para la flora se puede citar el caso de un arbusto, *Arctostaphylos franciscana* (algo inusual en la flora amenazada de una ciudad), rescatado de la extinción (Gluesenkamp, Chassé *et al.* 2010) y de algunos edafismos endémicos (*Calochortus tiburonensis*) en reductos serpentícolos urbanos (Fig. 16 a). Otra ciudad moderna, Perth en el suroeste australiano, conserva también patrones de especiación naturales y especies interesantes dentro de parques urbanos, en este caso es famoso el parque urbano Kings Park, donde se realizan restauraciones de hábitat incluyendo las quemadas controladas necesarias para este tipo de ecosistemas mediterráneos.

Un caso sumamente interesante lo constituye la restauración de un área periurbana en Ciudad del Cabo (Sudáfrica). Allí, en un suburbio construido a finales de los años 40, Tokai, se mantenía una plantación de *P. radiata* establecida desde 1905, hasta que incidentalmente se quemó en 1998. La respuesta del banco de semillas de las plantas autóctonas tras casi 100 años fue muy positiva y en la actualidad existe un proyecto de restauración que desde el año 2000 persigue la renaturalización completa de las comunidades naturales originales (un tipo de vegetación mediterránea conocido como *fynbos*), y que incluye al menos tres plantas extintas o en peligro de desaparición (Fig. 16 b).

Ciudades clásicas

El número de especies afectadas por la fragmentación en las ciudades clásicas está todavía por determinar con precisión para muchas ciudades españolas. En la ciudad de Madrid, dada la expansión urbanística en el territorio (conurbación con ciudades satélites, Coslada, Alcorcón, Pozuelo de Alarcón, etc.) se conocen un nutrido grupo de especies con poblaciones fragmentadas: *Allium cyrilli*, *Convolvulus meonanthus*, *Cynara tournefortii*, *Gladiolus italicus*, *Malvella sherardiana*, *Onosma tricerisperma*, ... Se estima que puede listarse un centenar de especies afectadas por fragmentación urbana en la ciudad. Son especies con poblaciones repartidas sobre todo por el SE de la región, donde existe un patrón de fragmentación natural debido a la alternancia de suelos pobres margo-yesosos con suelos aptos para la agricultura, margo-limosos o *terras rosas*. La Casa de Campo acoge también una flora singular representante del piedemonte de la sierra de Guadarrama. En todo caso, son plantas predominantemente hemcriptófitas, cuyos ciclos de vida pueden lidiar con fragmentaciones y perturbaciones excesivas (Fig. 16 c).

Este patrón puede encontrarse en otras ciudades mediterráneas, por ejemplo, en Sevilla, donde el albero (suelo calcarenítico poroso rico en hierro, que le da su característico color amarillo) aparece fragmentado de forma natural y además también de forma artificial en el entorno de la ciudad, afectando a la fragmentación de especies vegetales amenazadas; *Silene mariana* o *Anisantha macranthera* (Silvestre Alsina, Martín Bravo *et al.* 2013). Para Barcelona, en la modificación del plan de biodiversidad de la ciudad, se han catalogado zonas urbanas con interés por mantener cierta naturalidad, una de ellas es la montaña de Montjuïc, establecida como ZIN (zona de interés natural). En el entorno barcelonés, quedan reductos de poblaciones de plantas interesantes en manchas de hábitats naturales remanentes, tal es la situación de *Kosteletzkya pentacarpa*, *Phleum arenarium* y *Juncus littoralis* en los humedales adyacentes al aeropuerto del Prat, o *Carex grioletii* en los bosques mediterráneos de Collserola (Fig. 16 d).

En Palma de Mallorca, actualmente se propone la reintroducción de una especie amenazada, *Helianthemum marifolium* subsp. *origanifolium* en el entorno urbano.

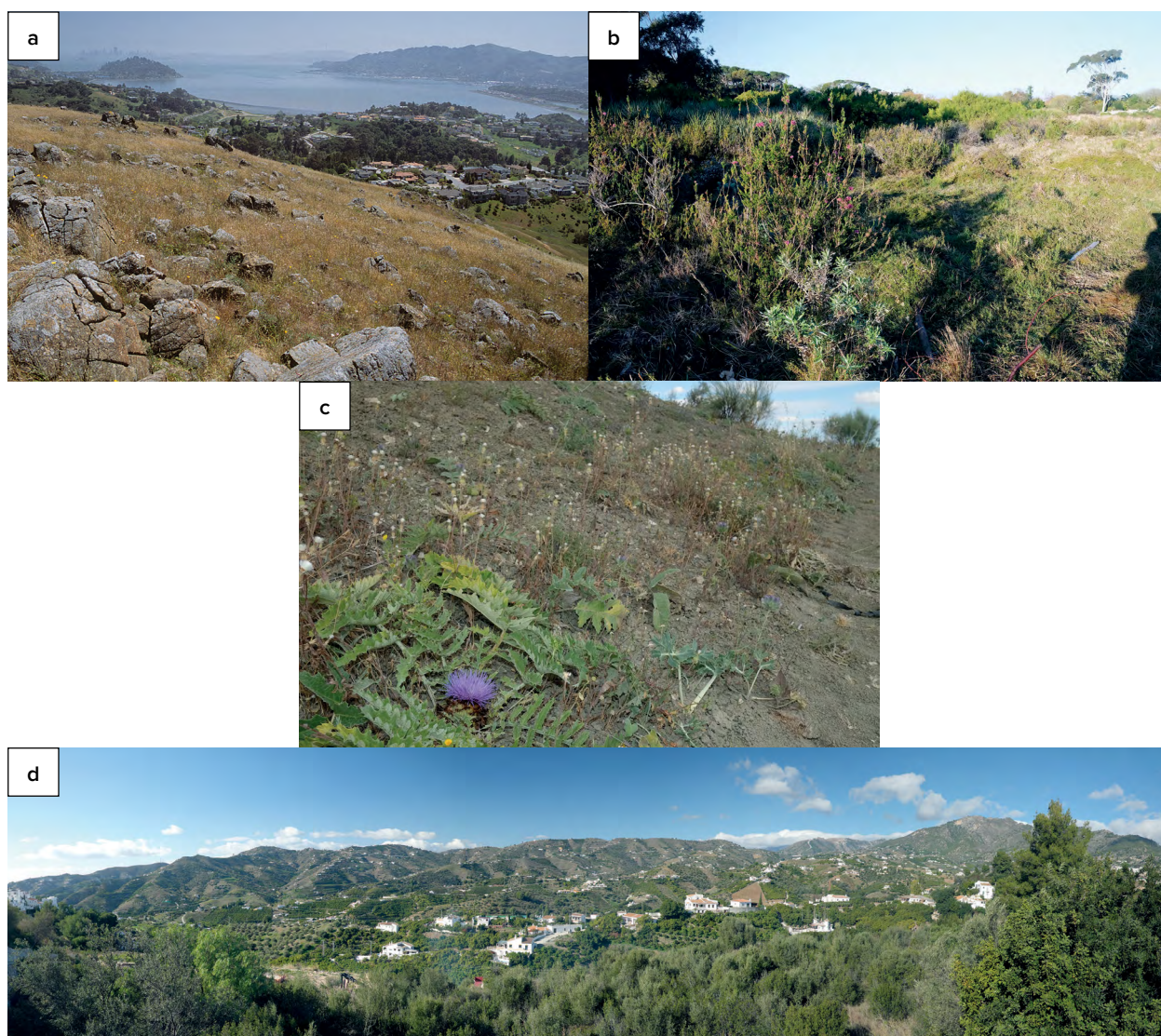


Fig. 16. a) Sin llegar a las 150 Ha, la reserva de Ring en la península de Tiburon en el norte de la bahía de San Francisco protege uno de los últimos herbazales serpentinícolas urbanos, con hasta seis especies raras, a las puertas del centro financiero de la ciudad, al fondo a la izda. en la imagen (Fiedler 1987). b) *Erica verticillata* (con flores rosas en la imagen) permanece extinta en la naturaleza desde 1950. Con objeto de restituirla en su hábitat original, se estableció una reintroducción en la zona restaurada del parque de Tokai. La incorporación natural de nuevos ejemplares depende del régimen de fuegos en el área (Hitchcock y Rebelo 2017). c) *Cynara tournefortii* (primer plano) hemicriptófito en la familia de las compuestas, formando parte de un herbazal con *Crepis alpina*, *Echinops strigosus*, *Eryngium campestre* o *Malvella sherardiana* en las proximidades de la ciudad de Madrid, donde se encuentra amenazada (Martínez Labarga 2010). d) El parque de Collserola desde el mirador de Horta, se aprecia los alcinares con quejigo y pinares de piñonero recubriendo las laderas sobre la ciudad.

Extinción y fragmentación urbana. Recomendaciones de renaturalización

Hay diferentes tipos de plantas urbanas, desde las situaciones de naturalidad de los hábitats remanentes con una composición de especies natural, es decir con plantas raras y comunes pero autóctonas, hasta la máxima alteración de los lugares recientemente habitados por especies primocolonizadoras (algunas alóctonas, incluso invasoras). Por añadidura, hay otro grupo de especies alóctonas no naturalizadas que pueblan los parques, jardines y calles, y que sobreviven bajo una intensa gestión de jardinería y arboricultura.

En el mejor de los casos, solo las especies de los hábitats remanentes se encuentran en un entorno evolutivo natural, el resto tienen un contexto evolutivo muy diferente al que probablemente les dio origen.

Teniendo presente esta última condición, y para resolver la encrucijada de la renaturalización urbana, puede resultar útil encuadrar la biodiversidad de las ciudades en dos tipos, cultural y natural. Entendemos por biodiversidad cultural las manifestaciones de especies asociadas a las acciones del ser humano. Por ejemplo, las plantas de jardines o los árboles plantados en las calles serían integrantes de esta biodiversidad cultural. En apoyo a esta interpretación están algunas tendencias en el mundo de la jardinería y el paisajismo que abogan por una mayor “naturalidad” en el diseño de espacios verdes culturales, véase por ejemplo Seddon y Totterdell 2005.

Las parcelas sin urbanización que han sufrido la pérdida de suelo nativo, antiguas escombreras, graveras, o solares libres de asfalto pueden albergar una flora que se estima entre 50 y más de un centenar de especies, según la antigüedad del espacio. Se trata de especies desplazadas de sus hábitats naturales originales y que ahora forman comunidades arvenses o de sitios ruderalizados, muy diversas dentro de las ciudades. También formarían parte de esa biodiversidad asociada a las actividades humanas. Más de 200 especies alóctonas, cifra orientativa, forman parte de una porción de flora naturalizada en estos ambientes ruderalizados para una típica ciudad mediterránea. En España muchas tienen origen en otros continentes, y formarán parte también de ese patrimonio cultural.

A priori, no es fácil encontrar normas para gestionar esta biodiversidad cultural, ni cómo encuadrar su mantenimiento en la renaturalización de las ciudades. ¿Dónde trazar la línea entre actividades de conservación y actividades de jardinería para algunas propuestas relacionadas con las plantas en los medios urbanos?

El establecimiento de unos objetivos directamente relacionados con la renaturalización, primando el contexto evolutivo en el diseño de las acciones de conservación, ayudará a restaurar la biodiversidad natural. Esto es especialmente recomendable si consideramos que tradicionalmente, otros fines u objetivos, enmarcados en las actividades del paisajismo y el diseño de espacios verdes urbanos, han gestionado la biodiversidad, generalmente la que hemos caracterizado como cultural. En todo caso, la ciudad puede dedicar espacio biológico a las dos biodiversidades, natural y cultural, por ejemplo preservando las comunidades arvenses que aparecen fragmentadas y dispersas en distintos hábitats artificiales, a la vez que, por supuesto, se mantienen los últimos reductos de hábitats naturales urbanos.

Para profundizar en la renaturalización de las ciudades es necesario una gestión integral de la biodiversidad natural y la cultural, evaluando el impacto de la segunda sobre la primera. El conocimiento y gestión de las plantas de jardinería y de los árboles plantados en las calles debe ir de la mano de un aumento del conocimiento y consideración de las especies naturales urbanas, profundizando en el estudio de su estado tras el aislamiento y reducción del hábitat o de las posibilidades de conexión futuras. Algunas nociones relacionadas con esta renaturalización integral son:

- Favorecer la conexión entre áreas protegidas separadas por la ciudad. La conectividad urbana (Concepción, Obrist *et al.* 2016; Beaujean, Nor *et al.* 2021) es una máxima que reconocen muchos gestores de biodiversidad urbana. En no pocas ciudades hay una intención de generar o mantener anillos o corredores verdes.
- Respetar en contexto biogeográfico y evitar la homogeneización. Si la ciudad se asienta en una frontera biogeográfica clara, por ejemplo climática o edáfica, la conectividad debe evitar el traspaso de especies entre zonas biogeográficas dispares.

- Establecer microrreservas en aquellos lugares que han quedado libres de perturbaciones antrópicas y conservan la vegetación natural (hábitats remanentes) (Kendal, Zeeman *et al.* 2017).
- Nuevo manejo de las áreas verdes urbanas y periurbanas que incluya el fomento de la naturaleza en algunas zonas de los parques públicos, disminuyendo los tratamientos de jardinería convencional en un tamaño mínimo de parcela (Goddard, Dougill *et al.* 2010).
- Inclusión de los solares sin uso (no urbanizables, descampados) en la red de renaturalización, considerándolos parte del potencial de biodiversidad de las ciudades, y agrupados en torno al término de espacios de oportunidad.
- Consideración en las calles del casco antiguo de las posibilidades de colonización y supervivencia del componente natural de la biodiversidad, generando microhábitats en diferentes localizaciones, por ejemplo, en un rediseño de parterres, alcorques y muros.
- Desconexión de la flora alóctona de los procesos naturales de dispersión y colonización.

Consideración de algunas poblaciones de especies amenazadas fragmentadas

Existen, que nosotros sepamos, pocos ejemplos dentro de la flora ibérica que analicen los patrones de fragmentación utilizando herramientas metapoblacionales, ninguno desde una óptica de renaturalización. En este nuevo punto incorporamos el análisis de la fragmentación y renaturalización para algunos casos particulares. Siguiendo con la perspectiva sobre la naturalidad, nos parece oportuno diferenciar la fragmentación resultado de una pérdida de hábitats, la fragmentación por una colonización de un sistema artificialmente fragmentado previamente, y finalmente la fragmentación natural, producto de un mosaicismo de hábitats o microhábitats en el paisaje no alterado.

En todo caso, dos de los elementos clave para estudiar las dinámicas de las poblaciones fragmentadas, independientemente de su origen, son el tamaño de los fragmentos y la distancia entre ellos, como ya hemos visto. De la distinta combinación de ambas variables surgirán una gran variedad de patrones espaciales que determinarán la viabilidad a largo plazo de las poblaciones. En los ejemplos expuestos se analiza la distribución detallada de los parches con relación al diseño de estrategias de conservación, y si es posible se ofrece una breve valoración desde el punto de vista de la renaturalización.

El caso de *Euphorbia gaditana*: fragmentos artificiales en un sistema agrario

La especie amenazada *Euphorbia gaditana*, que crece sobre vertisoles en el valle del Guadalquivir, se ha localizado en 53 fragmentos distribuidos en tres núcleos independientes, que denominamos Naveros (en Cádiz, con 25 fragmentos), Cabezas (en Sevilla, con 14 fragmentos) y Écija (también en Sevilla, con otros 14 fragmentos). Todos se sitúan en ambientes muy transformados, principalmente en las lindes entre cultivos y los bordes de pistas y carreteras.

El núcleo de Naveros muestra una distribución más agregada, con fragmentos de hábitat de mayor tamaño (con un área media de 0,9 ha) y relativamente próximos entre sí (la distancia media entre fragmentos es de 1,5 km). Sin embargo, las poblaciones cercanas a Cabezas presentan un patrón espacial con un mayor grado de fragmentación, con un menor número de fragmentos de menor tamaño (0,13 ha de media) y más alejados unos de otros (distancia media entre fragmentos de 3 km) (Fig. 17).

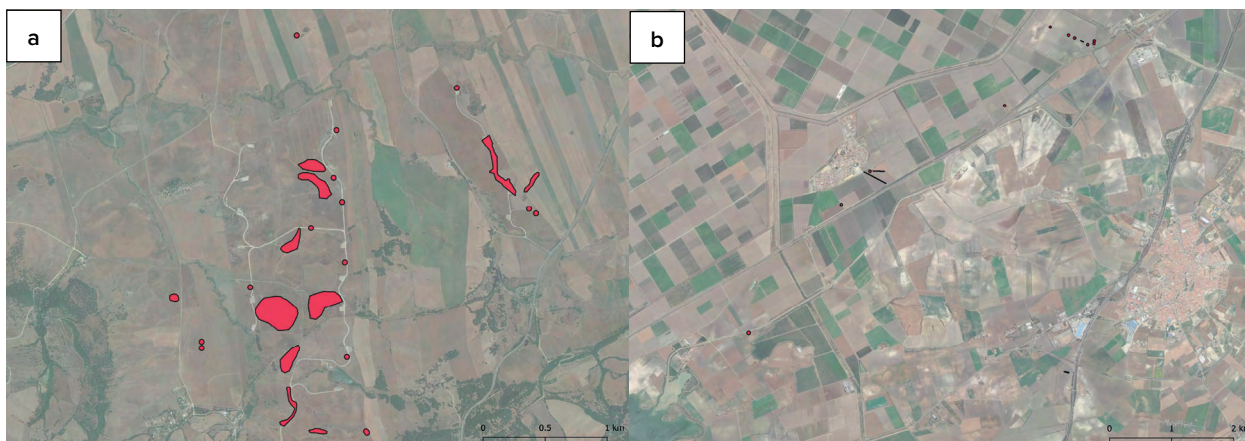


Fig. 17. Distribución de *Euphorbia gaditana* en dos localidades: (A) Naveros (Cádiz), (B) Cabezas (Sevilla), mostrando dos tipos de sistemas fragmentados.

Una herramienta para analizar la disposición de los parches metapoblacionales usualmente utilizada son los modelos de función de incidencia (IFM) (Hanski 1994). En nuestro caso predicen una mayor supervivencia de la especie a largo plazo en la localidad de Naveros, con una probabilidad de supervivencia del 93% de los fragmentos en 100 años, frente al 5% en Cabezas, el sistema más vulnerable.

Estos datos reflejan la importancia de mantener un alto grado de conexión entre los fragmentos, que permita posibles recolonizaciones. De manera general, la supervivencia, a su vez, depende de la capacidad de dispersión de las especies, por lo que recomendamos promover estudios centrados en conocer las distancias máximas que las especies son capaces de alcanzar, y el mecanismo y probabilidad de dispersión en función de la distancia entre parches. Para concretar en *Euphorbia gaditana*, el estudio de la dispersión sería útil para conocer el papel de la fragmentación artificial, identificable en este caso, por algunas características: el gran número de parches y microparches en el sistema, y las diferencias significativas en la viabilidad de los distintos sistemas de parches identificados. Un análisis más detallado para esta planta puede verse en Rabasa, Sánchez de Dios *et al.* 2022.

Glandora nitida: fragmentación biogeográfica y mosaicismo de hábitats

La especie *Glandora nitida* también presenta una distribución fragmentada, con cuatro núcleos diferenciados en distintos macizos montañosos béticos, es un ejemplo de fragmentación a nivel biogeográfico (Gutiérrez 2019; Anónimo 2020). En la Fig. 18 se muestran dos de ellos, correspondientes a las localidades de Sierra de Mágina y Monte la Sierra (ambos en Jaén).

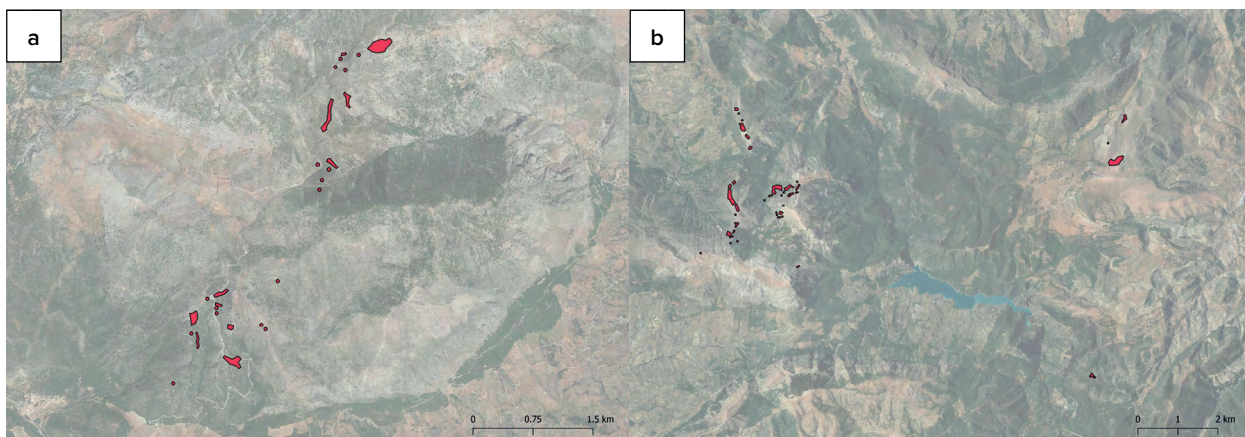


Fig. 18. Distribución de *Glandora nitida* en (A) Sierra de Mágina (Jaén) y (B) Monte la Sierra (Jaén).

Estas dos localidades muestran un nivel de fragmentación similar, con unos fragmentos de tamaño equivalente. La principal diferencia se encuentra en la presencia en Monte la Sierra de cuatro parches claramente más aislados del resto (los cuatro fragmentos de la derecha en la imagen B). La repercusión que estos rodales tendrán sobre la dinámica del conjunto dependerá precisamente de la capacidad dispersiva de la especie.

Este nuevo patrón de fragmentación mostrado está ligado probablemente al paisaje y al mosaico natural (fragmentación a nivel ecológico, véase punto 5). *Glandora* es una planta propia de los suelos formados por guijarros dolomíticos, donde aparece asociada a una comunidad de especies muy característica. Por el momento a falta de un análisis detallado, resulta difícil cuantificar si esta fragmentación resulta negativa para la viabilidad metapoblacional de las poblaciones.

El caso de *Silene sennenii*: fragmentación por pérdida de hábitat natural

En otros casos las poblaciones fragmentadas presentan una configuración en la cual la dinámica está dominada por uno o varios fragmentos de gran tamaño. La supervivencia aquí es muy dependiente del mantenimiento de estas áreas grandes. Vemos un ejemplo de esta situación en la cariofilácea *Silene sennenii* (Fig. 19) (López-Pujol, Font *et al.* 2004; Belpinati y Font Garcia 2013).

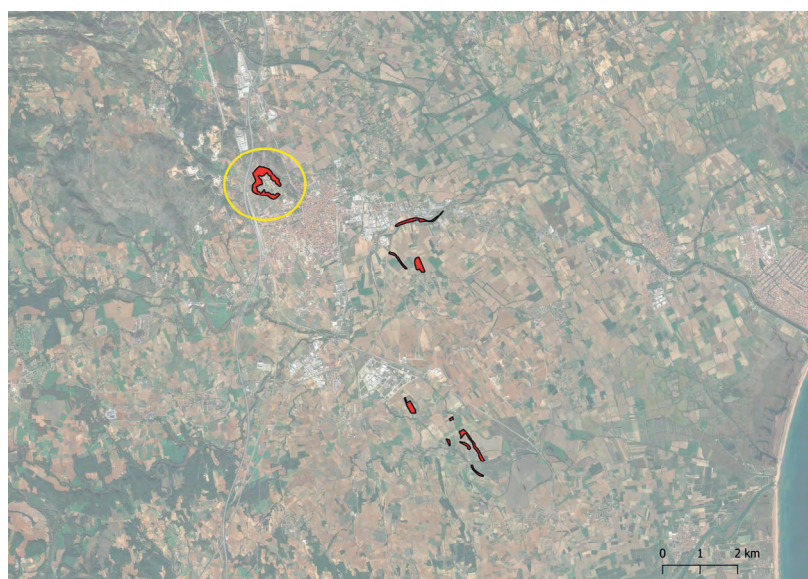


Fig. 19. Distribución de *Silene sennenii* en Figueres (Girona). El fragmento señalado con un círculo amarillo corresponde a un área de aproximadamente 26 ha, frente al resto de fragmentos cuyos tamaños varían entre 1-6 ha.

En esta situación la fragmentación cabe interpretarse como el resultado de una reducción de una distribución más continua en origen, puesto que es una especie asociada a los claros de bosque y matorral mediterráneo originales. Como consecuencia de la transformación de este paisaje inicial, en la actualidad existen muchas menos manchas de hábitat natural, ahora inmersas en una matriz agrícola e industrial. Para esta planta, como para *Euphorbia*, la distribución de tamaños de los parches creados es muy heterogénea, quizás de nuevo, en relación con la artificialidad del sistema. Se puede hacer notar que la localidad más importante de *Silene sennenii* se localiza en un hábitat antrópico: la colina del castillo de Figueres es semiartificial, elevada con aportaciones masivas de tierra desde zonas próximas. Como recomendación en este caso, propondríamos cuantificar la relevancia de los parches más pequeños y alejados en el mantenimiento a largo plazo de estas poblaciones fragmentadas.

Las especies de gleras: *Delphinium montanum*, microfragmentación

Delphinium montanum es una especie con tres poblaciones repartidas por distintas gleras del macizo calizo del Cadí en Cataluña (Simon, Bosch *et al.* 2001; Aymerich 2002; Aymerich, Oliver *et al.* 2020). Dos factores pueden contribuir a explicar su ausencia en unas gleras y su presencia en otras; limitaciones en la dispersión y ausencia de microhábitats disponibles (Salvado, Aymerich Boixader *et al.* 2022).

Las gleras o canchales son sustratos móviles caracterizados por la presencia de unas plantas muy especializadas (Fig. 20). Dentro de una glera se observa que la distribución de *Delphinium* es agregada, y no homogénea. El dinamismo de la glera y la distribución de microhábitats pueden ser claves para explicar esta distribución parcheada, o microfragmentación, ya que la estructura geomorfológica de la glera permitiría la germinación en algunas zonas y no en otras.

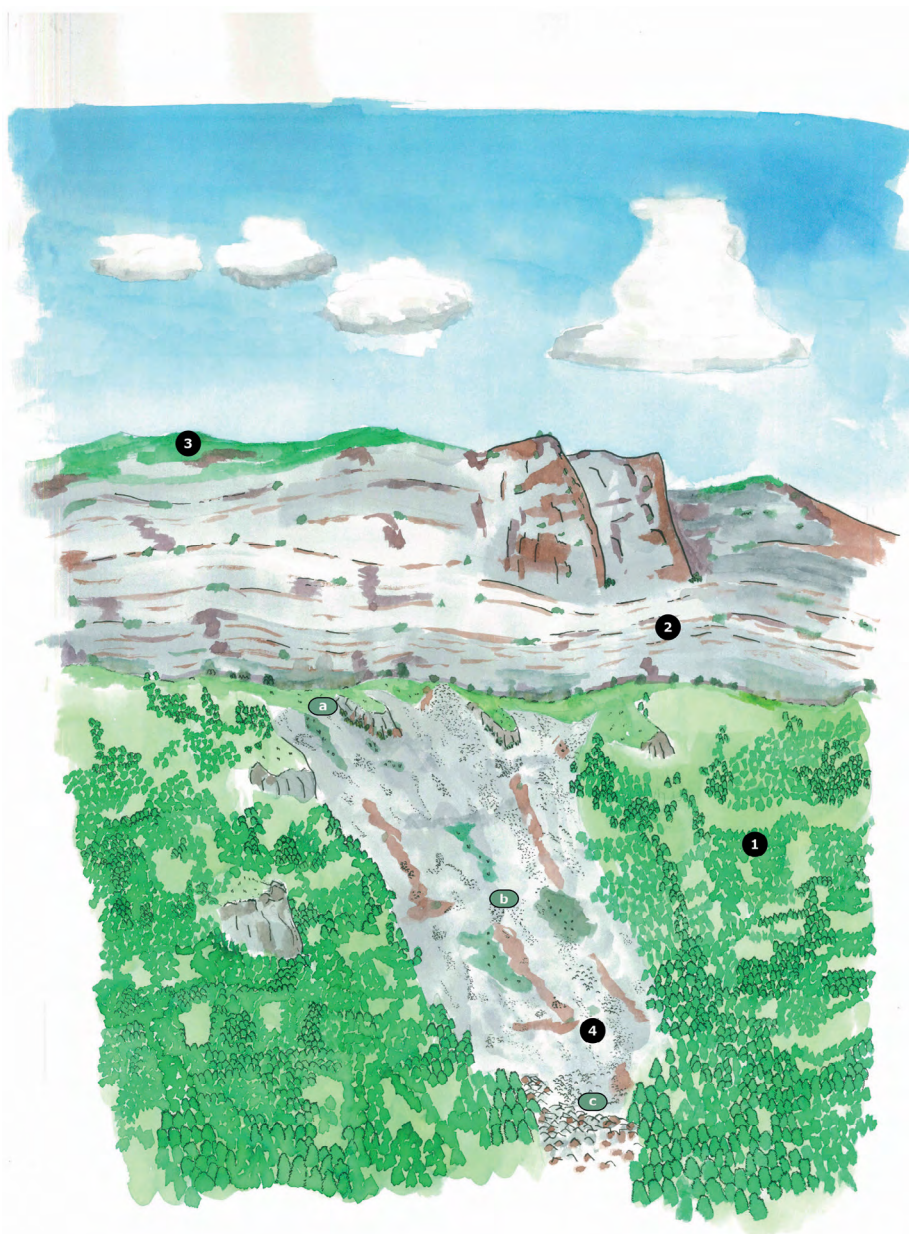


Fig. 20. Dinámica fragmentada en el Cadí por partida doble. Hábitat parcheado (mosaicismo natural) atribuible a la distribución de las gleras (tarteras), dispersas y apareciendo de forma fragmentada entre otros hábitats (en círculos negros, 1: bosque de pino albar con *Pinus uncinata* y algún *Abies alba*, 2: flora rupícola basófila, 3: matorrales rastreros y pastos alpinos, 4: gleras). Microhábitat fragmentado dentro de cada glera, dependiendo de la pendiente y el aporte hídrico y mineral. El dinamismo de la pedrera identifica tres tipos de hábitats (en rectángulos verdes, a: megaforbios de cabecera, b: glerícolas con humedad, c: fondo de glera rocoso). La estructura geológica de la pared y de la glera puede contribuir a explicar este parcheado natural, cuando las fracturas y grietas dirigen nutrientes y agua hacia determinados puntos del canchal.

Conclusiones

Estos ejemplos de fragmentación permiten incidir en los siguientes aspectos:

- Precisar la microdistribución de los núcleos de las especies en estudio. En nuestros ejemplos esta distribución es conocida por diversos proyectos financiados por distintas administraciones, sobre todo autonómicas. Sin embargo, se carece de un programa nacional de cartografía detallada de plantas en peligro. Se reconoce la necesidad de aumentar el esfuerzo para producir una cartografía a nivel de polígono que permita conocer la distribución espacial precisa de los núcleos poblacionales. En este trabajo de campo debe incluirse tanto la delimitación de cada polígono, como la georreferenciación de la presencia de hábitat disponible pero no ocupado (parches vacíos).
- Medir la dispersión y conectividad entre los núcleos. A pesar del buen conocimiento espacial en los cuatro casos mostrados, hemos comprobado que una limitación en la interpretación de todos los estudios es la ausencia de una medida de las capacidades de dispersión para cada planta o sistema. Se necesita recopilar datos de campo para posteriormente usarlos en la elaboración de modelos de dispersión de las semillas (*kernels*) o distribuciones de probabilidad en función de la distancia a la planta madre (Rogers, Beckman *et al.* 2019).
- Considerar para el análisis, el entorno del sistema de parches. Los cuatro ejemplos elegidos ilustran como la fragmentación o distribución agregada debe interpretarse a la luz del paisaje general y el dinamismo de la comunidad vegetal de la que forman parte.
- Incluir la actividad antrópica. Para la renaturalización de algunas de las fragmentaciones vistas, se debe analizar el efecto de la actividad humana, no solo por ser la responsable de reducir el hábitat disponible, sino también, en algunos de los casos, por crear nuevos hábitats para la colonización, distintos a los originales.

Punto 8

Respuestas globales a la herbivoría y la fragmentación y medidas conservacionistas tendentes a la renaturalización. Renaturalización sin intervención ¿es posible?

Como ya hemos visto, la renaturalización implica aceptar que la fragmentación (heterogeneidad espacial) y la herbivoría, se ven afectadas por la actividad humana. Hasta ahora se ha pasado revista al estado de distintas poblaciones de plantas amenazadas o se ha expuesto brevemente la situación de determinados territorios. Este nuevo punto del decálogo hace un esfuerzo de síntesis para trasladar estas medidas particulares a unas respuestas de corte más amplio, que puedan dar forma a una planificación conjunta para fomentar el enfoque de renaturalización en la gestión de la flora amenazada.

Por lo que respecta a la herbivoría, el grado de naturalidad para la flora amenazada ibérica depende de dos **actores** principales:

1. Ungulados silvestres: la relevancia de este actor depende de su densidad, hemos visto ejemplos donde se han detectado problemas de conservación, y de sobra son conocidos, cuando su densidad es elevada. Conviene mencionar que los problemas con ungulados silvestres tienden a aparecer en áreas montañosas principalmente, o en áreas basales pero estrictamente protegidas, es decir parques nacionales o similares. Por lo tanto, la altitud y el nivel de protección del territorio son factores importantes para la gestión del efecto de este actor sobre la flora amenazada.
2. Ganado: puede asumirse que la presión ganadera ha sustituido en muchas zonas de la Península a los herbívoros silvestres. Los rebaños domésticos, como es obvio, no forman parte de los sistemas naturales ibéricos. Aquí también se detecta o bien una coexistencia de las poblaciones de flora amenazada con el ganado, o bien un efecto negativo por un aumento de la carga ganadera, o, en algunos casos, por la eliminación de su actividad de aclareo.

La gestión hacia la naturalidad de estos dos actores implica como hemos visto diversas soluciones. De modo que para simplificar las respuestas posibles incluimos las tres siguientes:

- a. Reducción o control de la densidad de ungulados silvestres o ganado doméstico en sistemas con sobreherbivoría.

- b. Aumento de la presión de herbivoría para las zonas con déficit de herbivoría. Esta respuesta es una buena oportunidad de renaturalización, al permitir sustituir la acción de los rebaños domésticos por poblaciones de ungulados silvestres, lo que puede suponer una novedad para las actuales herramientas de gestión.
- c. Eliminación de ungulados silvestres o ganado en sistemas originalmente sin herbívoros.

La heterogeneidad espacial, a su vez, está relacionada con otros dos **actores**:

1. Mosaicismo natural. Son muchas las poblaciones de especies raras o amenazadas que aparecen fragmentadas de forma natural. La pérdida de hábitat (y poblaciones) en estos casos supone un aumento de la fragmentación y del aislamiento de las poblaciones restantes, comprometiendo la supervivencia del conjunto. Pero también la desfragmentación o desaparición del mosaicismo por alteración de perturbaciones naturales (supresión del fuego natural, control de inundaciones, manejo forestal, fuegos provocados o catastróficos...) es perjudicial. El control de algunas perturbaciones encamina al paisaje a una homogeneidad ambiental, disminuyendo las oportunidades de colonización y provocando el enrarecimiento de las especies asociadas a estas colonizaciones.
2. Cambios de uso del suelo por actividad humana, transformación de los hábitats naturales. La alteración de los hábitats naturales y su sustitución por hábitats artificiales (o de nueva creación) en las poblaciones fragmentadas de flora implican, por un lado, la extinción de poblaciones ligadas a los hábitats originales, señalada por todos como la causa más importante de extinción directa o indirecta de la biodiversidad (Díaz, Settele *et al.* 2019; Leclere, Obersteiner *et al.* 2020; Bradshaw, Ehrlich *et al.* 2021). Pero, por otro lado, la fragmentación artificial ha permitido la colonización de poblaciones en lugares de nueva creación. Especies ligadas a formaciones pioneras y colonizadoras en la fragmentación natural se encuentran ahora usando espacios fragmentados creados por las actividades humanas.

Por lo visto en los puntos anteriores del Decálogo, ya podemos decir que, en este caso, la gestión de la fragmentación hacia la naturalidad es más compleja, porque los actores implicados producen unos efectos más difíciles de identificar y medir en el corto plazo, y porque las respuestas están centradas no en la gestión de una actividad, en el caso anterior la herbivoría, sino en la gestión de un espacio. La pérdida o alteración (desnaturalización) de los hábitats se debe a la acción de las más diversas actividades humanas. Precisamente por esta complejidad, como paso previo a la gestión de estos dos actores, es necesario conocer el efecto de la fragmentación en la especie en cuestión, que pasa por la mejor identificación de los sistemas de parches en cada planta afectada. Como ya hemos señalado, esto conlleva una cartografía precisa de las poblaciones y una delimitación de los posibles núcleos desaparecidos o de los parches de hábitat vacíos. Una vez reconocido el sistema, lo que no siempre es fácil, las **respuestas** de índole general identificadas para gestionar los dos actores, mosaicismo natural y cambios de uso del suelo, son:

- a. Gestión de las perturbaciones naturales para el mantenimiento de parches de hábitats naturales y microhábitats azonales. Esta respuesta está especialmente encaminada a preservar los casos de flora amenazada dependientes del mosaicismo natural.
- b. Potenciación (refuerzo poblacional con incremento del área) de núcleos o parches con una dinámica natural (relevantes para la colonización o conexión metapoblacional).
- c. Gestión de la conectividad consistente en:
 - mantenimiento del tamaño de parches y posibilidades de migración y colonización a los nuevos (eliminación de barreras artificiales y creación de núcleos trampolín).
 - regulación del flujo de vectores de colonización artificial (personas o animales principalmente).
 - control de las barreras o puentes de conexión (carreteras, ríos, etc.).

Comportamiento en la flora amenazada

Hemos evaluado estos actores (ungulados silvestres, ganado doméstico, mosaicismo natural y cambios de usos del suelo) para las especies incluidas en la lista del punto 1. Para todas las plantas se ha buscado una respuesta de las seis posibles ofrecidas más arriba (grupos a, b, y c). Los resultados se muestran a continuación, aunque lo primero es advertir que esta muestra de especies no pretende representar exhaustivamente la flora amenazada ibérica, como ya es sabido el listado deriva de los conocimientos particulares de los miembros del grupo de trabajo del Decálogo.

La Tabla 3 ilustra como las especies seleccionadas tienen un reparto más o menos homogéneo entre los dos tipos de actores identificados para las dos problemáticas en estudio, la herbivoría y la fragmentación, confirmando que la selección de especies se ha hecho de forma equilibrada.

Tabla 3. Desglose de las plantas del punto 1 en función del tipo de actor implicado. La misma planta puede tener más de un actor, algunas especies pueden verse afectadas tanto por la herbivoría como por la fragmentación.

Amenaza	Tipo de actor	Número de plantas	%
Herbivoría	Actor 1: Ungulados silvestres	15	17.6
	Actor 1: Ganado	25	28.7
Fragmentación	Actor 2: Mosaicismo y microhábitats	30	30.6
	Actor 2: Cambios de uso del suelo	21	23.1

La Fig. 21 muestra el reparto de las respuestas establecidas para cada actor.

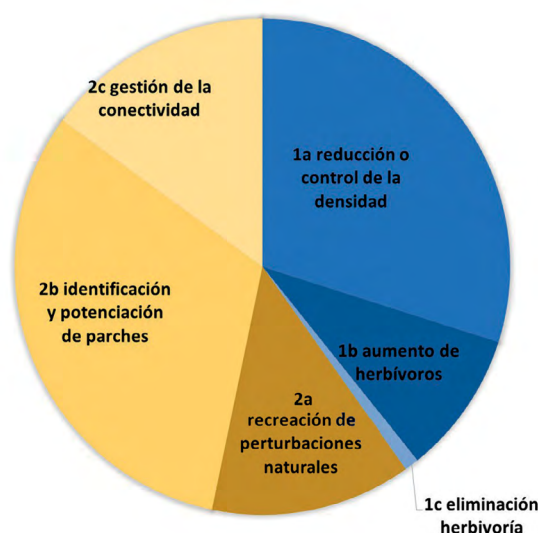


Fig. 21. Reparto de las especies del punto 1 entre las distintas respuestas ofrecidas para la gestión de los actores relacionadas con la herbivoría (azul) y la fragmentación (ocre).

Analizando los resultados relacionados con la herbivoría, se observa que, como no podría ser de otra forma, es indispensable la gestión. Conviene resaltar que salvo en un caso, donde se aboga por su desaparición del sistema, en el resto de las plantas la respuesta más frecuentemente ofrecida es el control a la baja de la densidad de herbívoros, frente a los casos que piden un incremento de su efecto. El primero está en acuerdo con la concepción clásica del papel del ganado en la flora amenazada, como un elemento perturbador negativo, y el segundo es un patrón emergente que

estaría relacionado bien con el abandono de la ganadería tradicional ya mencionado, bien con la ausencia de herbívoros silvestres en hábitats que los requieren para el mantenimiento de su dinamismo natural.

Por lo que respecta a las respuestas relacionadas con la fragmentación domina la apuesta por la que podríamos denominar estrategia espacial, es decir, la gestión que incide directamente sobre las poblaciones conocidas para potenciar su número y evitar la extinción o desaparición de los parches más pequeños. No obstante, existe también una representatividad elevada de otras respuestas en principio menos testadas o presentes en el mundo de la gestión actual, relacionadas tanto con el tratamiento de las perturbaciones de origen natural, como con la gestión de la conectividad, esta última para aumentar la conexión de parches.

¿Se puede buscar una gestión no intervencionista para retornar a la naturalidad para la flora amenazada?

Hasta hace relativamente poco tiempo, y probablemente fruto de una ausencia generalizada de infraestructuras de conservación en aquel momento, cualquier estrategia de conservación solía demandar frecuentemente una gestión activa de las poblaciones, una intervención directa para evitar la pérdida de los últimos ejemplares. Sin embargo, en la actualidad, dadas las capacidades de alteración de las actividades humanas y del cada vez mayor compromiso conservacionista, pensamos que se corre el riesgo de generar una inflación de medidas de gestión, propiciadoras de un intervencionismo constante. Medidas y acciones de conservación cada vez más complejas y numerosas para situaciones cada vez más artificiales, en lo que se ha venido en llamar espiral conservacionista, donde terminaríamos por gestionar ecosistemas cada vez más intervenidos y artificiales (Domínguez Lozano 2019).

Por este motivo, la no intervención, o en todo caso la intervención de baja intensidad, es una propuesta que persigue simplificar la gestión conservacionista para mejorar sus resultados y disminuir el grado de manipulación de los sistemas naturales. De forma particular en nuestro análisis de los cuatro actores identificados, dos son de origen natural y otros dos son de origen humano usando los seis tipos de respuestas identificadas (Tabla 4), como es lógico la renaturalización implica potenciar el papel de los actores “naturales” y disminuir el de los “artificiales”. La no intervención persigue hacerlo con unos métodos pasivos o poco intervencionistas.

Tabla 4. Actores y renaturalización de la flora amenazada ibérica.

	Naturalidad	Artificiosidad
Herbivoría	Ungulados silvestres	Ganado
Fragmentación	Mosaicismo y microhábitats	Cambios de uso del suelo

Aunque la no intervención puede resultar arriesgada en no pocos casos, debemos señalar que muy ligada a las medidas que vamos a ver a continuación se encuentra la actividad de seguimiento y control de las respuestas. La no intervención podría desarrollarse mejor si se contase con una infraestructura de seguimiento bien dotada. Desgraciadamente, no son muchas las administraciones que poseen una infraestructura de seguimiento botánico con experiencia, destacamos el programa FAME en Andalucía, o el sistema de seguimiento de las microrreservas de flora en Valencia.

Herbivoría, respuestas de gestión para la renaturalización y no-intervención

Ya hemos visto que para la gestión de la herbivoría para la flora amenazada, la renaturalización tiene como objetivo la sustitución del papel del ganado doméstico por la función original de los ungulados silvestres. Para reducir la espiral conservacionista en la gestión de la herbivoría debemos renaturalizar pensando en que esta sustitución se produzca con el mínimo de intervención. En la actualidad, pensamos que es posible poner en práctica este enfoque en algunas ocasiones.

Respuesta 1a (véase pág. 57). La reducción o control de herbívoros se produciría mediante una de las medidas más clásicas abogadas por el conservacionismo para el control de la densidad de herbívoros: el restablecimiento de las pirámides tróficas, es decir mediante la promoción de los depredadores (Ordiz, Bischof *et al.* 2013; Palau 2020).

Respuesta 1b (véase pág. 58). Allí donde la densidad humana en el territorio es muy baja, el aumento de la herbivoría podría realizarse por medio de la mejora de la conectividad de las poblaciones de ungulados entre espacios protegidos, favoreciendo la recolonización sobre espacios no protegidos sin ninguna intervención. Con esto, se recobraría parte del parcheado natural perdido por la escasez de ungulados o por la ausencia de la ganadería tradicional.

Respuesta 1c. En esta ocasión la eliminación de herbívoros requiere de una actuación única, y después un seguimiento continuado del hábitat para evitar posibles recolonizaciones.

Una cualidad de estas posibles intervenciones de baja intensidad es su posibilidad de ser reversibles. Dependiendo de las necesidades ganaderas el sistema podría regularse mediante la acción combinada de ambas herbivorías. No en vano, es de sobra conocida la facultad del ganado doméstico para mantener ecosistemas en condiciones de seminaturalidad (López-Sánchez, Perea *et al.* 2016).

Fragmentación, respuestas para la naturalización y la no-intervención

En este caso son dos las respuestas que ofrecen una renaturalización menos intervencionista, la gestión de las perturbaciones naturales (respuesta 2a, pág. 58) y la gestión de los vectores de colonización que inciden sobre la conectividad (respuesta 2c). El refuerzo poblacional relacionado con la potenciación de núcleos (respuesta 2b), por lo que se sabe en la actualidad, lleva asociada una intervención más duradera, y a veces, en nuestra opinión, sin un éxito garantizado para las reintroducciones de flora amenazada.

Respuesta 2a. La gestión de las perturbaciones naturales implica, por ejemplo, evitar los fuegos catastróficos en favor de fuegos de menor intensidad y con un régimen natural, o favorecer, en la medida de lo posible, las avenidas y desbordamientos de los cauces que mejoren la dispersión y colonización, recordemos la necesidad de permitir arroyadas como fenómenos naturales dinamizadores de la sucesión.

Respuesta 2c. Por último, la gestión de la conectividad lleva a proteger hábitats susceptibles de ser colonizados, parches vacíos que puedan ayudar a la creación de nuevos núcleos poblacionales. Además, se debe intentar la regulación del flujo de personas a determinados lugares, como los accesos a playas, en pistas y senderos de montaña, o en algunas vías de escalada, tendentes a reducir la interferencia con los procesos de colonización natural (bien por aumento del aislamiento, bien por todo lo contrario, favoreciendo nuevas vías de conexión artificiales).

Precisiones ecológicas y biogeográficas en la renaturalización

Nos gustaría terminar este punto del Decálogo incluyendo algunas precisiones para complementar la visión ofrecida por la Tabla 4.

De esta forma, recomendamos que se haga un esfuerzo en reconocer el origen de los hábitats artificiales, cómo se han formado y cuáles son los factores responsables de su actual composición de

especies, y a la vez, precisar el hábitat natural o primigenio de estas especies, especialmente para la flora amenazada calificada de ruderal o arvense. Además, el desplazamiento de especies hacia hábitats secundarios no necesariamente artificiales (lo hemos mencionado en la flora rupícola) requiere observar el comportamiento futuro de estas plantas, cuando se logre suprimir la perturbación que ha causado su desplazamiento, permitiendo una mejor comprensión de la posible renaturalización.

Podría ser útil la consideración a nivel biogeográfico de la función del ganado en la flora amenazada, y para el caso, también en otros procesos de amenaza extendidos, cambio climático, por ejemplo. Así, deberían identificarse las zonas geográficas con elevada diversidad vegetal y posibilidad de impactos ganaderos (*hot spots* o puntos negros de herbivoría). Las plantas amenazadas o la vegetación de estos territorios serían objeto de un seguimiento particular, más intenso y focalizado en medir los efectos de los animales. Investigar la relación entre la distribución de la densidad ganadera y otros factores geográficos como la altitud o el nivel de protección de los territorios es útil para localizar opciones de renaturalización a escala peninsular. Creemos que tenemos un caso muy útil resultado de este tipo de análisis en la coincidencia entre la ausencia de herbivoría, la baja altitud y la falta de espacios protegidos; las zonas costeras tienen carencias en el sistema de áreas protegidas, y a su vez, en la actualidad hay poca actividad ganadera, sustituida en amplias zonas por el desarrollo del sector turístico. La conjunción de estos factores identifica estas zonas como candidatas a una renaturalización. Además, el análisis biogeográfico puede ayudar a localizar bandas de contacto en la península Ibérica entre densidades de ganado y de herbívoros silvestres compatibles con la sustitución o alternancia de densidades mencionada.

Finalmente, resultaría provechoso extender este análisis biogeográfico al norte de África. Es previsible que la relación entre flora amenazada mediterránea y herbivoría se encuentre en esta región en un nivel de estrés mucho mayor que en Iberia; por ejemplo, en Marruecos existen menos áreas protegidas y una actividad ganadera más implantada en todo el territorio.

Punto 9

Incorporación de los efectos de la fragmentación y la herbivoría en los instrumentos de gestión

España posee una infraestructura de conservación estable y arraigada a todos los niveles de gestión territorial. Leyes, agencias, programas, compromisos internacionales, áreas protegidas, ... se engranan para producir las medidas de conservación requeridas ¿Cómo se incluirían las medidas del tratamiento de la herbivoría y la fragmentación en la flora amenazada en el contexto actual de conservación?

Se pueden esbozar aquí algunas líneas orientativas, y entre ellas dos ideas importantes. La primera tiene que ver con el enfoque ofrecido a lo largo de todo el documento, donde se han abordado estas dos amenazas generales, fragmentación y herbivoría. El análisis se establece no en la gestión de especies y espacios, sino en la gestión de amenazas (o perturbaciones). No es una novedad en la política de biodiversidad porque se ha abordado en otros casos, por ejemplo en el análisis del veneno para la fauna (Anónimo 2014; Plaza, Martínez-López *et al.* 2019). La segunda, también vista en otros puntos del documento, aborda el nivel de intervención. La renaturalización, sugerimos, debe llevar unida un compromiso de no intervención o al menos perseguir el mínimo de acciones posibles (gestión de bajo nivel).

Como en cualquier otra actividad de gestión para la conservación de la naturaleza en este país, se contemplan tres escalas de intervención para la flora amenazada, detalladas en la Tabla 5.

En total se delimitan nueve áreas relacionadas con la herbivoría y la fragmentación a todas las escalas de intervención. Algunas afectan a las políticas generales (agricultura, biodiversidad o bosques) y tienen a la Administración General del Estado como responsable. Las responsabilidades o competencias regionales son las más numerosas, todas relacionadas con el desarrollo y aplicación de medidas conservacionistas muy establecidas ya en casi todos los territorios: los programas de seguimiento de flora amenazada, los planes de recuperación de especies, la gestión de las áreas protegidas, y con una implicación menos directa para lo que nos ocupa, la gestión de los bosques y la caza.

Finalmente, existe, a nuestro juicio, un nivel poco tratado hasta este momento, la escala local, donde debido a la creciente urbanización (principalmente en las zonas litorales) en no pocos casos comienza a ser relevante para el tratamiento de la fragmentación sobre la flora amenazada (véase punto 6).

Tabla 5. Niveles o escalas de intervención relacionadas con la fragmentación y con la herbivoría en la flora amenazada (y para el caso para cualquier tipo de amenaza general).

Estatal
Política conservacionista (estrategias y documentos sobre la biodiversidad, en desarrollo de la Ley 42/2007)
Política agraria y forestal
Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad
Regional
Programas de flora amenazada y listados de referencia
Planes de Recuperación de Especies
Planes de Gestión Cinegética
Planes Forestales
Sistema de Áreas Protegidas: Planes de uso y gestión
Local
Planificación urbanística municipal

Áreas de gestión

Apuntamos aquí una serie de herramientas de gestión ya consolidadas en numerosos territorios. No pretende ser un listado ni mucho menos exhaustivo, la finalidad es facilitar una valoración conjunta y servir de nexo a las medidas sobre herbivoría y fragmentación expuestas a lo largo de los distintos puntos del documento (y más concretamente en el 8).

Programas de conservación de flora: Afortunadamente, atrás quedó la época donde la conservación de las plantas silvestres no se consideraba una estrategia planificada, hoy son frecuentes los programas de conservación de flora, los más antiguos en Canarias, pero se han unido otros territorios: Andalucía, Aragón, Baleares, Valencia, por citar algunos. La entidad y compromiso varían con el tiempo, aunque la existencia de un grupo de profesionales formados en gestión de flora amenazada vinculado al desarrollo de estos programas les proporciona continuidad. Uno de los objetivos principales es, lógicamente, el seguimiento y control de las poblaciones amenazadas. Como es sabido, el seguimiento demográfico requiere de la medición de unas variables muy concretas a lo largo de los años. Como una propuesta para completar los actuales programas, apuntamos la inclusión en los seguimientos de otras nuevas medidas más directamente relacionadas con la fragmentación, en concreto: la distancia de dispersión de las poblaciones. La estimación de esta distancia es difícil, pero pueden establecerse protocolos para intentar obtener al menos un rango o distancia relativa. Otra recomendación relacionada con las actividades de seguimiento es mantener la toma de datos de los mismos parches a lo largo del tiempo, persiguiendo con ello una mayor homogeneización de los datos con el objeto de aumentar la fiabilidad de los resultados de los análisis.

Recursos humanos: Es importante que los técnicos de seguimiento tomen conciencia como colectivo. El origen formativo de estas personas suelen ser las facultades de Biología, Ciencias Ambientales y también escuelas de ingenieros (montes, forestales y agrónomos), Geografía, etc., aunque tampoco falta la formación independiente. La actual situación de indefinición profesional resta eficacia y sobre todo continuidad contractual a estas personas. Sería de ayuda definir una carrera profesional que establezca con claridad los requisitos formativos, los objetivos profesionales, y los distintos grados de responsabilidad acordes al nivel de formación.

Brigadas de mantenimiento de biodiversidad: La existencia de este personal queda encuadrada en el desarrollo de los Planes de uso y gestión de las áreas protegidas principalmente. Su labor está relacionada con la supervisión y mantenimiento de los vallados de exclusión, la eliminación de especies invasoras o competidoras que aparecen por la ausencia de herbivoría, o la creación de claros forestales por el mismo motivo. Se recomienda extender su actividad fuera de las áreas protegidas cuando así se requiera.

Técnicos municipales: Consideramos que hay un vacío de gestión en el tratamiento de los casos relacionados con la fragmentación urbana de poblaciones de plantas amenazadas, y en general para la gestión de toda la biodiversidad urbana. De igual manera que la creación de equipos de seguimiento autonómicos supuso un avance significativo en la mejora de la gestión conservacionista, pensamos que la existencia de técnicos municipales sería muy importante para ajustar, en la medida de lo posible, la planificación urbana al mantenimiento de la biodiversidad que contiene. Para lo aquí tratado, su objetivo sería responsabilizarse de la gestión de la flora urbana y diseñar medidas para paliar la fragmentación de las poblaciones de plantas silvestres en su municipio. Algunas directrices de esta gestión municipal, que se han esbozado anteriormente en el documento, son: respeto al contexto biogeográfico natural de la ciudad, incorporación de la biodiversidad a la gestión de los parques públicos urbanos, y establecimiento de microrreservas urbanas para proteger hábitats remanentes.

Incentivos de colaboración: Se debe intentar crear un nuevo vínculo de colaboración entre ganadería y flora amenazada. Algunos mecanismos concretos son: el acuerdo en la identificación de las especies y zonas con conflictos, las reuniones periódicas y el acceso a la información del censo ganadero. Deben promoverse incentivos para que los ganaderos se vean involucrados en la conservación vegetal, por ejemplo, buscando puntos de encuentro entre la conservación de las razas autóctonas y la de poblaciones de especies amenazadas.

Planes cinegéticos: Los planes cinegéticos pueden incorporar la información sobre flora amenazada y afectada por la herbivoría en sus territorios, con el objetivo de evitar una sobreexplotación en determinados cotos de caza. La situación más recomendable sería incluir un programa de seguimiento sobre el impacto de la explotación cinegética en la flora y vegetación. La actividad cinegética mantiene especies introducidas en distintas partes del país, y con especial relevancia en los territorios insulares (conejo, muflón, ciervo,...). En estos casos es donde la conservación de la flora amenazada y de forma amplia el mantenimiento de los ecosistemas naturales debe prevalecer sobre cualquier plan cinegético.

Espacios protegidos: Las áreas protegidas tienen bastantes herramientas de gestión en sus planes de uso y gestión. Vallados, diseño de caminos y gestión de visitantes, gestión demográfica y otra serie de medidas se llevan a cabo con gran efectividad. No obstante, nos parece oportuno señalar un tratamiento especial para los pares de especies amenazadas (flora y ungulados) que permita un seguimiento detallado de las interacciones.

Documentos estratégicos: La actividad de conservación requiere de planificaciones a largo plazo y acuerdos estrictos entre distintos actores, y por eso motivo la elaboración de documentos estratégicos es tradicional en los numerosos ámbitos de la biodiversidad, incluidas las especies vegetales. La presente Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina del Ministerio de Transición Ecológica coordina el Grupo de Trabajo de Conservación Vegetal, adscrito al Comité de Flora y Fauna (dependiente de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, establecida en la ley 42/2007). Formado por representantes de todas las CCAA encargados de la gestión de la flora, este comité es el responsable de desarrollar una serie de documentos estratégicos.

Entre ellos, hemos considerado tres estrategias recientes (véase Tabla 6), directamente relacionadas con los temas abordados en el Decálogo.

Tabla 6. Resumen de la consideración de la fragmentación, la herbivoría y la renaturalización en las estrategias generales de conservación redactadas hasta el momento. Todas tienen un mismo objetivo “sentar las bases de planificación y reforzar la coordinación intra e interadministrativa para mejorar el estado de conservación de un listado de plantas [...] eliminando o reduciendo las amenazas que surgen y asegurando su viabilidad a largo plazo en el medio natural”.

Fragmentación	Herbivoría	Renaturalización
Estrategia de ambientes costeros, 2018. 56 plantas protegidas a nivel nacional y 136 especies protegidas a nivel autonómico (GTCV 2018a).		
Más del 50 % de las amenazas registradas para estas plantas se deben al urbanismo, y el resto están ligadas a este proceso (accesos a pie o a motor y usos recreativos). Se han desarrollado medidas relacionadas con este problema. Además se hace un requerimiento expreso para luchar contra la fragmentación.	La estrategia dice sobre el papel de la herbivoría “no es <i>per se</i> necesariamente negativa (ni tampoco necesariamente positiva). En las acciones recomendadas se destaca: “Abordar la problemática desde un enfoque sectorial, teniendo en cuenta todas las facetas del contexto, y desarrollar actuaciones enfocadas a la concertación de intereses con el sector implicado y a la búsqueda de soluciones basadas en la mediación y el diálogo directo con los usuarios”.	La estrategia sugiere asociar las medidas de control a restauraciones ecológicas o de mejora del hábitat. Entre las acciones recomendadas destacamos: “Restaurar o realizar actuaciones de gestión para la mejora de los biotopos degradados, tanto dentro de las áreas de distribución natural conocida de las especies como en los espacios potencialmente adecuados”. Por lo que respecta a la fragmentación se pide “disponer de un análisis de conectividad y fragmentación de las poblaciones que identifique barreras o puntos críticos para la conectividad de las poblaciones”.
Rupícolas: 2018. Tiene en consideración 82 taxones (GTCV 2018b).		
La estrategia dice: “En estas plantas es especialmente necesario diferenciar el aislamiento de las poblaciones con origen antrópico y reciente de la rareza natural, ya que ésta es una característica de las especies de estos medios que, por sí misma, no supone una amenaza”.	El documento pone de manifiesto los problemas de la herbivoría tanto doméstica como silvestre, “si bien el origen del problema y la forma de abordarlo podría ser diferente”. Denota los problemas de los animales asilvestrados de origen doméstico y el comportamiento diferencial de las especies rupícolas facultativas en los enclaves más accesibles. La estrategia desarrolla una serie de medidas destinadas a gestionar la amenaza de la ganadería para las plantas de este hábitat.	Se contemplan medidas de restauración de hábitats (aunque no se especifican). Por lo que respecta a la fragmentación, se pide “disponer de un análisis de conectividad y fragmentación de las poblaciones que identifique barreras o puntos críticos para la conectividad de las poblaciones” y “prestar especial atención a la conservación o restauración de las localidades que funcionen como corredores naturales.” En el tratamiento de la herbivoría también señala la necesidad de contar “conjuntamente con las actividades ganaderas.”
Altas cumbres, 2019. Lista 424 plantas (GTCV 2019).		
Entre las medidas se pide crear nuevos núcleos poblacionales, donde se recomienda: Seleccionar los enclaves teniendo en cuenta criterios de conectividad natural de las poblaciones. En cuanto a la delimitación de áreas críticas uno de los criterios es: “que se localicen en puntos estratégicos para la conectividad de las poblaciones.” Sobre el efecto del cambio climático: “las especies protegidas de alta montaña se caracterizan por ocupar unos ambientes distribuidos de modo discontinuo, lo que limita fuertemente las posibilidades de desplazamiento latitudinal ante el cambio previsible de las condiciones ambientales”.	La estrategia dedica un análisis en profundidad de la herbivoría en las montañas. Pidiendo “información detallada de cada situación concreta”. Dice “Si bien la herbivoría puede provocar daños sobre las especies de altas cumbres, también tiene efectos de dosificación de la competencia de otras especies vegetales”. Un aspecto importante señalado es “identificar el punto de equilibrio donde la carga de herbívoros sea la adecuada para permitir su conservación a largo plazo”. La estrategia enumera de forma pormenorizada medidas para gestionar la herbivoría y aboga para que sean “flexibles y adaptativas, de modo que puedan ajustarse según los resultados que se vayan obteniendo.” La gestión del ganado doméstico es preciso abordarla “desde una perspectiva de concertación de intereses con el sector ganadero por los posibles conflictos”.	Por lo que respecta a la restauración dice “es factible plantearse proyectos de restauración destinados a favorecer, por ejemplo, las condiciones de asentamiento asistido o natural de nuevas poblaciones”.

Conviene también mencionar la existencia de una estrategia sobre conectividad e infraestructura verde (véase Valladares, Gil *et al.* 2017). Las amenazadas relacionadas con la pérdida o transformación de los hábitats para el grupo de la flora amenazada coinciden con los factores identificados como causantes de fragmentación ecológica en dicha estrategia: urbanización, intensificación agrícola, cambios en la cubierta vegetal, infraestructura de transporte, entre otros.

El documento no menciona a la flora en particular (aunque sí a las especies amenazadas en general), bien es cierto que no todas las plantas amenazadas serían objetivo de esta estrategia verde, porque la reconexión no es recomendable de forma generalizada. No obstante, son tres los puntos de la Estrategia que estimamos interesantes: indicadores, elementos de conectividad y actividades de restauración. Para el primero, el tipo y escala de la fragmentación experimentada por los vegetales hace que la flora amenazada puede ser un indicador excelente de los cambios en los usos del suelo. Para el segundo, la estrategia identifica hasta 69 elementos distintos relacionados con la mejora de la conectividad. Muchos, sobre todo a escala local, pueden contribuir a mejorar la conectividad de las poblaciones de plantas amenazadas allí donde se precise. Además, pensamos que el estudio de la fragmentación en la flora amenazada añade otros nuevos, en concreto los parches que mejoran la llamada conectividad funcional en la estrategia, relacionada con la interconexión metapoblacional de las poblaciones de plantas amenazadas.

Finalmente, el tercer punto de encuentro, la restauración ecológica, tiene en nuestro país un hábitat con amplia experiencia en restauración y en muchos casos severamente fragmentado: los sistemas dunares (Gracia Prieto 2009; EEA, 2020), que puede ser útil en la identificación de los elementos de la infraestructura verde de la estrategia. Precisamente los sistemas dunares concentran numerosas plantas en peligro (véase los relictos turísticos del punto 6 y la estrategia de ambientes costeros, mencionada más arriba). La experiencia en gestión para estas plantas puede complementar las acciones de restauración ecológica litoral, con el ánimo de proteger hábitats y plantas singulares al mismo tiempo.

Además, y generalmente de la mano de la aplicación de los planes de recuperación, son cada vez más las especies amenazadas que han sido objeto de reintroducciones y gestión demográfica en nuestro país, de nuevo, experiencia que puede trasladarse a la restauración ecológica y a la gestión de los elementos de la infraestructura verde.

Gestión y renaturalización

El presente apartado ofrece unas breves pautas para, a nuestro modo de ver, intentar enmarcar las herramientas de gestión señaladas a lo largo del documento, y en este último punto, dentro de un modelo de renaturalización general para la flora amenazada.

Podemos empezar hablando sobre el enfoque que ofrece la disciplina de la Biología de la Conservación, desarrollando una batería de herramientas en torno a la gestión de especies y espacios, algunas de las cuales hemos visto que se vienen aplicando para los problemas concretos de la herbivoría o la fragmentación (vallados de exclusión, valoraciones de viabilidad demográfica y metapoblacional, reintroducciones, microrreservas, etc.).

No obstante, las herramientas de gestión actuales buscan una compatibilidad con las actividades antrópicas que, si bien afortunadamente en muchos casos garantizan la supervivencia de las poblaciones a proteger, cada vez con más frecuencia, son más sofisticadas e intervencionistas, y alejan a las poblaciones de sus contextos evolutivos naturales. Ya hemos mencionado con anterioridad la espiral antrópica de las medidas de conservación, donde una amenaza o modificación es contrarrestada por unas medidas que crean más artificialidad en la especie o en el hábitat (aunque aseguren su supervivencia), así se mantiene el sistema intervenido, hasta que surja una nueva fuente de riesgo y genere de nuevo otras medidas más artificiales (Domínguez Lozano 2019).

Como es lógico, no solo la disciplina conservacionista es responsable de la gestión de la biodiversidad, en el caso de las estrategias reseñadas más arriba la Restauración Ecológica también se identifica como una herramienta válida en la gestión de la biodiversidad. La Sociedad para la

Restauración Ecológica establece el llamado “continuo de la restauración” donde, dependiendo los objetivos posibles para cada territorio se establecen distintos enfoques de restauración de ecosistemas: primero una reducción de impactos, luego una remediación y finalmente la rehabilitación completa del ecosistema natural (Gann, McDonald *et al.* 2019).

Estos procesos de restauración pueden también resultar en una ausencia de naturalidad en territorios. Pensemos que en este continuo de restauración podemos encontrar situaciones como plantaciones forestales, o los parques públicos urbanos, o considerando procesos, la herbivoría ganado doméstico o de herbívoros introducidos, que se podrían incluir dentro de acciones destinadas a la restauración final de los hábitats. Se han recobrado funciones esenciales del ecosistema: estos tres casos, fisiografía, cubierta vegetal y control de las comunidades pioneras respectivamente pero la naturalidad está ausente, y no hay posibilidad de recuperar el contexto evolutivo original. En estos casos la restauración es sustituida por una rehabilitación o reclamación, siguiendo la terminología de dicha disciplina.

Es cierto que nos hallamos ante un problema generalizado de pérdida de biodiversidad y que la urgencia en muchos casos nos impide una planificación sencilla. Restauración Ecológica y Biología de la Conservación pueden ir de la mano para encontrar una renaturalización de especies y hábitats que nos evite la espiral antrópica. En ese proceso de búsqueda de medidas recomendamos acciones de renaturalización tendientes a simplificar los programas, los planes, y las medidas de gestión para evitar un intervencionismo constante. A continuación, y de forma muy breve, pasamos a revisar algunos de los puntos que, a nuestro juicio, podrían contribuir a mejorar la gestión de las dos amenazas: la herbivoría y la fragmentación.

Instrumentos financieros. Como no podría ser de otra forma, es necesario engranar los recursos financieros para las actuaciones sobre herbivoría y fragmentación con el resto de presupuesto y recursos económicos de los territorios. Un análisis de este asunto escapa a las capacidades del Decálogo. Pero simplificar las medidas de conservación y reducir el nivel de intervención mejoraría la financiación de las actividades de conservación sobre la flora amenazada.

Políticas de conservación y documentos estratégicos. En el presente, algunas de las estrategias señaladas arriba tienen un desarrollo práctico con ensayos de campo que se financian desde el Ministerio de Transición Ecológica, como parte de las competencias que tiene encomendadas relativamente entre otras cosas, a la formulación de dichas estrategias. Los ensayos tratan de probar en campo medidas que luego se van a proponer como directrices en esas estrategias. El Grupo de Trabajo Conservación Vegetal de la Subdirección de Biodiversidad participa en la elaboración de las propuestas, buscando la utilidad de los resultados en los ensayos de campo sobre el mayor número de territorios y especies.

La renaturalización de la flora amenazada puede incorporarse a las estrategias de plantas hoy ahora producidas usando esta posibilidad de ensayos de campo. Más teniendo en cuenta que las ideas vertidas en el presente decálogo sobre herbivoría y fragmentación entroncan directamente con las expresadas en las distintas estrategias. A nuestro juicio son tres los aspectos concretos novedosos no tratados: la inclusión del seguimiento de la fragmentación en los programas de seguimiento actuales, el fomento de las políticas de gestión no intervencionistas, entre las que se pueden incorporar las actuales soluciones basadas en la naturaleza (Maes y Jacobs 2017), futura sustitución o intercambio en el papel de la herbivoría de rebaños de ganado o de ungulados silvestres.

Áreas protegidas. Pensamos que articular la alternancia de densidades (en la práctica la sustitución de ganado doméstico por animales silvestre en la mayoría de los casos) en los mecanismos de gestión actuales es más fácil en espacios protegidos. Las áreas de máxima protección, y en concreto los parques nacionales, pueden ser un laboratorio para la gestión si iniciasen experiencias de sustitución de la ganadería por los ungulados silvestres. A nadie escapa tampoco que estas áreas constituyen el escenario inicial para el necesario incremento de las funciones de los depredadores naturales, incluida la conservación de la flora amenazada. En general, las acciones de renaturalización tienen más posibilidades de desarrollo en los parques nacionales, o áreas similares.

Programas de gestión de flora y recursos humanos. Poco a poco los programas de gestión y las plantillas de profesionales en las diferentes CC.AA. incorporarán los postulados de la renaturalización.

Vemos dos aspectos concretos en la gestión de la herbivoría. En primer lugar, programas y técnicos serán responsables de la renaturalización de los vallados de exclusión. En segundo lugar, prepararán en el futuro la incorporación del control de los herbívoros por los depredadores naturales en las actividades de gestión de la flora amenazada.

Para la inclusión de la renaturalización en los programas de gestión relativos a la fragmentación debe pensarse en primer término en la colonización. Son ya muchos los técnicos de conservación que se han visto involucrados en actividades clásicas de reintroducción o translocación de especies. Esta experiencia puede reinterpretarse para que estos núcleos creados puedan también favorecer la conexión con los núcleos naturales en los casos que así se requiera.

Más complicada resulta la gestión de las respuestas relacionadas con la dispersión, existiendo casi siempre un conflicto entre las posibilidades de conexión de los parches fragmentados y las actividades humanas que generan la desconexión, muchas tienen que ver con necesidades básicas de la sociedad: urbanización y movilidad humana o de sus mercancías. Como ya se ha señalado en numerosas ocasiones, los técnicos territoriales de biodiversidad deben participar en el proceso de toma de decisiones sobre infraestructuras de comunicación y sobre la urbanización, para tratar de compatibilizar, en la medida de lo posible, las necesidades de movimiento que tiene la biodiversidad y también las sociedades humanas.

El Decálogo

El último punto del documento extracta las principales ideas y conclusiones de los apartados anteriores.

Punto 1: La renaturalización de la flora amenazada es un fin conservacionista aceptado. **La herbivoría y la fragmentación son dos de las amenazas más comunes para la flora en peligro.** Se ha seleccionado un grupo de especies como muestra de la situación general. **Se pretende introducir el objetivo de la renaturalización en la gestión actual de la biodiversidad vegetal.**

Punto 2: Los herbívoros silvestres forman parte del bioma mediterráneo. La elevada densidad de ungulados supone un problema para la flora amenazada en determinados territorios, pero también la ausencia de herbivoría en otros. **La gestión botánica debe incorporar ambas situaciones en sus medidas de conservación.**

Punto 3. Los vallados de exclusión son una medida generalizada para evitar el impacto negativo de la herbivoría en las plantas amenazadas. **En aras de la renaturalización se recomienda utilizar otros métodos de gestión de la herbivoría, y, en la medida de lo posible, la eliminación progresiva de los vallados existentes.**

Punto 4. La ganadería tradicional está en regresión y con ella una dinámica de la vegetación que favorecería a especies colonizadoras de calveros o lugares abiertos, algunas de ellas amenazadas. Es posible encontrar situaciones donde la conservación de una planta silvestre coincide con la conservación de una raza de ganado autóctona. **La renaturalización de la herbivoría debe contemplar la alternancia de densidades de herbívoros silvestres y domésticos.**

Punto 5. La fragmentación natural o mosaicismo está muy extendida en la flora amenazada. A este patrón natural, se añade la fragmentación artificial, producto de las actividades humanas. **El análisis metapoblacional es una herramienta útil para la gestión de las poblaciones fragmentadas si se cumplen unas condiciones particulares,** relacionadas con la calidad de la información y la naturaleza de los sistemas fragmentados.

Punto 6. La fragmentación urbana supone un caso extremo. En último término, ha propiciado la convivencia entre una biodiversidad natural y otra cultural. **Para el mantenimiento de ambas en la ciudad es necesario una gestión integrada.**

Punto 7. Para ofrecer medidas de conservación en el estudio de casos concretos de sistemas fragmentados es necesario conocer muy bien la distribución tanto de los parches ocupados como de los vacíos, así como una medida de las capacidades de dispersión y colonización entre ellos. **Se recomienda establecer un programa nacional de cartografía de detalle de especies amenazadas que permita la delimitación de polígonos poblacionales (cartografía de polígono).**

Punto 8. En el horizonte de renaturalización futuro se contempla la no intervención como una alternativa a la gestión conservacionista intensiva. **Para reducir el intervencionismo en la gestión de la flora amenazada se recomienda considerar el efecto de las perturbaciones naturales** en la gestión y la alternancia o sustitución de herbivorías, reconociendo el papel de los ungulados silvestres (y en su defecto del ganado) en la conservación de la flora amenazada. Los hábitats artificiales y los secundarios son posibles objetivos de renaturalización.

Punto 9. Existen bastantes instrumentos de gestión, incluida la infraestructura de coordinación entre distintas administraciones. Sin embargo, identificamos puntos mejorables: **a) la escala municipal está por el momento muy poco desarrollada, b) se identifica la necesidad de potenciar el colectivo de gestores botánicos, que está poco reconocido, y finalmente c) las pautas de renaturalización no están incluidas en los instrumentos o medidas de gestión actuales.**

Punto 10. Este Decálogo es una inquietud del grupo de trabajo del proyecto SOS-flora con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica.

Agradecimientos

Beatríz Pías y Francisco Cabezas (integrantes del equipo UCM de SOS-flora) por sus ideas y trabajo durante el desarrollo del proyecto.

Estrella Alfaro Saiz (Universidad de León, herbario) valoró el estado de algunas plantas de la cornisa Cantábrica.

Juan Bernardo Martín Corral (Ayto. de Barcelona, área de medio ambiente) precisó algunos datos de fragmentación en la ciudad de Barcelona.

Los mapas sobre riqueza de herbívoros y sobre densidad de ganado han sido elaborados por Beatriz Serrano Sánchez y Sergio López López, respectivamente.

Carmen Estrada y Antonio Rivas Rangel permitieron mejorar el sistema de parches de *Euphorbia gadihana* en Cádiz.

Juan Rita (Universidad de Baleares) y Pedro Sosa (Universidad de Gran Canaria) contribuyeron a precisar el papel del ganado no censado en las floras amenazadas insulares.

Tony Rebelo (Kirstenbosch Botanical Garden) indicó la recuperación del parque periurbano de Tokai en Ciudad del Cabo.

Algunos de los datos analizados en este trabajo provienen de:

- el programa REGA de la Subdirección General de Sanidad e Higiene Animal, MAPA.
- los proyectos AFA y SEFA de la Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina del Ministerio de Transición Ecológica.
- el sistema FAME de la Junta de Andalucía para el seguimiento de flora amenazada y de interés.

El Espacio Natural de Doñana (Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible) de la Junta de Andalucía ofreció información y precisiones en torno al papel de la herbivoría en la flora amenazada de Doñana.

Los mapas de este proyecto se han elaborado con el software libre QGis, utilizando la base cartográfica Natural Earth: <https://www.naturalearthdata.com/>.

Bibliografía

- Aedo, C., Medina, L., Barberá, P. y Fernández-Albert, M. 2015. Extinctions of vascular plants in Spain. *Nordic Journal of Botany* 33: 83-100.
- Anónimo. 2014. *LIFE ANTIDOTO: A new strategy against the poisoning of large carnivores and scavenger raptors*. Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, Assergi.
- Anónimo. 2020. *Programa de actuación del plan de recuperación y conservación de especies de altas cumbres de Andalucía. Año 2015-2019*. Junta de Andalucía.
- Aronson, M.F., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., Warren, P.S., et al. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20133330.
- Aymerich, P., Oliver, X., Mendez, S., Mangeot, A., Martin, M. y Tenas, B. 2020. Seguiment del'endemisme dels Pirineus orientals *Delphinium montanum* per la xarxa transfronterera FloraCat. Actes del XII Col·loqui Internacional de Botànica Pirenaico-Cantàbrica. 3,4 i 5 juliol 2019, Girona.
- Aymerich, P., García-Petit, J. 2002. Mountain ungulates and the conservation of scarce plant species: the cases of *Delphinium montanum* and *Xatardia scabra*. *Pirineos* 137: 227-230.
- Bañares Baudet, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. y Ortiz, S. 2003. *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Beaujean, S., Nor, A.N.M., Brewer, T., Zamorano, J.G., Dumitriu, A.C., Harris, J. y Corstanje, R. 2021. A multistep approach to improving connectivity and co-use of spatial ecological networks in cities. *Landscape Ecology* 36: 2077-2093.
- Belpinati, M. y Font Garcia, J. 2013. La conservació de l'endemisme *Silene sennenii* en un paisatge fragmentat. Raresa antròpica o natural? *Annals de l'Institut d'Estudis Empordanesos* 44: 315-330.
- Benthien, O., Braun, M., Riemann, J.C. y Stolter, C. 2018. Long-term effect of sheep and goat grazing on plant diversity in a semi-natural dry grassland habitat. *Heliyon* 4: e00556.
- Bradshaw, C.J.A., Ehrlich, P.R., Beattie, A., Ceballos, G., Crist, E., Diamond, J., Dirzo, R., et al. 2021. Underestimating the challenges of avoiding a ghastly future. *Frontiers in Conservation Science* 1.
- Brian, J.W. 2015. Top-down control of rare species abundances by native ungulates in a grassland restoration. *Restoration ecology* 23: 465-472.
- Buira, A., Cabezas, F., Aedo, C. 2020. Disentangling ecological traits related to plant endemism, rarity and conservation status in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and conservation* 29:1937-1958.

- Buitrago Bravo, P.P., Luengo Nicolau, E. y Ubaldo Gosálvez Rey, R. 2022. Bosques aluviales residuales (hábitat 91E0) en Los Montes de Ciudad Real (Castilla-La Mancha): distribución, factores geoecológicos y estado de conservación. En: Beato Bergua, S., Poblete Piedrabuena, M. Á., Rodríguez Pérez, C. (eds.), *La naturaleza atlántica: hábitats, patrimonio y vulnerabilidad - II Congreso Iberoamericano y XII Congreso Español de Biogeografía - 5-8 de junio de 2022*, pp. 217-227, Pola de Somiedo (Asturias, España).
- Carqué Álamo, E., Villalonga, M., Marrero Gómez, M.V. y Baudet, A. 2004. Influencia de los herbívoros introducidos en la supervivencia de *Stemmacantha cynaroides* (Asteraceae). Una especie amenazada de las Islas Canarias. *Vieraea* 32: 97-105.
- Che-Castaldo, J.P. y Neel, M.C. 2016. Species-level persistence probabilities for recovery and conservation status assessment. *Conservation Biology* 30: 1297-1306.
- Chetcuti, J., Kunin, W.E. y Bullock, J.M. 2020. Habitat fragmentation increases overall richness, but not of habitat-dependent species. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8.
- Collins, S.L., Knapp, A.K., Briggs, J.M., Blair, J.M. y Steinauer, E.M. 1998. Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280: 745-747.
- Concepción, E.D., Obrist, M.K., Moretti, M., Altermatt, F., Baur, B. y Nobis, M.P. 2016. Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosystems* 19: 225-242.
- Corlett, R.T. 2016. Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing World. *Trends in Ecology & Evolution* 31: 453-462.
- Costa Tenorio, M., Morla Juaristi, C. y Sainz Ollero, H. 1990. La evolución de los bosques en la península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. *Ecología Fuera de serie* 1: 31-58.
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., Ngo, H.T., Agard, J., Arneeth, A., Balvanera, P., et al. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366: eaax3100.
- Domínguez Lozano, F. 2019. ¿Qué sabes sobre biodiversidad? Preguntas y respuestas en torno a la Biología de la Conservación. Mundi-Prensa, Madrid.
- Domínguez Lozano, F. y Schwartz, M.W. 2005a. Comparative taxonomic structure of the floras of two mediterranean-climate regions: Iberia and California. *Diversity and Distribution* 11: 399-408.
- Domínguez Lozano, F. y Schwartz, M.W. 2005b. Patterns of rarity and taxonomic group size in plants. *Biological Conservation* 126: 146-154.
- Domínguez Lozano, F., Zurdo Jorda, J. y Sánchez de Dios, R. 2020. The role of demography and grazing in the patterns of endangerment of threatened plants. *Global Ecology and Conservation* 23.
- Domínguez Lozano, F., Atkins, K.J., Moreno Sáiz, J.C., Sims, A.E. y Dixon, K. 2013. The nature of threat category changes in three Mediterranean biodiversity hotspots. *Biological Conservation* 157: 21-30.
- EEA 2020. *European Environment Agency. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Eviner, V.T. 2016. Grasslands. En: Mooney, H., Zavaleta, E., Chapin, M. C. (eds.), *Ecosystems of California*, pp. 449-478. University of California Press.
- Ewers, R.M. y Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews* 81: 117-142.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34: 487-515.
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J.R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D.J., Eigenbrod, F., et al. 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230: 179-186.
- Fenu, G., Cogoni, D. y Bacchetta, G. 2015. The role of fencing in the success of threatened plant species translocation. *Plant Ecology* 217: 207-217.
- Fernández, N., Navarro, L. y Pereira, H. 2017. Rewilding: a call for boosting ecological complexity in conservation. *Conservation Letters* 10: 276-278.

- Fiedler, P.L. 1987. Life-history and population-dynamics of rare and common mariposa lilies (*Calochortus* Pursh, liliaceae). *Journal of Ecology* 75: 977-995.
- Fischer, J. y Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Forest Europe. 2020. *State of Europe's Forests 2020*. <https://foresteurope.org/state-europes-forests-2020/>.
- Forman, R.T.T. 1997. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fox, J., Yangzong, C., Dunzhu, G., Dorji, T. y Richard, C. 2008. Biodiversity conservation and pastoralism in the Tibetan Chang Tang; coexistence or conflict? *Journal of the International Association of Tibetan Studies* 4.
- Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., et al. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27: S1-S46.
- Gluesenkamp, D., Chassé, M., Frey, M., Parker, V., Vasey, M. y Young, B. 2010. Back from the brink: A second chance at discovery and conservation of the Franciscan manzanita. *Fremontia* 37/38: 3-17.
- Goddard, M.A., Dougill, A.J. y Benton, T.G. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 90-98.
- Gómez, J.M. 2005. Long-term effects of ungulates on performance, abundance and spatial distribution of two montane herbs. *Ecological Monographs* 75: 231-258.
- Gómez, J.M. y Hódar, J.A. 2008. Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). *Forest Ecology and Management* 256: 1384-1389.
- Gong, B. y Zhang, G. 2014. Interactions between plants and herbivores: A review of plant defense. *Acta Ecologica Sinica* 34: 325-336.
- Gracia Prieto, F.J., Sanjaume, E., Hernández, L., Hernández, A.I., Flor, G., Gómez-Serrano, M.Á. 2009. Dunas marítimas y continentales. En: AA. VV. (ed.), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, pp. 57. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.
- GTCV. 2018a. *Grupo de Trabajo de Conservación Vegetal. Estrategia de conservación y de lucha contra amenazas de plantas protegidas en ambientes costeros. Aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. Ministerio de Transición Ecológica.*
- GTCV. 2018b. *Grupo de Trabajo de Conservación Vegetal. Estrategia de conservación y de lucha contra amenazas de plantas protegidas en ambientes rupícolas. Aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. Ministerio de Transición Ecológica.*
- GTCV. 2019. *Grupo de Trabajo de Conservación Vegetal. Estrategia de conservación y de lucha contra amenazas de plantas protegidas de altas cumbres. Aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. Ministerio de Transición Ecológica.*
- Gutiérrez, J.; Cueto, M., Blanca, G., 2019. *Top ten de las plantas más amenazadas de Andalucía Oriental: taxones endémicos y no endémicos. In* Málaga, U. d. (ed.). Universidad de Málaga. Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico.
- Hahs, A.K. y McDonnell, M.J. 2014. Extinction debt of cities and ways to minimise their realisation: a focus on Melbourne. *Ecological Management & Restoration* 15: 102-110.
- Hahs, A.K., McDonnell, M.J., McCarthy, M.A., Vesk, P.A., Corlett, R.T., Norton, B.A., Clemants, S.E., et al. 2009. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology Letters* 12: 1165-1173.
- Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151-162.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Harrison, S. 1994. Metapopulations and conservation. En: Edwards, P.J., May, R.M., Webb, N.R. (eds.), *Large-scale ecology and conservation biology*, pp. 111-128. British Ecological Society/Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Herrera, C.M. 1989. Biología y ecología de *Viola cazorlensis*. II. Uso de sustratos, reproducción y consumo por los herbívoros. *Anales Jard. Bot. Madrid* 47: 125-138.

- Hitchcock, A. y Rebelo, A. 2017. The Restoration of *Erica verticillata*. *Sibbaldia: the International Journal of Botanic Garden Horticulture* 15: 39-63.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., et al. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1-7.
- Homewood, K. 2008. *Ecology of African pastoralist societies*. Oxford: James Currey.
- Huntly, N. 1991. Herbivores and the Dynamics of Communities and Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 477-503.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2017. *Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. Version 13*. IUCN.
- Ives, C.D., Lentini, P.E., Threlfall, C.G., Ikin, K., Shanahan, D.F., Garrard, G.E., Bekessy, S.A., et al. 2016. Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography* 25: 117-126.
- Jokimäki, J., Suhonen, J. y Marja-Liisa, K.-J. 2018. Urban core areas are important for species conservation: A European-level analysis of breeding bird species. *Landscape and Urban Planning* 178: 73-81.
- Kendal, D., Zeeman, B., Ikin, K., Lunt, I., McDonnell, M., Farrar, A., Pearce, L. y Morgan, J. 2017. The importance of small urban reserves for plant conservation. *Biological Conservation* 213: 146-153.
- Kowarik, I., von der Lippe, M. y Moore, J. 2018. Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. *Journal of Applied Ecology* 55: 2354-2361.
- Laurance, W.F. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13: 595-602.
- Leclere, D., Obersteiner, M., Barrett, M., Butchart, S.H.M., Chaudhary, A., De Palma, A., DeClerck, F.A.J., et al. 2020. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature* 585: 551-556.
- Loidi, J. 2017. *The Vegetation of the Iberian Peninsula*. Springer International Publishing.
- López-Pujol, J., Font, J., Simon, J. y Blanche, C. 2004. Genetic structure and conservation priorities for *Silene sennenii* (Caryophyllaceae), a narrow endemic and critically endangered species of the Iberian Peninsula. 4th European Conference on the Conservation of Wild Plants. 17-20 August 2004, Valencia, Spain.
- López-Sánchez, A., Perea, R., Dirzo, R. y Roig, S. 2016. Livestock vs. wild ungulate management in the conservation of Mediterranean dehesas: Implications for oak regeneration. *Forest Ecology and Management* 362: 99-106.
- Maes, J. y Jacobs, S. 2017. Nature-based solutions for Europe's sustainable development. *Conservation Letters* 10: 121-124.
- Maron, J.L. y Crone, E. 2006. Herbivory: effects on plant abundance, distribution and population growth. *Proc Biol Sci* 273: 2575-2584.
- Martínez Labarga, J.M. 2010. Sureste de la Comunidad de Madrid: un espacio natural desconocido e infravalorado. *Madrid Ecologista* 18: 12-13.
- Mayol, J., Alcover, J., Domenech, O., Moragues, E. y Rita, J. 2018. *La cabra, espècie invasora de les Balears*. Lleonard Muntaner.
- McDonald, R.I., Kareiva, P. y Forman, R.T.T. 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141: 1695-1703.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- McKinney, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161-176.
- Menges, E.S. 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biology* 4: 52-62.
- Milchunas, D.G. y Noy-Meir, I. 2002. Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity. *Oikos* 99: 113-130.

- Monks, L., Barrett, S., Beecham, B., Byrne, M., Chant, A., Coates, D., Cochrane, J.A., *et al.* 2019. Recovery of threatened plant species and their habitats in the biodiversity hotspot of the Southwest Australian Floristic Region. *Plant Diversity* 41: 59-74.
- Moreno-Rueda, G. y Pizarro, M. 2007. The relative influence of climate, environmental heterogeneity, and human population on the distribution of vertebrate species richness in south-eastern Spain. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 32: 50-58.
- Moreno Saiz, J.C., Domínguez Lozano, F. y Sainz Ollero, H. 2003. Recent progress in conservation of threatened Spanish vascular flora: a critical review. *Biological Conservation* 113: 419-431.
- Morris, W.F. y Doak, D.F. 2002. *Quantitative conservation biology. Theory and practice of population viability analysis*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Ordiz, A., Bischof, R. y Swenson, J.E. 2013. Saving large carnivores, but losing the apex predator? *Biological Conservation* 168: 128-133.
- Ozenda, P. 1982. *Les végétaux dans la biosphère*. Doin, Paris.
- Palau, J. 2020. *Rewilding Iberia. Explorando el potencial de la renaturalización en España*. Lynx.
- Parker, V.T., Pratt, R.B. y Keeley, J.E. 2016. Chaparral. En: Mooney, H., Zavaleta, E., Chapin, M. C. (eds.), *Ecosystems of California*, pp. 479-508. University of California Press.
- Perino, A., Pereira, H.M., Navarro, L.M., Fernandez, N., Bullock, J.M., Ceausu, S., Cortes-Avizanda, A., *et al.* 2019. Rewilding complex ecosystems. *Science* 364.
- Planchuelo, G., von Der Lippe, M. y Kowarik, I. 2019. Untangling the role of urban ecosystems as habitats for endangered plant species. *Landscape and Urban Planning* 189: 320-334.
- Plaza, P.I., Martínez-López, E. y Lambertucci, S.A. 2019. The perfect threat: Pesticides and vultures. *Science of The Total Environment* 687: 1207-1218.
- Rabasa, S.G., Sánchez de Dios, R., Cabezas Fuentes, F.J., Pías Couso, M.B. y Domínguez Lozano, F. 2022. Conservation strategies for endangered arable plant *Euphorbia gaditana*. *Conservation Science and Practice* 10.1111/csp2.12657.
- Rando, J.C. 2014. *Informe preliminar sobre la situación del ganado asilvestrado en la Red Natura 2000 en Canarias*. Gobierno de Canarias, Dirección General de Protección de la Naturaleza.
- Rita, J., Capó, M. y Cursach, J. 2022. Eradication of rabbits from islets is essential for conservation of microinsular vegetation and narrow endangered flora: the case of *Medicago citrina* (Fabaceae) in s'Espartar islet (Balearic Islands, Western Mediterranean Basin). *Biodiversity and Conservation* 31.
- Robles, A.B., Ruiz-Mirazo, J., Ramos, M.E., González y Rebollar, J.L. 2009. Role of livestock grazing in sustainable use, naturalness promotion in naturalization of marginal ecosystems of southeastern Spain (Andalusia). En: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., Mosquera-Losada, M. R. (eds.), *Agroforestry in Europe: current status and future prospects*, pp. 211-231. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Rogers, H.S., Beckman, N.G., Hartig, F., Johnson, J.S., Pufal, G., Shea, K., Zurell, D., *et al.* 2019. The total dispersal kernel: a review and future directions. *AoB PLANTS* 11: plz042.
- Salvado, P., Aymerich Boixader, P., Parera, J., Vila Bonfill, A., Martin, M., Quelennec, C., Lewin, J.M., *et al.* 2022. Little hope for the polyploid endemic Pyrenean Larkspur (*Delphinium montanum*): Evidences from population genomics and Ecological Niche Modeling. *Ecol Evol* 12: e8711.
- Sanderson, E.W., Walston, J. y Robinson, J.G. 2018. From bottleneck to breakthrough: Urbanization and the future of biodiversity conservation. *Bioscience* 68: 412-426.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Seddon, G. y Totterdell, C.J. 2005. *The Old Country: Australian landscapes, plants and people*. Cambridge University Press.
- Silvestre Alsina, A., Martín Bravo, S. y Jiménez Mejías, P. 2013. Checklist of vascular flora of the Toruno hill (Alcores region, Alcalá de Guadaíra, Seville). *Lagascalia* 33: 7-18.
- Simon, J., Bosch, M., Molero, J. y Blanché, C. 2001. Conservation biology of the Pyrenean larkspur (*Delphinium montanum*): a case of conflict of plant versus animal conservation? *Biological Conservation* 98: 305-314.

- Sosa Henríquez, P. 2021. La 'guerrilla' de animales asilvestrados que amenaza los bosques canarios. *The Conversation*.
- Soulé, M.E. y Noss, R. 1998. Rewilding and biodiversity. *Wild Earth* 8: 2-11.
- Speed, J.D.M. y Austrheim, G. 2017. The importance of herbivore density and management as determinants of the distribution of rare plant species. *Biological Conservation* 205: 77-84.
- Szlávecz, K., Warren, P. y Pickett, S.T.A. 2011. Biodiversity on the Urban Landscape. En: Cincotta, R. Gorenflo, L. (eds.), *Human population: its influences on biological diversity*, pp. 75-101. Population Action International.
- Tellería, J. 2012. *Introducción a la conservación de las especies*. Tundra.
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación: de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Omega, Barcelona, España.
- Valladares, F., Gil, P. y Forner, A. 2017. (coord.). *Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- Van Meerbeek, K., Muys, B., Schowanek, S.D. y Svenning, J.-C. 2019. Reconciling conflicting paradigms of biodiversity conservation: human intervention and rewilding. *BioScience* 10.1093/biosci/biz106 10.1093/biosci/biz106.
- Varela, E., Górriz-Mifsud, E., Ruiz-Mirazo, J. y López-i-Gelats, F. 2018. Payment for targeted grazing: integrating local shepherds into wildfire prevention. *Forests* 9.
- Zeigler, S.L., Che-Castaldo, J.P. y Neel, M.C. 2013. Actual and potential use of population viability analyses in recovery of plant species listed under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Biology* 27: 1265-1278.
- Zunino, M. y Zullini, A. 2003. *Biogeografía: la dimensión espacial de la evolución*. Fondo de Cultura Económica, Mexico.

ISBN 978-84-18778-03-2



9 788418 778032

La flora rara y endémica ibérica es un patrimonio que debemos proteger. Dentro de esta tarea, hay dos factores que merecen especial atención. El primero de ellos son los animales herbívoros, España es un territorio con más de 24 millones de cabezas de ganado y al menos 9 especies de herbívoros silvestres. El segundo lo constituimos las personas, porque también hablamos de millones cuando nos referimos a los habitantes de este País. Unos y otras compartimos espacio con las plantas silvestres, siendo responsables de al menos dos amenazas directas muy conocidas: la herbivoría y la fragmentación de los hábitats. Un nutrido grupo de expertos repasan problemáticas, medidas de gestión y estrategias de conservación para, a modo de DECÁLOGO, ofrecer alternativas y recomendaciones destinadas a mejorar la convivencia entre plantas amenazadas, animales silvestres y actividades humanas. La finalidad de este trabajo, desarrollado bajo el paraguas del proyecto SOS-flora, ha sido doble, por un lado ayudar en la urgente tarea de la renaturalización de la flora amenazada, y por otro, optimizar los recursos destinados a su protección, abogando, en la medida de lo posible, por una conservación pasiva del patrimonio vegetal ibérico.

