

CONSERVACIÓN VEGETAL



COMITÉ ESPAÑOL
UICN
UNIÓN MUNDIAL
PARA LA NATURALEZA

Boletín de la **Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas**
ÓRGANO DE COMUNICACIÓN DE LA **COMISIÓN DE FLORA DEL COMITÉ ESPAÑOL DE UICN**

24

Ilustración naturalista, botánica y científica: un oportuno lugar de encuentro

"Ilustración científica, naturalista, botánica, astronómica, paleontológica, médica, divulgativa, arte botánico o zoológico, en cualquiera de sus formas, aunque tiene sus propias técnicas y condiciones, concilia el arte y la ciencia; su fin es, en todos los casos, comprender, explicar, interpretar y representar la infinita complejidad de la naturaleza." (Navarro Bohorquez, 2018)

En los últimos tiempos ha reaparecido el interés por la ilustración naturalista, botánica y científica, previamente relegadas a sectores minoritarios y especializados para los que estas disciplinas eran imprescindibles. Posiblemente la atención a la temática naturalista se deba a la búsqueda de una estética más humanizada, alejada de aquella impuesta por la tecnología. También existe una necesidad de poner de manifiesto el espectáculo y belleza que alberga el patrimonio natural y

sus valores, que lo hacen imprescindible para la vida humana, y que ninguna civilización ha atacado con tanta crudeza como la actual.

Esta vuelta a lo artístico, al trazo como complemento o sustituto del píxel, está de enhorabuena en nuestros días con la aparición de jóvenes artistas de todo el mundo dedicados al arte de la ilustración, dando como resultado una enorme



Figura 1*

* Fragmento de la lámina botánica de *Navaea phoenicea* ilustrada por Mercedes Castellano García.



Foto de portada:
Lotus gomerythus
(Javier Martín-Carbajal)

Índice de contenidos

<https://doi.org/10.15366/cv2020.24>

CON EL PATROCINIO DE:



24

1 ARTE Y BOTÁNICA

Ilustración naturalista, botánica y científica:
un oportuno lugar de encuentro.

MERCEDES CASTELLANO

5 MARCO EUROPEO

La década de Naciones Unidas para la Diversidad Biológica:
¿una oportunidad desaprovechada?

ALEJANDRO GONZÁLEZ

8 PANORAMA AUTONÓMICO

Un proyecto de valorización de la biodiversidad vegetal
como fuente de innovación para el desarrollo en el espacio
protegido "ZIR Sierra Grande de Hornachos" (Badajoz).

JOSÉ BLANCO SALAS

Impacto del gran incendio de 2012 en poblaciones de flora
rara y amenazada de la laurisilva del Parque Nacional de
Garajonay y su entorno.

ÁNGEL FERNÁNDEZ, BRUNO YANES, MARTA MARTÍNEZ,
RAMÓN CHINEA, ÁNGEL GARCÍA, RUYMÁN ARMAS
Y DOMINGO GUZMÁN

14 TAXONOMÍA

Breve recorrido por la taxonomía andina: situación actual y
perspectiva de futuro.

JOEL CALVO

Rasgos genéticos poblacionales aclaran el estatus
taxonómico del narciso de Villafuente y respaldan su
conservación.

MÓNICA MEDRANO, JESÚS ROBLES Y CARLOS M. HERRERA

19 CONSERVACIÓN

Conservación genética en islas: riqueza singular, reto plural.

CARLOS GARCÍA-VERDUGO

Estructura y diversidad genéticas de *Dioscorea pyrenaica*
(Dioscoreaceae): hormigas, polinización y dispersión.

ERNESTO PÉREZ-COLLAZOS, JOSÉ GABRIEL SEGARRA-MORAGUES,
LUÍS VILLAR Y PILAR CATALÁN

La conservación y protección de los robles eurosiberianos en
el sector oriental del Sistema Central.

MAR GÉNOVA, ALICIA LÓPEZ, ELENA PAJARÓN,
RUBÉN BERNAL Y JOAQUÍN CASTELO

Reproducción de *Ulmus glabra* Huds. en la región de
procedencia 20: Sierra de Guadarrama-Ayllón.

ISIDORO COLMENERO Y FELIPE MARTÍNEZ

30 MÁXIMO RIESGO

Lotus gomerythus A. Portero, J. Martín-Carbajal & R. Mesa,
historia del descubrimiento de una nueva especie para
La Gomera.

ANA PORTERO ÁLVAREZ, JAVIER MARTÍN-CARBAJAL,
RICARDO A. MESA COELLO

Monitorización ecofisiológica para optimizar
las acciones de conservación en especies amenazadas.

JAVIER LÓPEZ-JURADO, ENRIQUE MATEOS-NARANJO,
FRANCISCO BALAO

36 EDUCACIÓN AMBIENTAL

La esparraguera del Mar Menor, especie endémica de la
región de Murcia en peligro de extinción.

JOSÉ ANTONIO LÓPEZ ESPINOSA

Factores que influyen en la regeneración del sabinar canario
tras el abandono agrícola.

VÍCTOR BELLO-RODRÍGUEZ, JONAY CUBAS, MARCELINO DEL
ARCO Y JUANA M^a GONZÁLEZ-MANCEBO

42 CIENCIA CIUDADANA

Liquency-2: Busca líquenes urbanitas y conoce la calidad
del aire de tu ciudad.

ALEJANDRO BERLINCHES DE GEA Y SERGIO PÉREZ-ORTEGA

45 SIN FRONTERAS

Hacia la evaluación del impacto de la escalada sobre la
biodiversidad vegetal Mediterránea para promover medidas
de conservación transfronterizas: proyecto *WorldClimb*.

MARTÍ MARCH SALAS

48 NOVEDADES SEBICOP

50 NOTICIAS

52 IN MEMORIAM

56 LIBROS Y PUBLICACIONES

60 RECURSOS ONLINE

oferta online de formación en ilustración naturalista, y de algunas titulaciones de ilustración científica y especialmente de ilustración botánica.

Las diferencias entre estas disciplinas son tan sutiles, como abundantes sus lugares de encuentro. Para determinar a qué nos referimos en cada caso, tanto para solicitar la labor de un profesional, como para clasificar un trabajo, o simplemente para hacer un uso correcto de la terminología, vamos a hacer un recorrido por la historia de la ilustración hasta el momento presente.

Un paseo por la historia.

Las primeras muestras de arte botánico se encontraron en forma de dibujos de plantas en las paredes de templos y tumbas del antiguo Egipto como las del Gran Templo de Tutmosis III en Kamak o los famosos murales de la tumba de Nebamun en 1450-1400 AC. Posteriormente, Teofrasto (371-286 AC), pupilo de Aristóteles y conocido como el padre de la botánica, escribió numerosos libros entre los que se incluye la enciclopedia *De historia plantarum*, donde enumeró unas 500 plantas. En el siglo I aparece *De materia medica*, como primer texto ilustrado, compuesto por cinco volúmenes, escritos por el físico romano de origen griego, Dioscórides. En este libro se recogían de manera sistemática unas 600 plantas y más de 1000 usos medicinales procedentes de las mismas. Esta compilación fue ampliamente utilizada, reproducida y traducida, y durante siglos se mantuvo como la más importante obra de plantas medicinales tanto para la cultura cristiana como para la islámica.

Si bien a nivel académico se considera que la ilustración naturalista tuvo su esplendor en la época de las expediciones, es con los dibujos de la obra de Dioscórides, donde se aprecian los primeros atisbos de ilustración naturalista: temática sobre naturaleza, fruto de la observación del artista cuyo resultado son láminas más estéticas que descriptivas. Entre los siglos XII y XIII, debido a la influencia de la cultura bizantina, se utilizó un nuevo estilo de ilustración sofisticada y con un uso destacable de dorados; eran trabajos muy elaborados, pero sin rigor científico en su mayoría. A finales del siglo XIV los ilustradores empezaron trabajar con modelos reales, no sólo bebiendo de las antiguas fuentes del saber sino contrastando esta información con material vivo que crecía en sus jardines o campos cercanos (Cabezas & López Vilchez, 2016).

Ilustración médica y anatómica del Renacimiento

Leonardo da Vinci (1452-1519) fue considerado un pionero de la ilustración médica y científica. Con más de 800 ilustraciones anatómicas, consiguió una mayor comprensión del estudio científico del cuerpo humano. Su capacidad de observación tanto como sus técnicos dibujos le diferenciaron de sus coetáneos, siendo fácilmente distinguibles sus trazos aún en nuestros días. En los últimos años de su vida se sintió atraído por el funcionamiento del corazón. Recientemente se ha confirmado que sus investigaciones en esta materia eran tan avanzadas que siguen siendo válidas, en su mayoría, a día de hoy.

Por otro lado, los ilustradores científicos del Renacimiento empezaron a trabajar desde "la realidad", para explicar el funcionamiento del cuerpo humano, equiparable a una compleja máquina. A veces, se valían de modelos de carne y hueso, como los cuerpos de criminales ejecutados, para

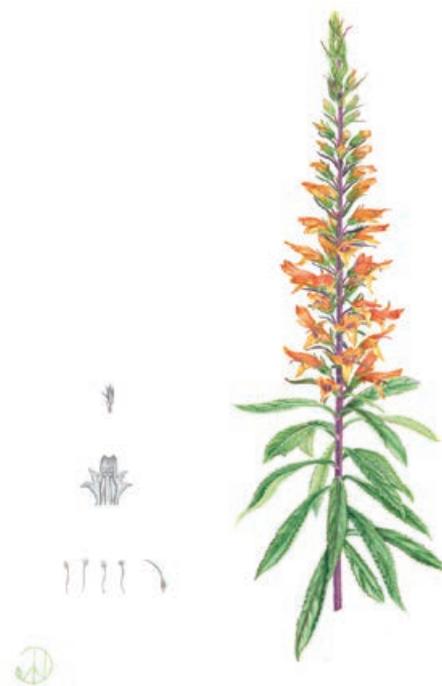


Figura 2: Lámina botánica de *Digitalis chalcontha* ilustrada por Mercedes Castellano García.

sus investigaciones. Hubo quien llevó la obsesión por el saber y por descubrir nuevas teorías a tal extremo que, Andrea Vesalio, anatomista y artista, conocido por realizar disecciones de cadáveres y su observación directa, además de cirugía quirúrgica. Estas prácticas junto a la dedicación, tanto de dibujantes como de científicos, propulsaron la medicina y la comprensión de la anatomía humana a otro nivel (Attenborough *et al.*, 2017).

Así podemos afirmar que, la colaboración entre artistas intentado comprender la ciencia o científicos inmersos en el arte, fue imprescindible para lograr un entendimiento mayor de los nuevos descubrimientos. Esta mezcla de ciencia e ilustración sigue causando fascinación a día de hoy. Y es precisamente esta entrega del artista al servicio de la ciencia lo que genera el nacimiento como tal de la ilustración científica. Un bellissimo ejemplo de este cruce de contribuciones se produjo entre el analista y cirujano Henry Gray y un artista y cirujano farmacéutico londinense, Henry Vandyke Carter. Juntos en 1858 realizaron la obra *Anatomy Descriptive and Surgical* o como es conocida hoy, "Anatomía de Gray".

Otros hitos históricos destacables fueron, primero, la invención del microscopio y posteriormente la aparición del fotograbado en el siglo XIX. Ambos incrementaron la confluencia de conocimientos entre los laboratorios dedicados al estudio bacteriológico y los artistas capaces de mostrar sus descubrimientos en ilustraciones, lo que supuso un gran avance para el desarrollo de la práctica médica.

Ilustración de plantas

La ilustración botánica fue una de las primeras disciplinas científicas en aparecer. Su utilidad era la de ayudar a los boticarios en la elaboración de recetas para los médicos. Más allá de la utilidad médica, la ilustración de plantas descrita por doctores y naturalistas del siglo XVI fue apreciada muchos años más tarde como una forma de expresión artística, volviéndose inspiración incluso para muchos objetos decorativos -como los conocidos estampados de William Morris (Humphrey, 2018).

A *Curious herbal*, la obra escrita e ilustrada por Elisabeth Blackwell en el siglo XVIII, se ganó el apoyo de la Sociedad

de Farmacéuticos y del *Chelsea Physic Garden* en su proyecto de ilustrar las plantas encontradas hasta la fecha, especialmente las halladas en las expediciones transoceánicas (unos 500 ejemplares). El libro supuso una irremplazable fuente de conocimiento en los campos de la botánica, así como de los usos medicinales de las plantas. Como curiosidad, señalar que el mismísimo Sir Joseph Banks, renombrado botánico, contaba con una copia del libro de dicha autora, que llevó a una de las expediciones del Capitán Cook, añadiendo sus propias notas al margen. Su biblioteca de historia natural fue una de las más impresionantes y ricas de la época, encontrándose ahora en el Museo de Historia Natural de Londres (Oxley, 2016).

Siglos XV/ XVII y la ilustración naturalista

Las expediciones al nuevo mundo supusieron no sólo el descubrimiento de nuevas tierras sino de todo lo que ellas contenían: paisajes sorprendentes, montañas de cimas inalcanzables, plantas espectaculares, animales insólitos, etc. Con el deseo de hacer perdurar en el tiempo lo recién descubierto y, aunque a veces, eran los mismos expedicionarios los que hacían bocetos de lo que veían —son conocidos los cuadernos de campo de Alexander von Humboldt o Charles Darwin— en estas expediciones se hizo necesaria la presencia de un artista que complementara con sus dibujos las notas del científico. En estos casos, el objetivo era retratar con detalle aquello que se observaba, buscando un resultado no tan riguroso como estético: la piel de un puma, un ave polinizando una flor, diversos tipos de hongos en su hábitat, o una montaña volcánica con sus distintas medidas. A este tipo de ilustración basada en la observación y en la que hay cabida para una visión más personal del autor se le llama **ilustración naturalista**. Como ejemplo de ello tenemos el trabajo del novelista Herman Melville, autor de la novela *Moby Dick*, cuyos dibujos se sitúan más dentro del naturalismo romántico que de la plasmación científica (Lewis-Jones & Herbert, 2016).

Al mismo tiempo, un mayor interés por la ciencia en general y, particularmente, por la botánica se debió a las nuevas especies de plantas y árboles llegadas de las expediciones a todas partes del mundo. Se trataba de especímenes singularmente exóticos con propiedades medicinales que era necesario describir al detalle para no confundir, por ejemplo, con especies venenosas. Así comenzaron interesantes tiempos para médicos y botánicos, que estudiaban la planta meticulosamente, de forma sistemática, realizando sus caracteres diferenciadores, ocultos a veces al ojo inexperto, imponiéndose la veracidad a la estética. Una labor magnífica de investigación e ilustración hispana fue la llevada a cabo por José Celestino Mutis. Este botánico, además de matemático y lingüista, encabezó la Real Expedición Botánica del Nuevo Reino de Granada, empresa promocionada por Carlos III con distintos objetivos científicos entre los que era de vital importancia la descripción de la desconocida y extensa flora del virreinato de Nueva Granada, que se corresponde con las actuales Colombia, Venezuela, Panamá y Ecuador. La relevancia de esta misión ha sido inmensa para la ilustración botánica, tanto por la cantidad de artistas que participaron en la tarea —unos treinta— como por el número de trabajos realizados: más de seis mil láminas ilustradas (Mutis, 2019).

Actualidad de la ilustración naturalista y científica.

En la actualidad, y a pesar de los excelentes resultados obtenidos a través de la fotografía digital, se siguen utilizando

la ilustración naturalista y la científica —y la ilustración botánica dentro de esta última— no sólo como medios artísticos de representación rigurosa, sino como vías precisas de transmisión del conocimiento. La fotografía no ha desbancado a estas artes, además de por una cuestión puramente estética, porque la fotografía captura lo que ve, mientras que la ilustración muestra lo que se ve, lo que no se ve, y lo que el científico conoce. El avezado ilustrador científico está capacitado para aclarar distintas posiciones de un objeto, de enfatizar ciertos detalles, o de reconstruir un espécimen roto o estropeado, trabajo que una fotografía no puede sustituir. La estructura y el detalle de un sujeto se pueden representar a través del dibujo de disecciones, diagramas detallados, pruebas de color y tantos bocetos como sean necesarios para mostrar de la manera más fidedigna posible el objeto estudiado (Hodges, 2003).

La ilustración botánica se apoya en el material que el botánico trae del campo (datos, fragmentos del vegetal y también de fotografías, y bocetos), a partir del que el ilustrador tiene que extraer la información precisa para traducirla en una imagen comprensible. Un ejemplo de esta necesaria colaboración lo encontramos en la contemporánea Mary Anne Kunkel, ilustradora botánica que dedicó varios años de su vida a dibujar de manera extraordinaria y prolífica la flora canaria, constituyendo esta una obra de referencia tan clarificadora como bella de nuestros endemismos. El equipo formado por la artista y su esposo, el biólogo Günter W.H. Kunkel, ha dejado en el acervo de la ilustración científica un legado excepcional, como queda recogido en su monumental obra “*Flora de Gran Canaria*” recientemente reeditada por el Cabildo de Gran Canaria (Kunkel & Kunkel, 2015).

Por todo ello, la ilustración científica es considerada como un tipo de actividad artística al servicio de la comunicación especializada, realizada para representar con objetividad, rigor y claridad el arquetipo —no el ejemplar— del ser vivo, mineral, o elemento que representamos. La ilustración científica es crítica para diferenciar especies, por ejemplo, plantas endémicas (ver Figs. 1 y 2, láminas de endemismos canarios), nativas o introducidas, mosquitos que transmiten enfermedades, ejemplares de interés medicinal o alimenticio, o para distinguir plantas comestibles de las que son venenosas. Para lograr ese objetivo es necesario documentarse, extraer y sintetizar la información para plasmarla correctamente. Por tanto, se presenta como una disciplina imprescindible para transmitir con exactitud y precisión el trabajo de los investigadores sobre numerosos conceptos y procesos científicos o relacionados con la naturaleza. Lleva muchas veces al espectador al mundo de lo imperceptible a simple vista, desde la pequeñez de una molécula o de un virus, a la inmensidad del universo; de la descripción de la anatomía de un artrópodo, al órgano reproductor de una planta. Podríamos afirmar que, así como el arte refleja la cultura, la ilustración científica revela los descubrimientos de ciencia y tecnología (Alves Pereira, 2016).

Quien toma el camino de la ilustración científica encuentra en éste la fusión perfecta entre arte y ciencia, entre la creatividad y el rigor. Y sucede a veces que el artista aporta información al descubrimiento científico apreciando algún detalle no destacado hasta el momento del dibujo, pues, como señaló Goethe “*no ves una planta del todo hasta que la dibujas*”.

Las ilustraciones científicas que se muestran en las Figuras 1 y 2 han sido elaboradas con grafito y acuarela, por encargo del Jardín Botánico Viera y Clavijo -Unidad Asociada al CSIC (Cabildo de Gran Canaria)

Bibliografía

- Attenborough, D., S. Owens, M. Clayton & R. Alexandratos (2017). *Naturaleza asombrosa en el arte*. Edimat Libros. Madrid.
- Alves Pereira, R.M. (2016). *Ilustração zoológica*. Frente Verso Editora. Belo Horizonte.
- Cabezas, L. & I. López Vilchez (2016). *Dibujo científico, arte y naturaleza, ilustración científica, infografía, esquemática*. Ediciones Cátedra. Madrid.
- De Bray, L. (2005). *The art of botanical illustration*. Quantum Books. London.
- Dioscórides (1998) *De materia medica*. Editorial Gredos. Madrid.
- Henry Gray, F.R.S. (2018) *Gray's Anatomy*. Barnes and Noble. UK.
- Hodges, E. R.S. (2003). *The Guild Handbook of Scientific Illustration*. John Wiley & Sons, Inc.
- Humphrey, S.J. (2018). *Botanical art with scientific illustration*. The Crowood Press Ltd. Marlborough. New Jersey.
- Kunkel, G.W.H & M.A. Kunkel (2015). *Flora de Gran Canaria* (2 volúmenes). Las Palmas de Gran Canaria. Cabildo de Gran Canaria.
- Lewis-Jones, H. & K. Herbert (2016). *Exploradores. Cuaderno de viaje y aventura*. Editorial Geoplaneta. Barcelona.
- Mutis, J.C. (2019) *José Celestino Mutis: Una expedición botánica*. La Fábrica Editorial. Madrid
- Navarro Bohorquez, D. (2108). *La ilustración de la naturaleza*. Revista Bacanika (<https://www.bacanika.com/seccion-cultura/ilustracion-cientifica.html>)
- Oxley, V. (2016). *Botanical illustration*. Quantum Books. London.
- Teofrasto (1988). *Historia de las plantas*. Editorial Gredos. Madrid..

MERCEDES CASTELLANO

Ilustradora de Ciencias Naturales y Botánica (www.mercedescastellano.com) email: m@mercedescastellano.com

Marco europeo

La década de Naciones Unidas para la Diversidad Biológica: ¿una oportunidad desaprovechada?

La segunda década del siglo XXI ha supuesto en materia de conservación de la biodiversidad y del medio ambiente un escenario de muchas sombras y algunas luces. Los indicadores de los límites del planeta han acelerado su declive en este periodo tal y como la ciencia alerta repetidamente, siendo la pérdida de biodiversidad la que más se ha disparado (Lade *et al.*, 2019). Al mismo tiempo, los organismos internacionales han recibido nuevos impulsos bajo el auspicio de Naciones Unidas. El Acuerdo de París provee, al menos en teoría, la herramienta internacional más efectiva para contener el cambio climático, mientras que los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) aspiran a integrar la agenda de lucha contra la pobreza y el respeto a los límites ambientales. Y, aun sin alcanzar la misma relevancia pese a su importancia, el trabajo multilateral por la biodiversidad ha disfrutado del acuerdo internacional más ambicioso posible entre 2011 y 2020. La cuestión es si ha valido para algo.

Contexto general

La cumbre de Río de Janeiro de 1992 sirvió para la creación de las tres grandes convenciones ambientales, con evidentes diferencias en cuanto a su visibilidad: la Convención Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC), la Convención de Lucha contra Desertificación (CLD) y finalmente, el Convenio de Diversidad Biológica (CDB, www.cbd.int para acceder a los acuerdos referidos en este artículo). La primera de ellas, de lejos la más conocida, ha producido dos acuerdos: el Protocolo de Kioto, con objetivos muy limitados de reducción de emisiones y sólo para países

ricos, pero de obligado cumplimiento, y el Acuerdo de París, que tiene alcance cuasi global, un objetivo de contención del aumento de la temperatura global por debajo de 1,5°C, pero de cumplimiento voluntario. El Acuerdo de París tiene, además, algunas acciones consideradas hacia los océanos y los bosques. Pero sobre todo destaca por lo enormemente difícil que fue lograr ese acuerdo, cuyas negociaciones se iniciaron en 2007 y no terminaron hasta 2015.

Por su parte, el CDB, además de haber funcionado a través de siete programas específicos sobre islas, agricultura, bosques, etc., acredita ser el único convenio donde ha existido voluntad de los estados para llegar a acuerdos internacionales en un tiempo razonable. Bajo este Convenio, se han aprobado los Protocolos de Cartagena (de bioseguridad) y Nagoya (de derechos sobre los recursos biológicos), así como el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020.

Finalmente, la reedición de la cumbre de Río 92 durante 2020 supuso otro hito al reformular la agenda de desarrollo de los países empobrecidos para integrarla en los ODS, de tal manera que la lucha contra la pobreza en los países con menor huella ecológica no entrara en conflicto con los límites ambientales.

Las Metas de Aichi de Diversidad Biológica

En 2010 en Nagoya (Japón), durante la Conferencia de las Partes (COP 10) la mayoría de los países aprobaron el acuerdo medioambiental más ambicioso de la historia. El Plan Es-



Figura 1. Marco estratégico de acción para detener la pérdida de biodiversidad (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2014).

tratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 resultante significa un salto sin precedentes para la acción global para la conservación de la biodiversidad gracias a una serie de elementos. El primero es la *visión* a largo plazo (2050) de convivencia armónica con la naturaleza. Para conseguirlo, presenta una ambiciosa *misión* a corto plazo para el final de la década de detener la pérdida de diversidad biológica.

El segundo elemento es el cambio de paradigma en el reconocimiento de las causas subyacentes a la pérdida de diversidad y extinción de especies. Más allá de las causas directas (persecución y caza, especies invasoras, cambio climático, pérdida de hábitats), el Plan Estratégico reconoce una serie de “causas subyacentes” que alimentan a las directas: el sistema económico y comercial, la falta de consideración de la biodiversidad en la toma de decisiones o la creencia de que pueden sustituirse los servicios ecosistémicos por tecnología. Por ello, incluye objetivos concretos respecto a estos factores impulsores de pérdida de biodiversidad.

Finalmente, el tercer elemento es la ambición: este Plan se estructura en 20 metas concretas conocidas como Metas de Aichi (en referencia a la prefectura donde se ubica Nagoya) que se enfocan tanto en las presiones directas como en las indirectas a través de diferentes objetivos estratégicos (OE) que engloban las Metas, además de otros como la facilitación de la implementación de la acción (Fig. 1). Así en el primer OE centrado en las causas subyacentes-mencionadas anteriormente-incluye metas como la concienciación global o la eliminación de subsidios perjudiciales para la biodiversidad. En el segundo, se plantea la reducción de las presiones sobre los hábitats, con objetivos como la pesca sostenible. El tercer OE contempla metas relacionadas con las especies amenazadas o la creación de áreas protegidas terrestres y marinas. El cuarto OE está dedicado a la protección de los beneficios y servicios de los ecosistemas como el almacenamiento de carbono o la implementación del Protocolo de Nagoya. El quinto y último, que sirve a las medidas de implementación, incorpora metas de gobernanza e inversión en medidas y conocimiento. Para acompañar estas metas, se diseñó un modelo de asociación entre entidades como la UICN, gobiernos u ONGs conservacionistas para proponer indicadores de seguimiento y nutrirlos con datos abiertos.

El cierre de la cumbre de Nagoya se consideró un éxito de negociación, además de por la amplitud de las Metas de Aichi, por la aprobación de otros elementos: no solo el Protocolo

de Nagoya, sino también la declaración del Decenio de la Diversidad Biológica en el cual los países se comprometían a realizar un esfuerzo continuado de concienciación sobre la biodiversidad, usando recursos educativos comunes (aunque pocos países realmente llegaron a ejecutar este compromiso). Por otro lado, aunque no es un producto propiamente derivado de la cumbre de Nagoya, evidentemente destaca la creación de la Plataforma Intergubernamental para la Biodiversidad y los Servicios de los Ecosistemas (IPBES), que es el organismo científico análogo al IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático), pero para la biodiversidad. Sin tener su impacto mediático, se ha revelado como una entidad más ágil a la hora de emitir los informes técnicos encomendados. Destaca, por ejemplo, el informe sobre el declive de los polinizadores y el impacto sobre la conservación vegetal (IPBES, 2016).

Objetivos cumplidos

A pesar de la fuerza y el optimismo con el que se alcanzó el acuerdo, la evidencia científica al final del periodo en vigor deja claro que no se espera, en términos generales, alcanzar la misión que definía el Plan Estratégico. La valoración que se dispone a día de hoy arroja dos conclusiones. En primer lugar, los sistemas de indicadores propuestos para el seguimiento de los avances han resultado confusos, completamente vacíos de información en algunos casos o heterogéneos en otros, dependiendo de cada país o de la entidad que proveía esos datos. En segundo lugar, los informes publicados en 2019 y 2020 (CDB, 2020; IPBES, 2019; WWF, 2020) coinciden en que las tendencias de destrucción de la biodiversidad no quedarán revertidas este año. En la mayoría de las Metas de Aichi, se identifican progresos moderados, pero ciertamente insuficientes para llegar a los objetivos propuestos. De este modo, se detectan avances satisfactorios en la producción de conocimiento científico y la aprobación del Protocolo de Nagoya que ya está en vigor, y que influye incluso en la manera en que se están recolectando los pliegos de herbario en algunos países. La evaluación del Convenio muestra que cuando se han implementado políticas locales de preservación de los servicios ecosistémicos, es posible contener las presiones sobre recursos naturales como los pesqueros. Y, muy importante, se ha avanzado rápidamente a la hora de definir y establecer legalmente nuevas áreas terrestres protegidas en todo el planeta (por ejemplo, España, durante esta década, ha aprobado en las Comunidades Autónomas la inmensa mayoría de los planes de gestión de los territorios de

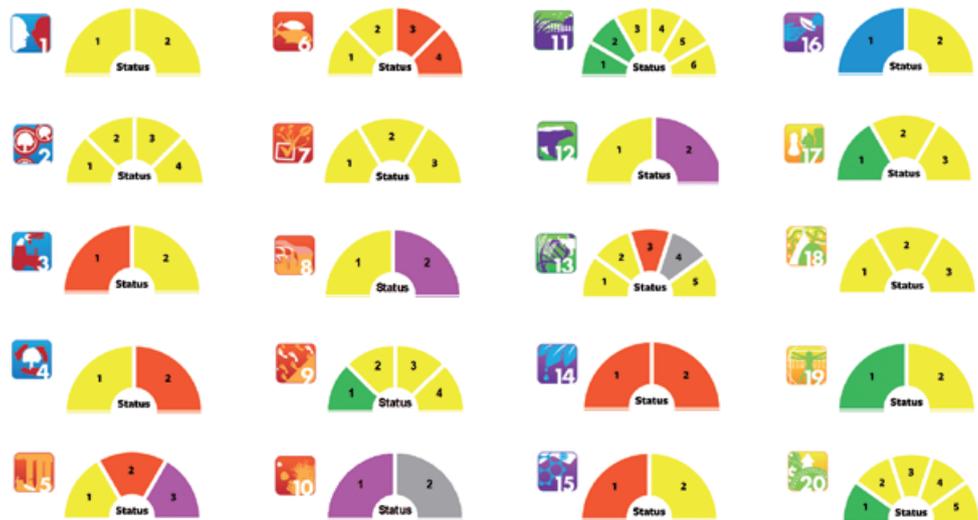


Figura 2. Tendencias de las Metas de Aichi (Convenio de Diversidad Biológica, 2020). Se muestran las 20 Metas de Aichi representadas en un recuadro con los símbolos correspondientes y, junto a cada uno de ellos, se indican las submetas (desde 1 hasta un máximo de 6) dentro de un gráfico coloreado según sus tendencias (azul: si se ha logrado o se alcanzará en 2020; verde: si se ha alcanzado o se alcanzará en 2020; amarillo: si se han realizado avances pero no se ha logrado; rojo: si no ha habido cambios significativos y violeta: si las tendencias empeoran).

la Red Natura 2000). Queda por ver si se pasará de una mera declaración formal, a una protección en la práctica. Además, es destacable que esta se ha hecho a expensas de la totalidad de recursos económicos mundiales para la biodiversidad.

Los progresos insuficientes que se detectan afectan a todos los OE, pues aunque sigue en aumento la percepción del valor de la biodiversidad, su conservación sigue sin estar claramente reflejada en las políticas públicas de cualquier país, y menos aún en las actividades comerciales. La mitigación de las presiones sobre los hábitats arrancó con cierta fuerza, pero la tendencia se ha truncado en los últimos años especialmente con la deforestación acelerada nuevamente en América Latina. Los indicadores relacionados con la restauración de los ecosistemas y sus servicios muestran, por tanto, falta de progresos o mantenimiento de las tendencias. Las especies invasoras continúan fuera de control pese a los logros en conocimiento y los esfuerzos para la prevención y la erradicación (Fig. 2), y la extinción de especies amenazadas no está, en absoluto, detenida. Peces y anfibios son los grupos donde más han crecido las amenazas. En cuanto a las plantas silvestres, las tendencias de las amenazas son estables, mientras las variedades cultivadas continúan en declive. Fuera de los propios objetivos acordados en Nagoya, el cambio climático sigue constituyendo un factor de amenaza sumamente grave, dadas las tendencias observadas de las emisiones globales, aún sin respuesta.

Nuevos escenarios en tiempos de coronavirus

Con estas previsiones negativas, el escenario previsto para 2020 era una reedición de la situación anterior, donde tampoco se habían cumplido los objetivos previstos en la primera década del siglo y por ello, se planteó un nuevo acuerdo para la acción. Las propuestas del IPBES y del propio secretariado

no son nuevas y proponen redoblar los esfuerzos en conservación. La diferencia es que, dada la contundencia y la ambición con la que se aprobó el Plan Estratégico de esta década, el CDB corre el riesgo de perder parte de su credibilidad si, simplemente, trata de volver a reformular unos objetivos incumplidos dos veces. La oportunidad que suponía la COP 15 de este año en Kuming (China) para analizar las causas del fracaso generalizado, se ha evaporado momentáneamente de nuevo por causa de la COVID-19, aunque la Asamblea de Naciones Unidas acogió el 30 de septiembre una breve cumbre *ad hoc* sobre biodiversidad. Se espera que la cumbre pueda celebrarse a finales de 2021. Consecuentemente, se pierde un año crucial, puesto que otras cumbres igualmente trascendentales para la biodiversidad, como es la cumbre del clima de Glasgow, se han visto suspendidas.

Una idea emergente que ha traído la pandemia es que se necesita una naturaleza sana y resiliente si se quiere minimizar el riesgo de que un suceso así pueda volver a ocurrir. Son muchas las voces del sector de la conservación que han avisado que una degradación aún más profunda de la vida, supondrá un mayor riesgo de repetir la crisis sanitaria y social que afecta a todo el planeta. Paralizar la actividad para contener la enfermedad también ha supuesto un alivio momentáneo para la salud del planeta. Son dos lecciones a tener en cuenta para afrontar probablemente la última oportunidad que tenemos de revertir la pérdida de diversidad biológica actual.

Agradecimientos

Este artículo está dedicado a la memoria del biólogo Guillermo Chavarrías y a su visión de la naturaleza.

Bibliografía

- Convenio sobre la Diversidad Biológica (2014). *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 4 – Resumen y Conclusiones*. Secretariado del Convenio de Diversidad Biológica, Montreal.
- Convenio sobre la Diversidad Biológica (2020). *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5 – Resumen y Conclusiones*. Secretariado del Convenio de Diversidad Biológica, Montreal.
- IPBES (2019): *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Lade, S. J., W. Steffen, W. de Vries, S. R. Carpenter, J. F. Donges, D. Gerten, H. Hoff, T. Newbold, K. Richardson & J. Rockström (2019). Human impacts on planetary boundaries amplified by Earth system interactions. *Nature Sustainability*, 3: 119–128. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0454-4>.
- WWF (2020) *Living Planet Report 2020 – Bending the curve of biodiversity loss*. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.

ALEJANDRO GONZÁLEZ FERNÁNDEZ DE CASTRO
 Universidad Autónoma de Madrid, Ciudad Universitaria de Cantoblanco,
 28049 Madrid. (a.gonzalez.fdez@gmail.com)

Resultados del proyecto “Valorización de la biodiversidad vegetal del espacio protegido ZIR Sierra Grande de Hornachos como fuente de innovación para el desarrollo”

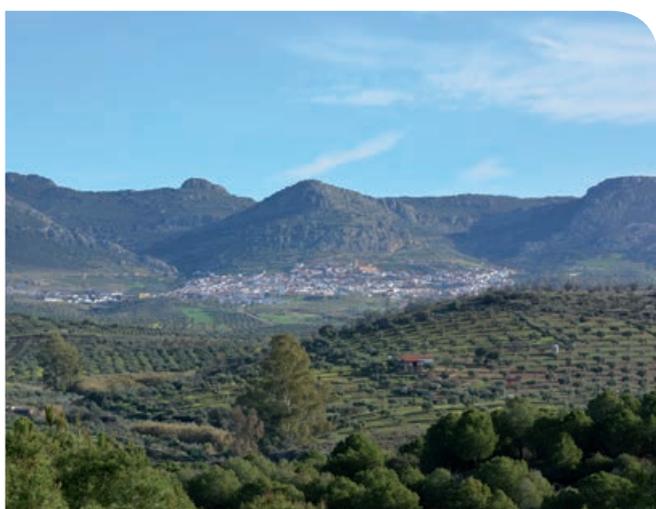


Figura 1. Localidad de Hornachos (Badajoz) en la falda del ZIR Sierra Grande.
(Foto Antonio Gabaldón Rosas).

Antecedentes

En la comarca extremeña de Tierra de Barros, en la provincia de Badajoz, se alza Sierra Grande de Hornachos (Figs.1 y 2). Se trata de un espacio de gran valor medioambiental, razón por la cual posee un buen número de figuras de protección [Zona de Interés Regional (ZIR), Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Zona de Especial Conservación (ZEC)]. Su fauna, que está bastante bien estudiada, es muy rica y cuenta con elementos de gran interés. Sin embargo, la flora apenas había sido objeto de estudio, existiendo una cantidad ínfima de registros de herbario.

Por diversos conflictos en su redacción, entre los que se encuentra el rechazo por algunos sectores de la población de Hornachos, este espacio protegido aún no tiene aprobado el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG), que es preceptivo por ley, y aún se encuentra en proceso de tramitación. Dada la necesidad de conseguir la regularización de esta situación, y una efectiva aplicación de las estrategias y medidas relacionadas con la Red Natura 2000, se planteó un proyecto de investigación que aportara valor añadido a los recursos naturales de Hornachos, de una manera nueva. Ese proyecto, denominado “Valorización de la biodiversidad vegetal del espacio protegido ZIR Sierra Grande de Hornachos como fuente de innovación para el desarrollo” (IB16003), financia-

do por la Junta de Extremadura y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional, se encuentra actualmente en su fase final de desarrollo, y tiene como objetivo general poner en valor la biodiversidad vegetal de ese espacio protegido para que sirva de fuente de desarrollo socioeconómico, siempre buscando el desarrollo sostenible de la zona.

Actividades realizadas y resultados obtenidos

Los trabajos específicos que se han llevado a cabo y los resultados más relevantes que han dado lugar son:

- Identificación de la flora presente en el ZIR Sierra Grande Hornachos.
 - Inclusión de unos 900 pliegos en el herbario UNEX de cerca de 600 taxones diferentes del área de estudio. La información de estos pliegos estará accesible a través del portal de GBIF (www.gbif.org) el año 2021.
 - Creación de un geoportal de Sierra Grande de Hornachos con la información de los pliegos de herbario producidos en el proyecto (Rivera, 2020).
- Detección de actividades biológicas, composición y usos de las plantas silvestres, variedades tradicionales de cultivos y ejemplares singulares del área de estudio.
 - Microencapsulación de un aceite esencial y sus potenciales aplicaciones industriales (Fernández-Babiano, 2018).
 - Trabajo sobre la actividad biológica de los componentes químicos del género *Mercurialis* y la validación de sus conocimientos tradicionales (Blanco-Salas *et al.*, 2019).
 - Estudio del aceite esencial de *Chamaemelum fuscatum* (Brot.) Vasc. que confirma la utilidad de los conocimientos tradicionales que existen de este taxón (Fernández-Cervantes *et al.*, 2019).
- Valorización de variedades tradicionales detectadas, entre las que podemos destacar diversos tomates, naranjos y las peras de Hornachos cuyo árbol es conocido como coronillero.
 - Planteamiento de estrategias de protección de variedades presentes en Hornachos (Blanco-Salas *et al.*, 2018).
 - Catalogación y descripción de semillas de variedades tradicionales de Hornachos e incorporación en el herbario de la Universidad de Extremadura (Escobar-Hidalgo, 2020).
- Recuperación de conocimientos tradicionales en riesgo de extinción, que sean científicamente novedosos y puedan aplicarse al tejido productivo como generadores de innovación.



Figura 2. Graphical abstract del artículo "Cultural sustainability in ethnobotanical research with students up to K-12" (Gutiérrez-García et al., 2020b).

- Detección de especies comestibles presentes en el ZIR Sierra Grande de Hornachos y estudio de sus potencialidades para la "nueva cocina" (Blanco et al., 2019). Se han registrado unas 150 especies presentes en la zona que han sido empleadas en la cocina tradicional española. Muchos de estas plantas tienen aplicación en la alta cocina.
- Análisis del conocimiento tradicional de la biodiversidad vegetal en el área de estudio, teniendo en cuenta la perspectiva de género y la difusión de este patrimonio etnobotánico entre la comunidad científica.
- Estudio de la identidad alimentaria de Hornachos basado en el conocimiento tradicional, y con perspectiva de género (Gutiérrez-García et al., 2020a). Las especies comestibles con mayor Índice de Significación Cultural (CSI), índice que valora la relevancia que una especie puede tener para un informante en un conjunto de especies, para los hombres fueron *Foeniculum vulgare* Mill., *Allium ampeloprasum* L., *Laurus nobilis* L., *Fragaria vesca* L. y *Pinus pinea* L., mientras que para las mujeres fueron *Allium ampeloprasum* L., *Laurus nobilis* L., *Fragaria vesca* L., *Pinus pinea* L. y *Rubus ulmifolius* Schott.
- Experiencia educativa en un instituto de enseñanza secundaria donde se incentivan las vocaciones científicas y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) utilizando como herramienta la Etnobotánica (Gutiérrez-García et al., 2020b). Este trabajo describe el diseño, implementación, y evaluación de los conocimientos adquiridos de una propuesta didáctica basada en contenidos botánicos para la educación no formal como apoyo a la educación reglada.

El proyecto ha cumplido con las expectativas de calidad científica que se marcaron en su redacción, con cinco artículos en revistas internacionales, que dan a conocer productos innovadores para la alta cocina y para la industria farmacéutica, e identidad alimentaria y conocimiento tradicional con perspectiva de género en la localidad de Hornachos. También se han divulgado los resultados con 15 aportaciones a congresos nacionales e internacionales (Tabla 1). Cabe destacar que tres alumnos de la UEX han colaborado en el proyecto realizando sus TFG y TFM. Fernández-Babiano (2018) ha estudiado el aceite esencial de *Thymbra capitata* (L.) Cav. y ha descrito un método de microencapsulación de aceite esencial con interesantes aplicaciones biotecnológicas. Escobar-Hidalgo (2020) ha trabajado con muestras de semillas de variedades tradicionales recogidas en las huertas moriscas de Hornachos y ha conocido la importancia e interés de estos recursos fitogenéticos que en muchos casos se encuentran en peligro de extinción. Y otro alumno (Rivera, 2020) ha creado un geoportail de Sierra

Grande de Hornachos donde aparecen las localizaciones de los pliegos de herbario creados con el IB16003, además de fotografías de especies y paisajes también georreferenciadas. Este geoportail va a ser ofrecido al municipio de Hornachos por sus interesantes aplicaciones socioeconómicas.

Perspectiva de futuro

Se han obtenido ya productos innovadores, basados en el potencial agroambiental de la zona, a partir del conocimiento tradicional y de la combinación creativa de las relaciones químicas actividad/estructura extraídas de una selección inteligente de la literatura científica publicada. A través de las aportaciones de un equipo investigador multidisciplinar se combinaron las aportaciones de la Sistemática Botánica, la Agroecología, la Etnobiología, la Sociología y el Desarrollo Rural, la Fitoquímica, los Sistemas de Información Geográfica y las Aplicaciones de la Biodiversidad Vegetal. De esta forma se ha propiciado un proceso de generación de visiones nuevas que posibilitan el diseño de nuevos bienes o servicios transferibles al tejido productivo. Por todo ello consideramos que los resultados obtenidos mejoran la percepción social de la Red Natura 2000, además, empleando una metodología replicable a otras áreas protegidas.

La riqueza e interés industrial de las variedades tradicionales detectadas en las llamadas "Huertas Moriscas" de Hornachos, y los más que prometedores resultados obtenidos al aplicar metodologías activas de enseñanza-aprendizaje en el IES "Los Moriscos" de Hornachos (Fig. 3) (Gutiérrez-García et al., 2020b), han incentivado a algunos investigadores del IB16003 para proponer un nuevo proyecto multidisciplinar donde vayan de la mano Etnobotánica, Agroecología, Bioquímica y Didáctica de las Ciencias Experimentales. El proyecto ha sido presentado a la última convocatoria del Plan Regional de I+D+i de la Junta de Extremadura con el objetivo específico de "conocer las potencialidades de un cultivo tradicional como fuente de sustancias químicas aplicables a los nuevos escenarios de la Bioeconomía y la innovación en la Educación Superior".

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias a la ayuda al proyecto de investigación IB16003 financiada por la Junta de Extremadura (España) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional, a los miembros del equipo de investigación del proyecto "Inventario Español de Conocimientos Tradicionales relativos a la Biodiversidad", a Antonio Gabaldón Rosas y a la localidad de Hornachos.

TÍTULO DEL DOCUMENTO (AÑO)	ENLACE PARA SU DESCARGA
• Una propuesta metodológica innovadora para analizar el conocimiento tradicional relativo a la biodiversidad vegetal desde una perspectiva de género (2020)	https://www.researchgate.net/publication/342638104
• ODS en un Trabajo Fin de Grado (TFG) de la Universidad de Extremadura (2020)	https://www.researchgate.net/publication/341541250
• Los espacios protegidos como fuente de innovación para el desarrollo: El caso de Sierra Grande de Hornachos (Extremadura) (2020)	https://www.researchgate.net/publication/341104631
• Juventud, emprendimiento y ODS: un deseable triángulo (2019)	https://www.researchgate.net/publication/337439916
• De la Red Natura hacia la Red Agroecología. Un Enfoque Integrador con Base en la Biodiversidad Vegetal, para el Espacio Protegido "Sierra Grande" de Hornachos (Badajoz) (2019)	https://www.researchgate.net/publication/337388882
• Importancia de la perspectiva de género en los estudios etnobotánicos (2019)	https://www.researchgate.net/publication/336836418
• La flora de la Reserva de la Biosfera "La Siberia" (Badajoz), historia y perspectivas de futuro (2019)	https://www.researchgate.net/publication/337712352
• Anotaciones Corológicas a la Flora de Extremadura: 118.- <i>Limonium sinuatum</i> (L.) Mill. (2019)	https://www.researchgate.net/publication/336916759
• Los conocimientos tradicionales como herramienta para el diseño de nuevos bioproductos (2019)	https://www.researchgate.net/publication/333396504
• Valorization of the agricultural and natural heritage of the "Sierra Grande" space (Hornachos, Extremadura, Spain) from an agroecological territorial perspective (2019)	https://www.researchgate.net/publication/333396648
• Un proyecto de valorización de la biodiversidad vegetal como fuente de innovación para el desarrollo (2019)	https://www.researchgate.net/publication/330652202
• Agrarian landscape, natural landscape: an agroecological territorial approach for the space "Sierra Grande de Hornachos" (Extremadura, Spain) (2018)	https://www.researchgate.net/publication/329190584
• Semillas de Código Abierto y estrategias de protección de variedades locales en el espacio protegido "Sierra Grande de Hornachos" de Extremadura, España (2018)	https://www.researchgate.net/publication/329059917
• Un proyecto innovador para un área protegida de la Red Natura 2000 (2018)	https://www.researchgate.net/publication/329059597
• Planta silvestres potencialmente utilizables en alimentación humana del espacio protegido "Sierra Grande de Hornachos" de Extremadura (España) (2018)	https://www.researchgate.net/publication/329059556
• Etnobotánica y bioinformática: el desafío de la generación botánica de los <i>millennials</i> (2018)	https://www.researchgate.net/publication/329059436
• Hacia la validación de <i>Mercurialis annua</i> L. y <i>Mercurialis ambigua</i> L. Fil. (Euphorbiaceae) (2018)	https://www.researchgate.net/publication/329059107
• Propuesta innovadora de valorización de la biodiversidad vegetal del espacio protegido "ZIR Sierra Grande de Hornachos" (2017)	https://www.researchgate.net/publication/320024047

Tabla 1. Divulgación del proyecto "Valorización de la biodiversidad vegetal del espacio protegido ZIR Sierra Grande de Hornachos como fuente de innovación para el desarrollo". Artículos en revistas nacionales (-); aportaciones a congresos, jornadas y seminarios (*); y notas de prensa (+). Los artículos en revistas internacionales aparecen en la bibliografía del artículo y son todos de acceso abierto.

Bibliografía

- Blanco-Salas, J., F. M. Vázquez, M. P. Hortigón-Vinagre & T. Ruiz-Téllez (2019b). Bioactive phytochemicals from *Mercurialis* spp. used in traditional spanish medicine. *Plants* 8(7), 193.
- Blanco-Salas, J., L. Gutiérrez-García, J. Labrador-Moreno & T. Ruiz-Téllez (2019a). Wild plants potentially used in human food in the protected area "Sierra Grande de Hornachos" of Extremadura (Spain). *Sustainability* 11(2), 456.
- Blanco-Salas, J., L. Gutiérrez-García, P. Escobar-García, J. Labrador-Moreno, A. Flores-Coleto & T. Ruiz-Téllez (2018). Semillas de Código Abierto y estrategias de protección de variedades locales en el espacio protegido "Sierra Grande de Hornachos" de Extremadura, España. En: *Memorias XII Congreso Latinoamericano de Botánica*. Quito, Ecuador. 496-497.
- Escobar-Hidalgo, M. 2020. *Conservación de variedades tradicionales en el ZIR Sierra Grande de Hornachos*. Trabajo Fin de Grado. Universidad de Extremadura.
- Fernández-Babiano, I. (2018). *Posible aplicación del aceite esencial de Thymra capitata (L.) Cav.* Trabajo Fin de Grado. Universidad de Extremadura.
- Fernández-Cervantes, M., M. J. Pérez-Alonso, J. Blanco-Salas, A. C. Soria & T. Ruiz-Téllez (2019). Analysis of the essential oils of *Chamaemelum fuscatum* (Brot.) Vasc. from Spain as a contribution to reinforce its ethnobotanical use. *Forests* 10(7), 539.
- Gutiérrez-García, L., J. Blanco-Salas, J. Sánchez-Martín & Ruiz-Téllez, T. (2020b). Cultural sustainability in ethnobotanical research with students up to K-12. *Sustainability*, 12(14), 5664.
- Gutiérrez-García, L., J. Labrador-Moreno, J. Blanco-Salas, F. J. Monago-Lozano & T. Ruiz-Téllez (2020a). Food identities, biocultural knowledge and gender differences in the protected area "Sierra Grande de Hornachos" (Extremadura, Spain). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7), 2283.
- Rivera, F. (2020). *Diseño de un geoportal de la biodiversidad vegetal del espacio protegido "Zona de Interés Regional Sierra Grande de Hornachos"*. Trabajo Fin de Máster. Universidad de Extremadura.

JOSÉ BLANCO SALAS¹, JUANA LABRADOR MORENO¹, FRANCISCO JAVIER MONAGO LOZANO¹, JOSÉ RAMÓN VALLEJO VILLALOBOS¹, RICARDO MORÁN LÓPEZ¹, FRANCISCO M. VÁZQUEZ PARDO² y TRINIDAD RUIZ TÉLLEZ¹

1. Universidad de Extremadura. Av. de Elvas s/n, 06071 Badajoz (España)
2. CICYTEX, A5 km372 06187 Guadajira (Badajoz)

Impacto del gran incendio de 2012 en poblaciones de flora rara y/o amenazada del Parque Nacional de Garajonay y su entorno



Figura 1. Abundante regeneración de *Echium acanthocarpum* bajo un pie calcinado.

Introducción

En el año 2012 tuvo lugar un gran incendio que afectó aproximadamente al 10% de La Gomera y al 20 % del Parque Nacional de Garajonay (Islas Canarias). El incendio fue excepcional por ser el mayor conocido en bosques de laurisilva canaria y por el carácter ancestral de una parte de los bosques afectados (Fernández *et al.*, 2014). Durante los años siguientes al incendio se desarrolló un intensivo seguimiento y evaluación del impacto ecológico producido, por medio de diferentes proyectos (Climent *et al.*, 2017; Bello *et al.*, 2018; Villedas *et al.*, 2019). En paralelo se desarrollaron otras actuaciones en las áreas en las que se consideró necesario potenciar la restauración espontánea, realizándose parte de las mismas en el marco del proyecto LIFE *Garajonay Vive* (Martínez *et al.*, 2018).

En este trabajo se presenta una síntesis de los resultados obtenidos en el seguimiento de 14 taxones raros o amenazados de flora canaria con poblaciones localizadas en el área quemada dentro del Parque Nacional de Garajonay y su entorno (Fig. 6): *Athyrium filix-femina* (L.) Roth., *Cistus chinamadensis ssp. gomerae* A Bañares & P. Romero, *Echium acanthocarpum* Svent., *Euphorbia bourgeana* J. Gay ex Boiss in DC., *Ilex perado* Aiton *ssp. platyphylla* (Webb & Berthel.) Tutin, *Juniperus cedrus* Webb & Berthel., *Limonium dendroides* Svent., *Limonium redivivum* (Svent.) G. Kunkel & Sunding, *Neotinea maculata* (Desf.) Stearn, *Orchis canariensis* (Lindl.), *Pericallis hansenii* (G. Kunkel) & Sunding, *Sonchus wildpretii* U. Reifemberger & A. Reifemberger, *Vandenboschia speciosa* (Willd.) G. Kunkel y *Woodwardia radicans* (L.) Sm. De todos estos taxones, se conocía la localización de sus poblaciones y se disponía de estimaciones del número de individuos con anterioridad al incendio. Estos datos habían sido obtenidos en el marco del Programa de recuperación de especies de flora amenazada del Parque Nacional de Garajonay, iniciado en la década de los años 80.

Por limitaciones de espacio, se describen de una forma muy resumida las repercusiones del incendio en únicamente tres especies, seleccionadas por presentar características, hábitats y respuestas diferentes frente al incendio. Finalmente, se exponen las conclusiones obtenidas tras evaluar el impacto del incendio en el conjunto de especies estudiadas, a partir de la información disponible para cada una de ellas.

Asimismo, se compara el impacto sobre la flora del incendio ocurrido en 1984 con el efecto causado por el incendio de 2012, pues en ambas ocasiones dramáticas, las mismas poblaciones habían sido afectadas. Por ejemplo, el incendio de 1984 impactó a poblaciones o individuos de *Euphorbia bourgeana*, *Orchis patens ssp. canariensis* y *Juniperus cedrus* que lograron sobrevivir pero que, sin embargo, desaparecieron en el incendio de 2012.

Impacto del incendio en poblaciones de *Echium acanthocarpum* Svent., *Euphorbia bourgeana* J. Gay ex Boiss, in DC. y *Vandenboschia speciosa* (Willd.) G. Kunkel.

El Parque Nacional de Garajonay ha desarrollado una importante actividad de gestión y estudio (Marrero *et al.*, 2000; Werner & Ros, 2004; Fernández, 2020) de *Echium acanthocarpum* un arbusto endémico de La Gomera, que actualmente se encuentra muy amenazado por la herbivoría, principal amenaza para la conservación de la flora nativa de Canarias, por lo que cuenta con un reducido número de poblaciones en la orla de la laurisilva.

El incendio de 2012 afectó a la población natural de los Roques y, además, a tres núcleos productos de translocaciones: Degollada Blanca, Lajugal y Hoya del Herreño, produciendo una mortalidad prácticamente completa en las zonas afectadas. Tras el incendio se observó una elevada germinación (Fig. 1) lo que, se había vinculado inicialmente, a raíz del incendio producido en 1984, a un posible carácter pirófito de la especie. Posteriormente, coincidiendo con la intensa sequía de mediados de los años noventa, se volvió a observar el mismo comportamiento en poblaciones no quemadas, es decir en años de sequía se produce igualmente una elevada mortalidad generadora de espacios libres donde posteriormente se produce también una fuerte regeneración.

Con el fin de comparar la evolución post-incendio y post-sequía se delimitaron parcelas en zonas quemadas, tres en los Roques y una en Lajugal, y otras tres parcelas, en zonas no quemadas, en áreas próximas a las "Bandas de Hilala", donde el mismo año del incendio se observó una alta mortalidad a causa de la sequía. Aunque en ambos tipos de parcelas se produjo una abundante germinación durante el siguiente otoño e invierno, el número de plántulas germinadas en la zona no quemada fue bastante superior, casi el doble, que en la zona quemada. Respecto a la evolución posterior de estos regenerados, el número de individuos disminuyó rápidamente con el tiempo en todos los casos,

sobre todo en el primer año a causa principalmente del estrés hídrico producido por la sequía estival. La mortalidad en este primer año fue, además, más acusada en las parcelas no quemadas debido posiblemente a una mayor competencia derivada de mayores densidades de individuos. De esta manera, al año siguiente, en 2013 la densidad de plántulas en las zonas quemadas duplicaba a la de las zonas no quemadas. Sin embargo, en los años posteriores, las zonas no quemadas continuaron produciendo algo de regeneración, mientras que en las zonas quemadas esta no se produjo. De esta manera, la tendencia fue de igualarse las densidades en años posteriores (Fig. 2).

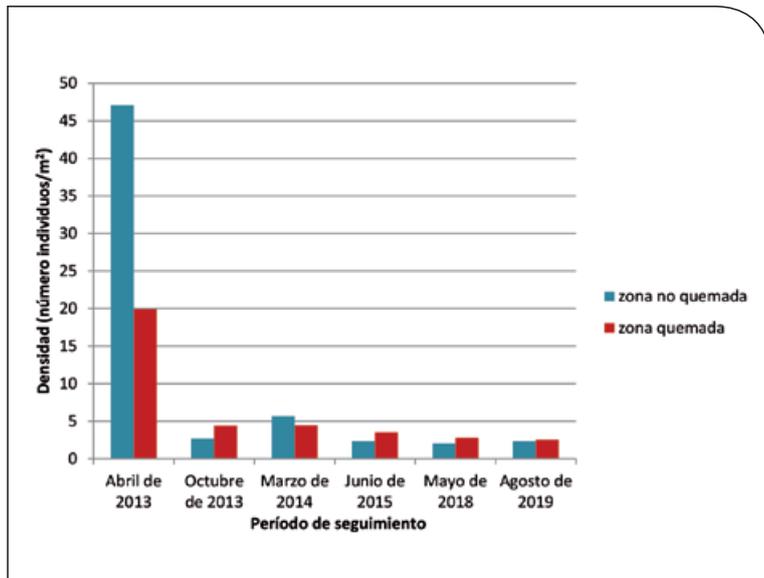


Figura 2. Evolución comparada de la densidad (número de individuos/m²) de ejemplares de *Echium acanthocarpum* en parcelas dentro de áreas afectadas (zonas quemadas) y no afectadas (zonas no quemadas) por el incendio de 2012. El período de seguimiento fue desde abril de 2013 hasta agosto de 2019.

Asimismo, se observaron diferencias importantes en el ritmo de crecimiento. Así en el primer año la altura media de los individuos era de unos 20 cm en las zonas quemadas mientras que en las no quemadas era de unos 8 cm. Sin embargo, a partir del tercer año, la evolución en el desarrollo ha tendido a ir en paralelo. La evolución de las fases vitales también fue diferente, pero con una tendencia final igualmente convergente. Así, los primeros reproductores en las zonas quemadas aparecieron en 2014 (Fig. 3), mientras que en las no quemadas esto no se produjo hasta 2018. Sin embargo, en 2019, los porcentajes de reproductores eran similares en ambos casos.

Desde el P.N. de Garajonay también se ha desarrollado una importante actividad de gestión y estudio (Fernández, 2020), de *Euphorbia bourgeana*, un arbusto dendroide endémico de La Gomera y Tenerife con poblaciones aisladas situadas en la orla de la laurisilva.

El gran incendio afectó de lleno a un total de 4 poblaciones naturales: la del Barranco de Lajugal que contaba con 444 individuos, una parte muy significativa de ellos generados por actuaciones de reforzamiento; Degollada Blanca con 36 ejemplares; los Noruegos con 12 ejemplares y Barranco de Benchijigua (los Castaños) con 35 ejemplares. El incendio acabó con todos los ejemplares de estas poblaciones (Fig.4). En los años posteriores no se observó ninguna regeneración a pesar de los rastreos repetidos que se realizaron a lo largo del periodo, con la salvedad de que en Lajugal aparecieron

dos plántulas al año siguiente del incendio, de las cuales tan solo una llegó a sobrevivir. Además, otra población localizada en las proximidades del Cercado, fue afectada parcialmente y de forma suave, por encontrarse en el borde del incendio, siendo en este caso su efecto relativamente limitado. Cabe destacar que las poblaciones del Lajugal, Los Noruegos y Benchijigua habían sobrevivido al incendio de 1984.

Y la tercera especie para la que el P.N. de Garajonay cuenta con información muy precisa a partir de los censos realizados, es de *Vandenboschia speciosa*, un helecho que se distribuye a lo largo de las costas atlánticas entre Irlanda y Canarias (Fernández, 2020). Es una especie muy exigente en humedad, que vive en taludes umbrosos en fondos de barranco de la laurisilva canaria. El gran incendio de 2012 afectó a las poblaciones de esta especie situadas en los umbrosos taludes del cauce principal del barranco de los Gallos, por debajo del Ancón Negro, así como al dosel de laurisilva formado por grandes árboles que resultaron muertos en su mayoría. La situación protegida en paredes casi verticales y muy húmedas supuso que estas plantas sufrieran apenas afección directa de las llamas, aunque sí indirecta como consecuencia de la elevada radiación calorífica. La mortalidad del estrato arbóreo protector supuso, por otro lado, un gran cambio en las condiciones microclimáticas, produciéndose una exposición directa a los rayos solares y una consecuente desecación del ambiente. No obstante, la conformación encajada del barranco con paredes casi verticales y taludes profundos ha permitido contrarrestar en parte los cambios en la bóveda y mantener parcialmente unas condiciones microambientales suficientes para el mantenimiento parcial de sus poblaciones.

Concretamente, la información obtenida del seguimiento de la cobertura media de la especie muestra una importante caída de la misma en las manchas analizadas, que pasa de algo más del 50% antes del incendio, a algo menos del 20% a los dos años del mismo, descenso que ha continuado los años siguientes hasta alcanzar apenas un 10 % de cobertura a los seis años después del incendio (Fig.5). Se detecta, no obstante, una notable variabilidad dependiendo del grado de exposición a la luz de los taludes. Así, las manchas asociadas a las zonas más encajonadas presentaron una cobertura y un vigor mayores.

Evaluación conjunta del impacto del incendio en las especies estudiadas.

Con la información obtenida para cada especie hemos evaluado el grado de su recuperación posterior. En la figura 6 mostramos la situación de las poblaciones de flora impactadas por el incendio analizadas en el presente trabajo. En la figura 7 se resume el porcentaje de recuperación de las poblaciones analizadas medidas, según los casos, por el número de individuos o por coberturas cuando el conteo de los individuos no fue posible. De las 14 especies estudiadas, 3 consiguieron alcanzar una recuperación relativamente favorable, con poblaciones, después de transcurridos ocho años, similares a las existentes antes de incendio; otras 3 especies ofrecieron una recuperación regular, sin alcanzar el estado anterior al incendio, y otras 8 especies presentaron un claro retroceso tras el incendio, que en 6 de ellas supuso la completa desaparición de alguna de sus poblaciones. En *Juniperus cedrus*, los únicos

ejemplares que se mantuvieron vivos fueron los refugiados en las paredes verticales del Roque de Agando, aunque incluso en esta situación se produjo algo de mortalidad.

Conclusiones

El gran incendio de 2012 produjo un impacto muy significativo en una parte importante de algunas poblaciones de especies raras o amenazadas de las que se disponía de datos antes del incendio. Asimismo, el incendio hizo retroceder los logros obtenidos por los esfuerzos de conservación de dichas especies realizados durante las dos décadas anteriores, al dañar o eliminar reforzamientos y neo-poblaciones ya asentadas de las mismas. Por otro lado, las observaciones realizadas de las tres especies que muestran una rápida recuperación post-incendio, indican que su regeneración no depende del fuego ya que se regeneran igualmente sin necesidad del mismo. De hecho, se ha detectado que los impactos del incendio sobre la flora no se limitan al efecto directo de las llamas sino a cambios posteriores que se producen en el hábitat, como la proliferación de especies invasoras que compiten y "ahogan" a las poblaciones surgidas después del incendio, o los cambios microclimáticos producidos por la destrucción de la bóveda forestal en especies umbrófilas. Es de resaltar que los enclaves rocosos, especialmente las paredes verticales, juegan un papel importante como refugio, frente a los incendios, para la flora canaria, pues al tener una menor carga de combustibles, dificulta la llegada de las llamas a los ejemplares situados en las grietas. También ejercen de refugios los taludes de los cauces de barrancos húmedos y umbríos donde la mayor humedad, abrigo e inclinación del terreno facilitan las condiciones para que los incendios actúen con menor severidad.

Por todo lo dicho, la valoración del impacto de los incendios no debe hacerse de forma aislada en los casos en que estos se presentan con una cierta periodicidad, sino que deben contemplarse en el marco del régimen de incendios existente y sus efectos acumulados, y no inferirse a partir de las observaciones de incendios anteriores.



Figura 3. Individuo reproductor de *Euphorbia bourgeana* después del incendio

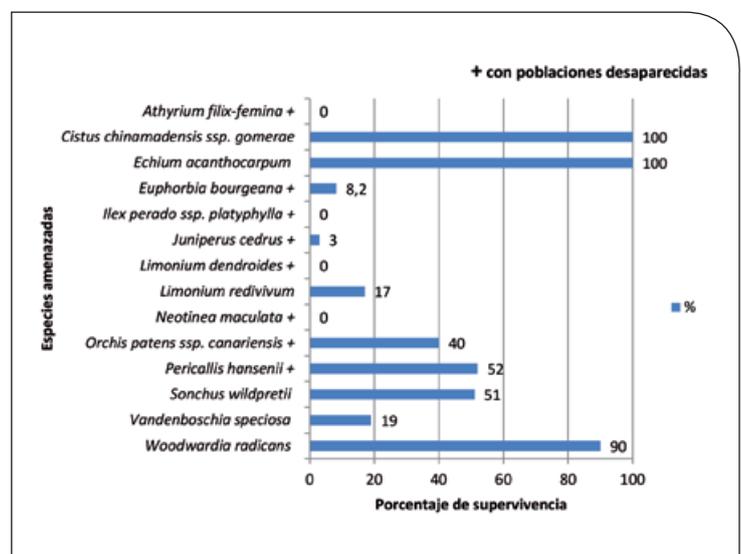


Figura 4. Evolución de las poblaciones de las diferentes especies estudiadas (antes del incendio y 6 años después del mismo), estimada mediante el porcentaje del número de individuos o de su cobertura cuando el conteo de los individuos no fue posible. El signo + indica que una o más poblaciones enteras han desaparecido completamente.

Bibliografía

- Bello Rodríguez, V., L.A. Gómez, A.B. Fernández, M.J. del Arco, R. Hernández, B. Emerson & J. M. González (2018). Short- and long-term effect of fire in subtropical forests on an oceanic island. *Land Degradation & Development* 1-11. (DOI: 10.1002/ldr.3237)
- Climent G., M. Del Amo, P. Ranz, J. L. Tomé (2017). *Clasificación del estado de la vegetación tras el incendio en el P.N. de Garajonay a partir de datos de intensidad LiDAR e imágenes satelitales*. 7CFE01-379. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 12 pp.
- Fernández, Á. B., J. M. Gómez & L.A.G. González (2014). Garajonay después del gran incendio de 2012. En *Investigación, gestión y técnica forestal, en la región de la Macaronesia* 201-226. Colegio de Ingenieros de Montes.
- Fernández A. coordinador (2020). *Programa de recuperación de especies amenazadas del Parque Nacional de Garajonay. Documento inédito*. 1088 pp. (Disponible previa petición)
- Hernández R., J. Castro, M. del Arco, A. B. Fernández & M. Gonzalez (2017). Post-fire salvage logging imposes a new disturbance that retards succession: the case of bryophyte communities in a Macaronesian laurel forest. *Forests* 8(7): 252 (DOI:10.3390/f8070252).
- Marrero, M.V., J.R. Arévalo, Á. Bañares Baudet & E. Carqué Álamo (2000). Study of the establishment of the endangered *Echium acanthocarpum* (Boraginaceae) in the Canary Islands. *Biological Conservation* 94: 183-190.
- Martínez M., G. Marichal, A. Fernández (2018). *Restauración ecológica del Parque Nacional de Garajonay y su entorno después del gran incendio de 2012*. Informe divulgativo Layman. LIFE13 NAT/ES/240. 24pp.
- Villadas P., S. Díaz, A. Rodríguez, M.del Arco, A. Fernández, J. E. Pérez, C. Arbelo, J.M. González, M. Fernández & M. León (2019). The soil microbiome of the laurel forest in Garajonay National Park (La Gomera, Canary Islands), comparing unburned and burned habitats after a wildfire. *Forest* 10:1051, 16 pp. (DOI:10.3390/f10121051)

ÁNGEL BENITO FERNÁNDEZ¹, BRUNO YANES², MARTA MARTÍNEZ², RAMÓN CHINEA³, ÁNGEL GARCÍA³, RUYMÁN FEDERICO ARMAS² Y DOMINGO GUZMÁN CORREA².

1. Parque Nacional de Garajonay, Avda. V Centenario, edificio Las Creces, local 1, portal, 3. 38800 San Sebastián de La Gomera. 2. TRAGSATEC y 3. TRAGSA. Avda. V Centenario, edificio San José, local 4. 38800 San Sebastián de La Gomera. aferlop@gobiernodecanarias.org

Breve recorrido por la taxonomía andina: situación actual y perspectiva de futuro



Figura 1. A. *Werneria pectinata* Lingelsh.; Moquegua, Perú. B. *W. nubigena* Kunth; Pichincha, Ecuador (Fotos: J. Calvo).

La cordillera de los Andes se extiende a lo largo de unos 7.500 km desde el oeste de Venezuela hasta el sur de Argentina y Chile, atravesando Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia. Limita al oeste con el Pacífico y al este con las tierras bajas que han modelado los grandes ríos que desembocan al Atlántico. Se trata de la cordillera continental más larga de la Tierra y alberga numerosos volcanes que superan los 4.000 m de altitud, siendo el Aconcagua el techo de los Andes con sus 6.960 m. En este marco geográfico, diverso en climas y hábitats, encontramos una de las floras más ricas del planeta.

Desde la perspectiva de la botánica moderna, las primeras exploraciones en el territorio se llevaron a cabo a finales del siglo XVIII y principios del siglo XIX. Son destacables, entre otros, los trabajos que llevaron a cabo Ruiz y Pavón en el centro y sur de la Cordillera, así como Humboldt y Bonpland en la actual Colombia y Ecuador. El ingente material que recolectaron y todas las observaciones que realizaron sirvieron para desarrollar los primeros tratamientos taxonómicos de la flora andina; trabajos que pautaron las contribuciones venideras y que siguen siendo, muchos de ellos, obras de referencia.

El conocimiento de la flora andina se ha visto incrementado notablemente a lo largo de la segunda mitad del siglo XX, y muchas han sido las nuevas especies que se han descrito. Sin embargo, el gran hito de las últimas décadas probablemente haya sido la consecución de los catálogos florísticos regionales. Menos Perú, todos los países andinos disfrutan hoy de su catálogo o checklist: Hokche *et al.* (2008) para Venezuela, Bernal *et al.* (2016) para Colombia, Jørgensen & León-Yáñez (1999) para Ecuador, Jørgensen *et al.* (2014) para Bolivia y Ro-

dríguez *et al.* (2018) para Chile. Argentina, además, tiene muy avanzada su flora (Anton & Zuloaga, 2018). La repercusión de estas obras ha sido muy importante, tanto en el campo de la taxonomía como en el ámbito de la conservación de plantas y otras disciplinas satélite (e.g., ecología, fitogeografía, gestión del territorio). Además, han incentivado el estudio de grupos de plantas que gozaban de un conocimiento muy escaso.

Por otro lado, cabe decir que los catálogos de flora han promovido un enfoque muy regional de la botánica, cuyas consecuencias no son nada baladí considerando que las plantas no entienden de fronteras. Dichas consecuencias generalmente se traducen en la descripción de especies superfluas, ajustes en la nomenclatura e interpretaciones equívocas del área de distribución de las especies. Ulloa *et al.* (2017), en un macroanálisis de la flora americana, indican que países vecinos como Colombia (23.104 spp.) y Ecuador (17.548 spp.) comparten 9.226 especies; asimismo, de las aproximadamente 19.147 especies registradas en Perú, 7.259 están también presentes en Ecuador y 6.799 en Colombia. Merece apuntar, sin embargo, que el número de especies compartidas probablemente esté infravalorado si consideramos que los datos usados provienen de los catálogos regionales mencionados, y que éstos generalmente carecen de un enfoque global de los grupos tratados. A modo ilustrativo, podemos centrarnos en el género *Werneria* (Fig. 1), un grupo de plantas altoandino perteneciente a la familia de las compuestas sobre el que recientemente se ha publicado una monografía (Calvo *et al.*, 2020a). De las 25 especies que se reconocían en los distintos catálogos, tres especies se han considerado como sinonimias y otras dos han sido excluidas del género. Se han recuperado, además, dos especies que habían caído en el olvido y otras cinco han sido descritas como nuevas desde el año 2018 (Beltrán & Leiva, 2018; Calvo & Beltrán, 2019; Calvo & Meneses, 2019; Calvo *et al.*, 2020b). Por otro lado, cinco especies se han registrado por primera vez en alguno de los países andinos (Calvo *et al.*, 2020a).

Ante semejante situación, es de vital importancia que la botánica venidera dé otro paso adelante y destine los esfuerzos a realizar trabajos taxonómicos que aborden grupos de plantas en toda su área de distribución. Los trabajos monográficos minimizan el sesgo de los estudios regionales y asientan de forma consistente los límites de las diferentes entidades taxonómicas. El establecer una taxonomía sólida es, además, imprescindible para poder implementar planes de conservación certeros y abordar estudios moleculares rigurosos que ayuden a entender la historia evolutiva de las plantas. Si obviamos cimentar estas bases, el conocimiento que vayamos generando va a temblar con facilidad, y en los Andes hay suficientes temblores.

Bibliografía

- Anton, A.M. & F.O. Zuloaga [Coord. Gen.] (2018, en constante actualización). *Flora Argentina* (<http://www.floraargentina.edu.ar>).
- Beltrán, H. & S. Leiva (2018). *Werneria microphylla* (Asteraceae, Senecioneae), a new species from the Andean marshes of Peru. *Phytotaxa* 372(4): 296–300.
- Bernal, R., S.R. Gradstein & M. Celis [Eds.] (2016). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Calvo, J. & H. Beltrán (2019). Contributions to the Andean Senecioneae (Compositae)—I. Two new species of *Werneria*. *Phytotaxa* 408(2): 136–142.
- Calvo, J. & R.I. Meneses (2019). Contributions to the Andean Senecioneae (Compositae)—II. *Werneria lanatifolia*, a new species from central Andes. *Phytotaxa* 422(2): 201–205.
- Calvo, J., A. Moreira-Muñoz & V.A. Funk (2020a). Taxonomic Revision of the Neotropical Genus *Werneria* (Compositae, Senecioneae). *Smithsonian Contributions to Botany* 111: 1–123.
- Calvo, J., H. Trinidad & H. Beltrán (2020b). Two new species of *Werneria* from Peru and re-circumscription of *W. weberbaueriana* (Compositae, Senecioneae). *Willdenowia* 50(1): 5–12.
- Hokche, O., P.E. Berry & O. Huber [Eds.] (2008). *Nuevo catálogo de la flora vascular de Venezuela*. Fundación Instituto Botánico de Venezuela Dr. Tobias Lasser, Caracas, Venezuela.
- Jørgensen, P.M. & S. León-Yáñez [Eds.] (1999). *Catálogo de las Plantas Vasculares de Ecuador. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 75: 1–1181.
- Jørgensen, P.M., M.H. Nee & S.G. Beck [Eds.] (2014). *Catálogo de las Plantas Vasculares de Bolivia. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 127: 1–1744.
- Rodríguez, R., C. Marticorena, D. Alarcón, C. Baeza, L. Cavieres, V.L. Finot, N. Fuentes, A. Kiessling, M. Mihoc, A. Pauchard, E. Ruiz, P. Sánchez & A. Marticorena (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana. Botánica* 75(1): 1–430.
- Ulloa Ulloa, C., P. Acevedo-Rodríguez, S. Beck, M.J. Belgrano, R. Bernal, P.E. Berry, L. Brako, M. Celis, G. Davidse, R.C. Forzza, S.R. Gradstein, O. Hokche, B. León, S. León-Yáñez, R.E. Magill, D.A. Neill, M. Nee, P.H. Raven, H. Stimmel, M.T. Strong, J.L. Villaseñor, J.L. Zarucchi, F.O. Zuloaga, P.M. Jørgensen (2017). An integrated assessment of the vascular plant species of the Americas. *Science* 358: 1614–1617.

JOEL CALVO

Plaça Catalunya 20, 17002 Girona. (calvocasas@gmail.com)

Rasgos genéticos poblacionales aclaran el estatus taxonómico del narciso de Villafuerte y respaldan su conservación

DOI: 10.15366/cv2020.24.001

Summary

Correct delimitation of taxonomic entities is essential in conservation biology and methods based on population genetics can be particularly helpful where other tools fail to provide reliable conclusions. In this paper we use population genetics and AFLP markers to elucidate the taxonomic status of the enigmatic Villafuerte daffodil (*Narcissus enemeritoides* (Sánchez-Gómez *et al.*), a taxon known from a single, small population in southeastern Spain whose position within the complex *Pseudonarcissus* section of the genus *Narcissus* has proven elusive so far. Compared to populations from other four southeastern Spanish taxa, the Villafuerte daffodil population was genetically indistinguishable from *Narcissus nevadensis* subsp. *longispathus* (Degen and Hervier ex Pugsley) Algarra, Blanca, Cueto and Fuentes. Genetic diversity and singularity of its single population were unexpectedly high. Despite losing its taxonomic distinctiveness after being subsumed by the relatively abundant *N. n.* subsp. *longispathus*, genetic singularity and diversity of Villafuerte daffodil still justify continuation of current conservation efforts.

Palabras clave: diversidad genética; *Narcissus*; narciso de Villafuerte; *Pseudonarcissus*; singularidad genética

Introducción

Una correcta delimitación taxonómica de las especies es fundamental para el diseño de medidas de conservación correctas. En la Península Ibérica, ciertos grupos han venido planteando tradicionalmente retos taxonómicos cuya resolución está aún pendiente, dificultando así la gestión de sus poblaciones y el establecimiento de medidas legales de protección eficaces y realistas. Esto sucede, por ejemplo, con las especies del género *Narcissus* L. del sureste ibérico tradicionalmente incluidas en la sección *Pseudonarcissus* DC, comúnmente conocidos como “narcisos trompeteros”. Su taxonomía ha sido muy inestable y suscitado controversias, como muestran las discrepancias entre las dos Floras más importantes que abarcan este área (Blanca *et al.*, 2011; Aedo, 2013), la proliferación de descripciones de taxones con distribución geográfica muy local (Ríos *et al.*, 1999; Sánchez-Gómez *et al.*, 2000) o las frecuentes divergencias entre análisis moleculares y tratamientos taxonómicos basados exclusivamente en caracteres morfológicos (Jiménez *et al.*, 2009; Medrano *et al.*, 2014; Marques *et al.*, 2017). Así, por ejemplo, *Flora de Andalucía Oriental* (Navarro, 2011) propone que se deberían

distinguir con rango de especie tanto los narcisos de Sierra Nevada, Sierras de Baza y Almirajara (*N. nevadensis* Pugsley); como los restringidos a la Sierra de Cazorla (*N. longispathus* Pugsley); y los que aparecen en altitudes ligeramente inferiores del sector subbético o del sector rondeño (*N. bujei* Fern. Casas); mientras que otros taxones descritos previamente para la Sierra de Segura como *N. segurensis* S. Ríos Ruiz *et al.* o *N. yepesii* S. Ríos Ruiz *et al.* (Ríos *et al.*, 1999) pasarían a adscribirse a *N. nevadensis*. Por el contrario, *Flora iberica* (Aedo, 2013) propone una visión mucho más sintética en la que todos los narcisos de flor grande de las sierras béticas y subbéticas, incluyendo los de la provincia de Murcia, deberían ser englobados en una única entidad taxonómica denominada *N. pseudonarcissus* subsp. *nevadensis* (Pugsley) A. Fern., debido al gran solapamiento de sus rasgos fenotípicos.

Uno de los métodos empleados para la clarificación de la taxonomía de los narcisos trompeteros del sureste de la Península Ibérica ha consistido en el muestreo de muchas poblaciones (36 en total) repartidas por toda el área geográfica implicada, el genotipado de muchos individuos por población (538 en total) usando marcadores genéticos muy variables



Figura 1. Narciso de Villafuerte y su hábitat en la única población conocida. (Fotos: C.M. Herrera y M. Medrano).

(AFLP) y la aplicación de métodos analíticos basados en genética de poblaciones (Medrano *et al.*, 2014). Las poblaciones que resultaron genéticamente más diferenciadas fueron las de las Sierras Subbéticas (correspondientes a *N. bujei*), distinguiéndose en el resto tres subgrupos de poblaciones correspondientes a Sierra Nevada y Baza (tradicionalmente conocidos como *N. nevadensis*), Sierras de Cazorla, Segura y Alcaraz (*N. longispathus*, *N. segurensis*, *N. yepesii* y *N. alcaracensis* S. Ríos Ruiz *et al.*) y Sierra de Almirante (descritas después por Algarra *et al.*, 2018 como *N. nevadensis* subsp. *herreriae* Algarra, Blanca, Cueto & J. Fuentes), lo que se ajustaría mejor con la visión propuesta por Navarro (2011). Estos resultados se han visto corroborados posteriormente en sus líneas principales por análisis filogenéticos y morfológicos (Marques *et al.*, 2017; Algarra *et al.*, 2018).

A pesar de la exhaustividad geográfica de su estudio, Medrano *et al.* (2014) no incluyeron información sobre uno de los táxones de posición más enigmática, el narciso de Villafuerte (*Narcissus nevadensis* subsp. *enemeritoides* Sánchez-Gómez *et al.*; *Narcissus enemeritoides* (Sánchez-Gómez *et al.*) Sánchez-Gómez *et al.*). En la Sierra de Villafuerte (Moratalla, Murcia) se localiza la única población actualmente conocida de este taxón, que se describió inicialmente como una entidad silvestre fenotípicamente diferenciada y muy emparentada con los de Sierra Nevada (Sánchez-Gómez *et al.*, 1998). Crece en los márgenes de cursos de agua, aunque a diferencia del *N. nevadensis* presenta escape frecuentemente unifloro. Este rasgo se consideró determinante en su descripción original para otorgarle la categoría de subespecie, si bien posteriormente los mismos autores lo elevaron a rango de especie (Sánchez-Gómez *et al.*, 2000). La población consta actualmente de un número muy reducido de ejemplares y sufre diversas amenazas tanto naturales como antrópicas (BORM, 2014). Este taxón está recogido en la máxima categoría de amenaza en la normativa nacional y autonómica (BOE, 2011; BORM, 2003), y su estado de conservación se ha evaluado como "en peligro crítico" en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Española (Moreno, 2008). En este artículo evaluamos la diversidad y singularidad genéticas de la única población conocida de esta especie y dilucidamos sus relaciones de similitud con los táxones afines del sureste peninsular con el fin último de que los resultados obtenidos sean de utilidad para su conservación y para la ejecución del plan de recuperación de la población que actualmente se está llevando a cabo en la Región de Murcia (BORM, 2014).

Material y Métodos

En marzo de 2015 recogimos muestras de hojas de 14 individuos seleccionados al azar a lo largo de toda la población

y separados por distancias superiores a 0.5 m en la única localidad conocida del narciso de Villafuerte, situada a lo largo de los márgenes del Arroyo Blanco (municipio de Moratalla, Murcia) (Figura 1). Se trata de una población con menos de 250 individuos (243 en el censo de 2020) que se distribuyen en un tramo de cauce de aproximadamente 750 m. Como material para la comparación de sus características genéticas se usaron 47 individuos muestreados con anterioridad en 17 poblaciones de narcisos distribuidas por las sierras béticas del sureste de la Península (Figura 2), todos ellos incluidos en el estudio de Medrano *et al.* (2014) y asignables a los táxones *N. bujei*, *N. nevadensis* subsp. *nevadensis*, *N. nevadensis* subsp. *longispathus* y *N. nevadensis* subsp. *herreriae* según el tratamiento taxonómico de Algarra *et al.* (2018) que es el que seguiremos a partir de aquí. Los 61 individuos incluidos en este estudio se caracterizaron genéticamente mediante marcadores moleculares AFLP, aplicando los métodos descritos en detalle por Medrano *et al.* (2014). Las combinaciones de cebadores empleadas, reproducibilidad, número de fragmentos y nivel de polimorfismo para el conjunto de individuos analizados se muestran en la Tabla 1.

La diversidad genética del narciso de Villafuerte se comparó con la de las tres entidades taxonómicas más cercanas reconocidas por Algarra *et al.* (2018): *N. n.* subsp. *nevadensis* (15 individuos, 5 localidades), *N. n.* subsp. *longispathus* (15 individuos, 5 localidades) y *N. n.* subsp. *herreriae* (9 individuos, 3 localidades). Para la comparación se emplearon la proporción de fragmentos polimórficos, el número medio de marcadores por individuo y la singularidad de cada entidad taxonómica, estimada mediante el número de fragmentos exclusivos y la exclusividad media por individuo (DW, "frequency-downweighted marker value"; Schönswetter & Tribsch, 2005). El cálculo de estos parámetros se ha realizado tratando las muestras de las diferentes localidades como una única población para obtener una estimación global de las

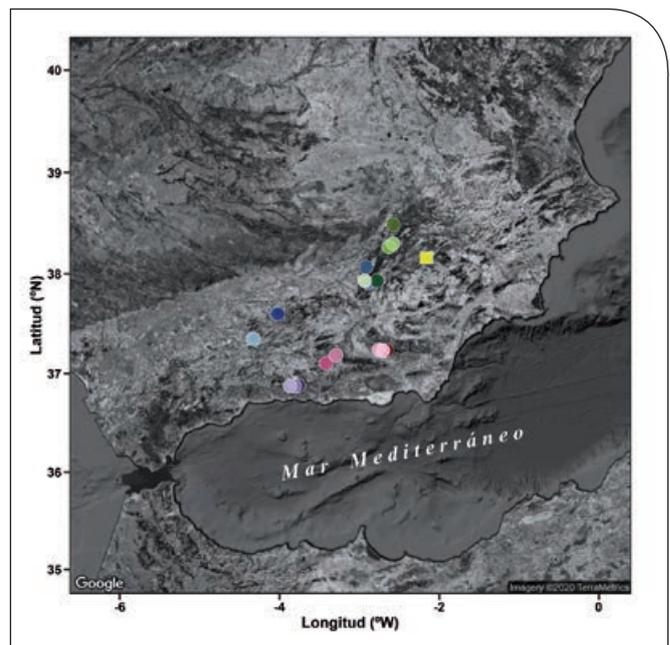


Figura 2. Localización de las 17 poblaciones de narcisos trompeteros de las sierras béticas orientales (círculos) con las que se comparan las muestras del narciso de Villafuerte (cuadrado amarillo). Los círculos en diferentes tonos de color azul se corresponden con las poblaciones muestreadas de *N. bujei*, los de color rosado con las de *N. n.* subsp. *nevadensis*, los de color verde con las de *N. n.* subsp. *longispathus* y los de color violeta con las poblaciones de *N. n.* subsp. *herreriae*. La nomenclatura sigue la propuesta de Algarra *et al.* (2018).

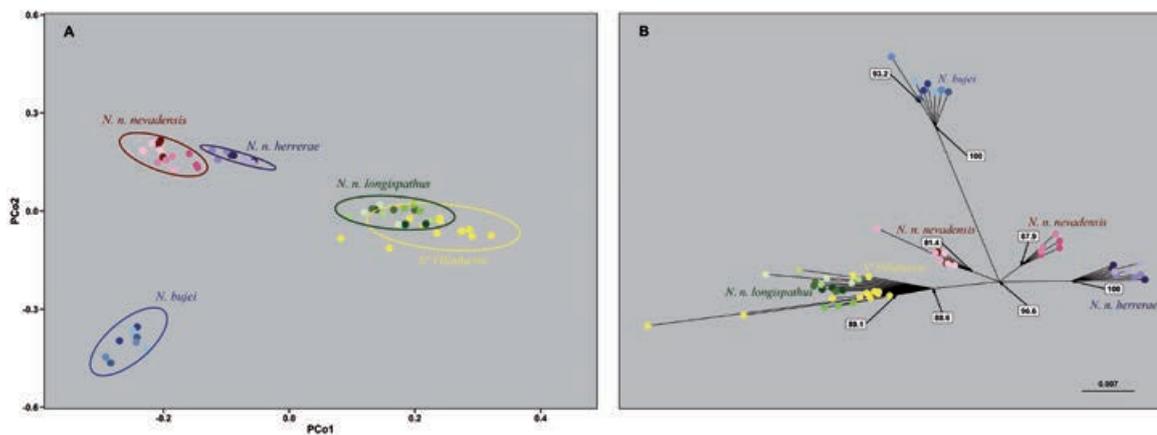


Figura 3. A. Distribución de los 61 individuos estudiados en el plano definido por los dos primeros ejes obtenidos del análisis de coordenadas principales de la matriz de distancias genéticas. B. Árbol consenso desraizado obtenido por el método neighbor-joining que representa las relaciones de similitud entre los 61 individuos incluidos en este estudio. Solo se representan las ramas con un soporte por bootstrap mayor al 80 % (se indica en los recuadros blancos). La nomenclatura sigue la propuesta de Algarra *et al.* (2018).

características genéticas de cada entidad taxonómica. La similitud genética entre individuos y localidades se evaluó mediante un análisis de coordenadas principales (PCoA) de la matriz de distancias de Jaccard obtenida a partir de la matriz global de presencias/ausencias de los 339 marcadores AFLP para todos los individuos analizados, incluyendo también los de *N. bujei* (8 individuos, 4 localidades), realizado mediante el uso del paquete estadístico “ade4” (Dray & Dufour, 2007) en el entorno R (R Development Core Team, 2017). También se construyó usando estos mismos datos un árbol de relaciones aplicando el método de “neighbor-joining” a la matriz de distancias genéticas de Nei-Li (1979), obtenidos mediante el uso del programa PHYLIP (Felsenstein, 2005) y los paquetes estadísticos “ape” (Paradis *et al.*, 2004), “phytools” (Revell, 2012) y “ggtree” (Guangchuang *et al.*, 2017) en el entorno R (R Development Core Team, 2017), para la computación por remuestreo (“bootstrap”) y la obtención y visualización del árbol consenso.

Resultados

La Tabla 2 resume los valores de diversidad y singularidad genéticas para el narciso de Villafuerte y los tres taxones afines. El porcentaje de polimorfismo de los narcisos de Villafuerte es mayor que para *N. n. subsp. nevadensis* y *N. n. subsp. herrerae*, y ligeramente inferior al de *N. n. subsp. longispathus*. El número medio de fragmentos AFLP por individuo es superior en los de Villafuerte que en los otros taxones. La población del narciso de Villafuerte se caracteriza por su gran singularidad genética. Tanto el número de fragmentos exclusivos como el parámetro DW, que mide la exclusividad media ponderada por individuo, son superiores a los de cualquiera de los otros tres taxones afines (Tabla 2).

El análisis PCoA indica que los cuatro taxones con los que estamos comparando el narciso de Villafuerte están claramente diferenciados entre sí, coincidiendo con los resultados de Medrano *et al.* (2014). Siguiendo el tratamiento taxonómico de Algarra *et al.* (2018), los narcisos de Villafuerte vienen a coincidir estrechamente con las muestras de *N. n. subsp. longispathus*, estando muy alejados de *N. n. subsp. nevadensis* y *N. n. subsp. herrerae* (Figura 3A). Las elipses de *N. n. subsp. longispathus* y los ejemplares de Villafuerte se solapan ampliamente, pero algunos de estos últimos ocupan una región del plano que les es exclusiva, lo que resaltaría su singularidad genética. Los resultados del árbol “neighbor-joining” (Figura 3B) coinciden en general con los del PCoA. Por un lado, se separan muy claramente los individuos de *N. bujei*. También se separan los individuos de *N. n. subsp. herrerae*, que forman un grupo muy homogéneo. Los individuos de las poblaciones de *N. n. subsp. nevadensis* se subdividen en

dos grupos bien diferenciados correspondientes a las poblaciones de Sierra de Baza y Sierra Nevada. Finalmente, todos los individuos de *N. n. subsp. longispathus* junto con los del narciso de Villafuerte forman un único grupo con soporte bootstrap muy elevado.

Conclusiones

Tomados en conjunto, los resultados de esta investigación permiten concluir que los narcisos de Villafuerte carecen de la diferenciación genética necesaria para ser considerados un taxón diferente de los actualmente reconocidos en la propuesta taxonómica sintética reciente de Algarra *et al.* (2018) para los narcisos trompeteros del sureste ibérico. En el marco de dicha propuesta, los narcisos de Villafuerte deben sin duda adscribirse a *N. n. subsp. longispathus*, un taxón con nutridas poblaciones ampliamente distribuidas por el macizo montañoso Cazorla-Segura-Las Villas-Alcaraz. Un resultado inesperado del presente estudio ha sido comprobar que a pesar del pequeño tamaño, marcado aislamiento geográfico y localización marginal respecto al área de distribución de *N. n. subsp. longispathus*, la única población existente del narciso de Villafuerte posee una diversidad y singularidad genéticas superiores al resto de los taxones afines considerados. Estos resultados tienen implicaciones directas para su conservación. La abolición del estatus taxonómico propio de *Narcissus enemeritoides* y su asimilación a un taxón relativamente abundante y bien distribuido podría tal vez ser visto como justificación para suspender o suavizar las actuales medidas de protección de su población. Sin embargo, cualquier decisión en esta línea sería a todas luces profundamente errónea. La diversidad y singularidad genéticas de esta población marginal la convierten en una entidad única que a pesar de su pequeño tamaño parece albergar una elevada proporción del acervo genético de *N. n. subsp. longispathus*, justificando de este modo todos los esfuerzos que actualmente se llevan a cabo para su preservación.

Agradecimientos

Agradecemos a Pilar Bazaga y Esmeralda López-Perea su ayuda con el trabajo de laboratorio y a Lola Cánovas su apoyo en los trabajos de seguimiento. El presente proyecto titulado “Variabilidad genética de la población silvestre del narciso de Villafuerte. Implicaciones para su conservación”, ha sido autorizado, promovido y cofinanciado por la Dirección General de Medio Natural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Tabla 2. Diversidad genética del narciso de Villafuerte en comparación con los tres taxones más afines.

Entidad taxonómica	N	Proporción fragmentos polimórficos (%)	Promedio fragmentos por individuo	Número fragmentos exclusivos (%)	Exclusividad media por individuo (DW) ¹
Narciso de Villafuerte	14	88.7	57.4	47 (29.5)	10.07
<i>N. n.</i> subsp. <i>nevadensis</i>	15	85.3	53.0	43 (31.6)	7.73
<i>N. n.</i> subsp. <i>longispathus</i>	15	91.3	50.7	37 (24.8)	9.07
<i>N. n.</i> subsp. <i>herrerae</i>	9	75.0	46.1	11 (12.5)	7.33

Combinación	Número de fragmentos AFLP	Tasa de error	% Fragmentos polimórficos (criterio 2%)
<i>PstI</i> -AA/Msel-CGC	58	0.0304	67.24
<i>PstI</i> -AT/Msel-CGT	99	0.0261	81.82
<i>PstI</i> -AC/Msel-CAC	87	0.0176	80.46
<i>PstI</i> -AG/Msel-CTT	95	0.0241	72.63
<i>Total</i>	339	0.0245	75.53

Tabla 1. Número de fragmentos, tasa de error media y porcentaje de fragmentos polimórficos de las cuatro combinaciones de enzimas y cebadores usados en este estudio para el conjunto de 61 individuos analizados.

¹ La exclusividad media por individuo se ha estimado con el parámetro "frequency-downweighted marker value" (DW) propuesto por Schönswetter & Tribsch (2005), que pondera por la frecuencia de cada marcador en la población.

Bibliografía

- Aedo, C. (2013). *Narcissus* L. in: Rico, E.; Crespo, M. B.; Quintanar, A.; Herrero, A.; Aedo, C. (eds.) *Flora Ibérica*. Vol. XX. Liliaceae-Agavaceae: 340-397. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.
- Algarra, J. A., G. Blanca, M. Cueto & J. Fuentes (2018). New data on daffodils of the *Narcissus nevadensis* complex (Amaryllidaceae) in SE Spain: *N. nevadensis* subsp. *herrerae* subsp. nov., and *N. nevadensis* subsp. *longispathus* comb. nov. *Phytotaxa* 371: 133-139.
- Blanca, G., B. Cabezedo, M. Cueto, C. Fernández-López & C. Morales-Torres (Editores) (2011). *Flora Vascular de Andalucía Oriental*. 2ª edición. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- BOE 46, 23/02/2011. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- BORM 131, 10/06/2003. Decreto n.º 50/2003, de 30 de mayo, por el que se crea el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia y se dictan normas para el aprovechamiento de diversas especies forestales.
- BORM 297, 29/12/2014. Decreto n.º 244/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los planes de recuperación de las especies Jara de Cartagena, Brezo Blanco, Sabina de Dunas, Narciso de Villafuerte y *Scrophularia arguta*.
- Dray, S. & A. Dufour (2004) The {ade4} Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software* 22: 120.
- Felsenstein, J. (2005) PHYLIP (Phylogeny Inference Package) version 3.6. Distributed by the author. Department of Genome Sciences, University of Washington, Seattle.
- Guangchuang Y, D. Smith, H. Zhu, Y. Guan, T. T.-Y. Lam (2017). ggtree: an R package for visualization and annotation of phylogenetic trees with their covariates and other associated data. *Methods in Ecology and Evolution* 8:28-36.
- Jiménez, J. F., P. Sánchez-Gómez, J. Guerra, A. Molins & J. A. Rosselló (2009). Regional speciation or taxonomic inflation? The status of several narrowly distributed and endangered species of *Narcissus* using ISSR and nuclear ribosomal ITS markers. *Folia Geobotanica* 44: 145-158.
- Marques, I., J. Fuertes Aguilar, M. A. Martins-Louçao, F. Moharrek & G. Nieto Feliner (2017). A three-genome five-gene comprehensive phylogeny of the bulbous genus *Narcissus* (Amaryllidaceae) challenges current classifications and reveals multiple hybridization events. *Taxon* 66: 832-854.
- Medrano, M., E. López-Perea & C. M. Herrera (2014). Population genetics methods applied to a species delimitation problem: endemic trumpet daffodils (*Narcissus* section *Pseudonarcissi*) from the southern Iberian Peninsula. *International Journal of Plant Sciences* 175: 501-517.
- Moreno, J.C., coord. (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid, 86 pp.
- Nei, M. & W. H. Li (1979). Mathematical model for studying genetic variation in terms of restriction endonucleases. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 76: 5269-5273.
- Paradis, E., J. Claude & K. Strimmer (2004) APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20: 289-290.
- R Development Core Team (2017). R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Revell, L. J. (2012) phytools: An R package for phylogenetic comparative biology (and other things). *Methods in Ecology and Evolution* 3: 217-223.
- Ríos, S., D. Rivera, F. Alcaraz & C. Obón (1999). Three new species of *Narcissus* L. subgenus *Ajax* Spach (Amaryllidaceae), restricted to the meadows and forests of south-eastern Spain. *Botanical Journal of the Linnean Society* 131: 153-165.
- Sánchez-Gómez, P., J. Guerra, J. Güemes, J. García, A. Hernández, A. F. Carrillo & M. A. Carrión (1998). *Flora murciana de interés nacional y europeo*. *Protección y legislación*. Universidad de Murcia. Fundación Séneca. Dirección General de Medio Natural. Región de Murcia.
- Sánchez-Gómez, P., A. F. Carrillo, A. Hernández, M. A. Carrión & J. Güemes (2000). Una nueva combinación de *Narcissus* (Amaryllidaceae). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 57: 430-431.
- Schönswetter, P. & A. Tribsch (2005). Vicariance and dispersal in the alpine perennial *Bupleurum stellatum* L. (Apiaceae). *Taxon* 54: 725-732.

MÓNICA MEDRANO¹, JESÚS ROBLES² Y CARLOS M. HERRERA¹

1. Estación Biológica de Doñana (CSIC), Avda. Américo Vespucio 26, 41092 Sevilla, España

2. Dirección General de Medio Natural, Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, Comunidad Autónoma Región de Murcia, Plaza Juan XXIII, Edificio C, 30071 Murcia, España

Conservación genética en islas: riqueza singular, reto plural



Figura 1. La fragmentación y transformación del paisaje dificulta la conectividad genética entre poblaciones, como muestra este acebuche canario (*Olea cerasiformis* Rivas Mart. & del Arco) en Fuerteventura, donde la fuerte presión por herbívoros introducidos compromete la persistencia de las escasas poblaciones remanentes. (Foto: C. García-Verdugo).

En plena crisis de biodiversidad, los sistemas insulares plantean una problemática especial desde el punto de vista de la conservación. Por un lado, los procesos derivados del aislamiento geográfico y las particulares condiciones ecológicas de estos sistemas han propiciado la presencia de una elevada biodiversidad endémica (i.e. exclusiva de una isla o conjunto de islas). A su vez, en estos medios se conjuga la fragilidad impuesta por su limitada disponibilidad de recursos con el impacto, sostenido desde hace siglos, de una población humana en aumento. Esta suerte de combinación adversa, unida a otros factores de cambio global (e.g. alteración del clima, sobrepastoreo, introducción de especies exóticas; Caujapé-Castells *et al.*, 2010) hacen de nuestra biodiversidad insular un engranaje constituido por piezas en muchos casos aún poco conocidas, pero cuyo funcionamiento global ya se encuentra seriamente amenazado.

Las consecuencias de la presión que sufren los sistemas insulares habitados, siendo los archipiélagos de Canarias y Baleares nuestro principal exponente nacional, son tan patentes que cualquier persona con nociones elementales de biología puede identificar fácilmente. Así, dentro de cada isla, la transformación antrópica del paisaje genera una fragmentación que, por un lado, dificulta o imposibilita la conectividad entre las poblaciones remanentes de cada especie, y por otro, reduce la disponibilidad de espacio habitable para la (re)colonización y establecimiento de nuevas poblaciones (Fig. 1). El resultado es que la deriva (pérdida de variantes genéticas por azar),

se acentúa en estas poblaciones pequeñas y fragmentadas, provocando una merma progresiva de la diversidad genética, piedra angular de la supervivencia de cualquier especie en el tiempo. Conscientes del valor de ese nivel de biodiversidad “no visible”, las estrategias de conservación a nivel internacional y nacional contemplan la preservación de la diversidad genética de manera explícita (i.e. Estrategia Española de Conservación Vegetal 2014-2020 y Objetivo 2 de la Global Strategy for Plant Conservation; <https://www.cbd.int/>).

De ese objetivo prioritario se desprende que un requisito fundamental para la biología de la conservación es conocer la distribución de la diversidad genética de las especies, así como los factores que la determinan. En este sentido, el desarrollo y la aplicación de herramientas genéticas nos ayudan a esclarecer los patrones de biodiversidad insular. De hecho, cada vez un mayor número de estudios apunta que esa idea inicial de que las plantas insulares contienen poca diversidad genética se ajusta principalmente a casos de endemismos de distribución muy restringida. Por el contrario, las especies con distribuciones insulares más amplias (i.e. aquellas que ocupan varias islas y/o territorios muy extensos en una isla) suelen albergar la misma, o incluso mayor, diversidad genética que sus poblaciones o congéneres continentales (e.g. García-Verdugo *et al.*, 2015a). Una transformación antrópica profunda, por tanto, no sólo pone en jaque al exclusivo elenco de especies que conforman los territorios insulares, sino a la rica diversidad genética que subyace en el conjunto de su flora. Estos son sin duda hechos alarmantes para la biología de la conservación en islas, o dicho de otro modo y ajustando el popular proverbio: “una gran diversidad conlleva una gran responsabilidad”, particularmente si esa alta diversidad incluye varios niveles de organización biológica, como es el caso de los sistemas insulares.

Entre las situaciones que amenazan la diversidad genética vegetal de nuestros archipiélagos, quizá las más llamativas son aquellas que suceden de modo “silencioso”, afectando al acervo genético insular de una forma difícilmente detectable o aparentemente poco preocupante para los no expertos. En la primera categoría entraría la hibridación de especies introducidas que son filogenéticamente próximas a nuestros endemismos, situación que conduce a la pérdida progresiva de la identidad genética del endemismo. Entre los ejemplos estudiados destaca el de la palmera canaria (*Phoenix canariensis* H. Wilpret) y su pariente introducido, la palmera datilera (*Phoenix dactylifera* L.; González-Pérez *et al.*, 2004). Un caso posiblemente más complejo para la toma de decisiones de conservación lo representa la hibridación entre endemismos insulares y especies nativas (Conesa, 2010). En este caso es difícil discernir si el contacto

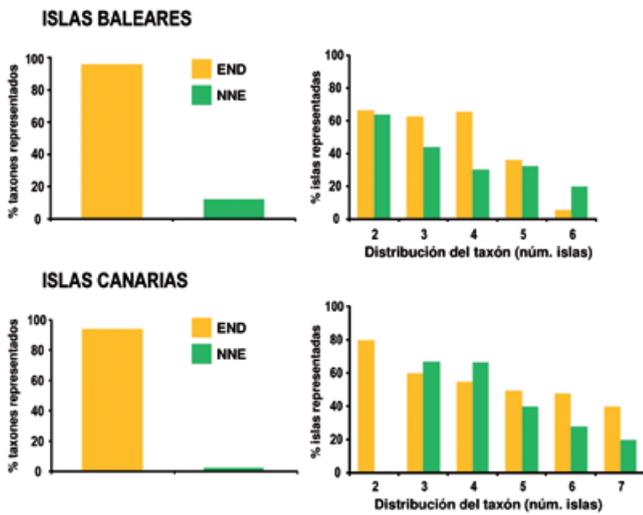


Figura 2. Porcentaje de representación de taxones endémicos (END) y nativos no endémicos (NNE) en los principales bancos de germoplasma de los archipiélagos nacionales de mayor tamaño (Jardín Botánico de Sóller; Islas Baleares, y Jardín Botánico Canario: Islas Canarias). Los porcentajes de las gráficas de la izquierda se han calculado en referencia al número aproximado de taxones de cada tipo (endémicos: Islas Baleares = 130, Islas Canarias = 600; nativos: Islas Baleares = 1700, Islas Canarias = 1300), mientras que las gráficas de la derecha desglosan el porcentaje de islas (incluyendo Dragonera en Baleares) muestreadas de la distribución conocida de cada taxón recogido en cada banco.

entre ambas especies se debe a un efecto antrópico (que de forma directa o indirecta favorece el rango de distribución de la especie nativa) o es un proceso natural, pero el resultado es la modificación del acervo genético del endemismo. Unido a los problemas que plantea la hibridación, podemos además estar cometiendo el error de asumir como un mal menor la pérdida de poblaciones de especies insulares “comunes”. Estudios recientes están mostrando que algunas especies de amplia distribución insular, incluso algunas catalogadas como nativas “probables”, parecen estar constituidas por grupos de poblaciones que bien podrían asignarse a distintas unidades taxonómicas debido a su marcada diferenciación molecular. La situación de estas especies, a veces erróneamente asociadas a las “crípticas” (ya que en realidad las especies de amplia distribución están simplemente poco estudiadas), tiene un interés particular para la conservación porque el escrutinio taxonómico de estos grupos puede conducir a la descripción de nuevos taxones necesitados de protección. Los géneros *Periploca*, *Cistus*, *Lotus* o *Bituminaria*, por citar algunos en proceso de estudio, parecen incluir ejemplos de este tipo.

Podría ser hasta cierto punto tranquilizador pensar que, frente a la grave situación de amenaza, contamos con herramientas para detectar y paliar eficazmente la huella que dejamos en la diversidad genética de las especies. No obstante, sería deseable evaluar críticamente los pasos dados para mejorar los futuros. Por ejemplo, los planes de reforzamiento/reintroducción de poblaciones de especies vegetales sin duda han aumentado en número y han mejorado sus criterios en las últimas décadas, pero sigue habiendo acciones que se ejecutan obviando la información científica disponible. La conservación genética debería pretender, al menos como planteamiento inicial, el mantenimiento de los patrones espaciales que son resultado de miles o millones de años de procesos ecológicos y evolutivos (dispersión, colonización y adaptación local; e.g. García-Verdugo *et al.*, 2015b). Si bien es cierto que las exiguas poblaciones de las especies críticamente amenazadas conceden muy poco margen para la implementación de medidas de conservación, hay actuaciones de reforzamiento que se ven comprometidas por circunstancias perfectamente remediables, como la ausencia o baja disponibilidad de fuentes de

semillas de origen conocido. En un escenario geográfico como los archipiélagos, donde la diversidad se estructura de una forma compleja, las soluciones deben estar guiadas por procesos que no sólo contemplan un nivel (taxonómico) “visible”, sino la biodiversidad desde una perspectiva integrada.

Otro frente en las medidas de conservación lo brindan los bancos de germoplasma. Estos recursos, fruto del esfuerzo de muchos profesionales durante décadas, resultan herramientas imprescindibles para alcanzar los compromisos adquiridos en materia de conservación *ex situ* recogidos en el artículo 9 del Convenio sobre Diversidad Biológica (<https://www.cbd.int/convention>). Sin embargo, estas colecciones necesitan desprenderse del mediático, pero equívoco, símil de “Arcas de Noé”; según describen las escrituras, Noé se afanó en salvaguardar exclusivamente una pareja de cada especie, estrategia que en términos genéticos habría conducido a una más que probable extinción a medio plazo de la inmensa mayoría de estas especies por los efectos de la endogamia. Los bancos de germoplasma, idealmente, deberían contener una “copia de seguridad” de la diversidad genética de una especie, y este objetivo es ciertamente difícil de conseguir con rigor. Como muestran los registros de los principales bancos de germoplasma vegetal del archipiélago canario (Jardín Botánico Canario “Viera y Clavijo” – Unidad Asociada al CSIC) y las Islas Baleares (Banco de Germoplasma de Sóller), se ha priorizado la conservación de los taxones endémicos de cada sistema insular, con la práctica totalidad de los mismos recogidos en sus colecciones (Fig. 2). Sin embargo, la representación geográfica de estos endemismos se ve claramente mermada conforme aumenta el número de islas que ocupa el taxón. Por su parte, los taxones nativos no endémicos cuentan con una representación aún muy baja, a pesar de la dotación genética particular que pueden albergar estos taxones en las islas, como se ha mencionado anteriormente. Las colecciones vivas de los jardines botánicos suponen un refuerzo a la conservación genética, pero también limitado por factores como el espacio y número de genotipos cultivados.

Ante esta realidad, la información que brindan las técnicas de análisis genético se perfila como un componente primordial para optimizar las estrategias de reforzamiento poblacional y conservación de diversidad genética *ex situ*. Cabe, no obstante, señalar la cautela que requiere el uso de las herramientas genéticas para la toma de decisiones:

-Interpretación de los índices de diversidad genética. La diversidad genética se estima fundamentalmente al nivel poblacional por medio de índices ampliamente aceptados por la comunidad científica. No obstante, niveles relativamente altos de diversidad genética poblacional no indican necesariamente un buen estado de conservación. En un estudio reciente (García-Verdugo *et al.*, 2019), se desarrollaron marcadores genéticos para *Daphne rodriguezii* Teixidor, una especie endémica de Menorca que siguiendo los criterios de la UICN ha pasado de estar catalogada como vulnerable (VU) a amenazada (EN) en los últimos años. Los resultados arrojan niveles de heterocigosidad esperada y número de alelos muy altos a nivel poblacional. Aunque estos resultados son positivos desde el punto de vista de su viabilidad genética, sería un grave error pensar que el estado de conservación de la especie es satisfactorio, dado que la mayoría de sus escasísimas poblaciones apenas alcanzan los 50 individuos. Si no se toman medidas urgentes, la deriva génica anteriormente mencionada conducirá a una caída irrecuperable de la heterocigosidad actual en unas pocas generaciones.

-Falta de relación entre abundancia de individuos y diversidad genética. Esta situación, opuesta a la anterior, la ilustran con claridad los dragos macaronésicos, particularmente por medio del emblemático taxón *Dracaena draco* (L.) L. subsp. *draco*. Hoy en día, encontramos ejemplares de este drago repartidos por todas las Islas Canarias, e incluso aparece como subespontáneo o cultivado en la Península Ibérica y otras muchas partes del mundo. Sin embargo, se ha detectado recientemente que la diversidad genética de los dragos macaronésicos es llamativamente baja, de tal manera que la amplia distribución actual es básicamente el resultado de la propagación de unos pocos haplotipos diferentes (Durán *et al.*, 2020). El caso del drago invita a pensar que incluso especies que la sociedad cree abundantes puedan encarar un futuro incierto por su limitada diversidad genética.

En conclusión, nuestras islas deben ser un paradigma de la biología de la conservación porque son escenarios donde niveles elevados de biodiversidad (incluida la genética) coexisten con un impacto acusado de nuestra actividad. Disponemos de herramientas diagnósticas y de medidas destinadas a paliar ese impacto, pero estas herramientas necesitan optimizarse con urgencia. Debemos priorizar la investigación rigurosa, apostar por un conocimiento científicamente contrastado y fomentar canales que permitan su aplicabilidad en los planes de conservación. En este punto es imprescindible mejorar el flujo de información entre investigadores y gestores. La generación de mapas de diversidad genética territorial debería ser un objetivo para los gobiernos regionales y autonómicos, con

el fin de identificar áreas de especial confluencia de biodiversidad no necesariamente incluidas en territorios ya protegidos. En paralelo, habría que dotar a los bancos de germoplasma con medios (personal adecuado, instalaciones) que permitan pasar de su rol como depósitos de vida latente a herramientas activas. El desarrollo de investigación básica en protocolos de conservación y germinación, o estudios de representatividad genética y biología reproductiva, son requisitos fundamentales para hacer de estas colecciones soluciones plenamente funcionales ante la crisis de biodiversidad.

Agradecimientos

Quiero agradecer a Magdalena Vicens, Miguel Ángel González y Nereida Cabrera su ayuda al facilitarme la información contenida en las bases de datos de los bancos de germoplasma de los que son responsables. Gracias también a dos revisores anónimos y a Ruth Jaén y Mario Mairal por leer el texto y aportar sugerencias de mejora. Algunas de las ideas recogidas en este artículo han sido ya defendidas en distintos foros por otros investigadores (Juli Caujapé, Pedro Sosa, José María Fernández-Palacios, entre otros), a los que agradezco las muchas conversaciones y su defensa por la investigación de calidad. Agradezco además a la Conselleria d'Innovació, Recerca i Turisme (Govern de les Illes Balears) y al Fondo Social Europeo la financiación recibida a través del contrato postdoctoral Vicenç Mut.

Bibliografía

- Caujapé-Castells, J., A. Tye, D.J. Crawford, A. Santos-Guerra, A. Sakai, K. Beaver, W. Lobin, F.B.V. Florens, M. Moura, R. Jardim, I. Gomes & C. Kueffer (2010) Conservation of oceanic island floras: present and future global challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 107–129.
- Conesa, M.A. (2010). *Hybridization patterns in Balearic endemic plants assessed by molecular and morphological markers*. Tesis doctoral. Facultat de Ciències. Universitat de les Illes Balears.
- Durán, I., A. Marrero, F. Msanda, C. Harrouni, M. Gruenstaedl, J. Patiño, J. Caujapé-Castells & C. García-Verdugo (2020). Iconic, threatened, but largely unknown: Biogeography of the Macaronesian dragon trees (*Dracaena* spp.) as inferred from plastid DNA markers. *Taxon* 69: 217–233.
- García-Verdugo, C., J.C. Illera & A. Traveset (2019). Characterization of microsatellite markers for the endangered *Daphne rodriguezii* (Thymelaeaceae) and related species. *Applications in Plant Sciences* 7 (7): e11274
- García-Verdugo, C., M. Sajeve, T. La Mantia, C. Harrouni, F. Msanda & J. Caujapé-Castells (2015a) Do island plant populations really have lower genetic variation than mainland populations? Effects of selection and distribution range on genetic diversity estimates. *Molecular Ecology* 24: 726–741.
- García-Verdugo, C., P. Monroy & J. Caujapé-Castells (2015b). *Caracterización molecular de poblaciones de acebuche (*Olea cerasiformis* Rivas-Mart. & del Arco) en Gran Canaria y evaluación de su uso en el reforzamiento de la población de la Montaña del Cedro*. Consejería de Medioambiente. Informe técnico. 10 pp. https://www.lifeguguy.com/sites/default/files/documentacion/2019/AG13_002_Accion%20A.1_INFORME_Olea_LifeGuguy_1.pdf
- González-Pérez, M. A., J. Caujapé-Castells & P.A. Sosa (2004). Molecular evidence of hybridisation between the endemic *Phoenix canariensis* and the widespread *P. dactylifera* with Random Amplified Polymorphic DNA (RAPD) markers. *Plant Systematics and Evolution* 247: 165–175.

CARLOS GARCÍA-VERDUGO^{1,2}

1. Universitat de les Illes Balears, Depto. Biología, ctra. Valldemossa Km 7.5, 07122 Palma (Islas Baleares)
2. Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (CSIC-UIB), c/Miquel Marqués 21, 07190 Esporles (Islas Baleares)

Estructura y diversidad genéticas de *Dioscorea pyrenaica* (Dioscoreaceae): hormigas, polinización y dispersión

Dioscorea pyrenaica Bubani & Bordère ex Gren. (= *Borderea pyrenaica* Miégeville) es un endemismo de alta montaña (1500–2500 m), con un área de distribución restringida (160 km²), que habita gleras calcáreas del Prepirineo y del Pirineo central (Segarra-Moragues *et al.*, 2003) (Fig. 1). Es una planta geófito, con tallos herbáceos decumbentes y con un conspi-

cuo xilopodio subterráneo globoso o de forma irregular que acumula cicatrices de las anteriores yemas anuales en toda su superficie (Segarra-Moragues & Catalán, 2005). Esta última característica es la que permite estimar la edad de los individuos, que en algunos casos supera los 300 años (García & Antor, 1995a, 1995b). Las hojas se disponen de forma alterna,



Figura 1. (A) Población de *Dioscorea pyrenaica* en la Basa de la Mora (Saravillo, Huesca). (B) Pies femeninos con sus frutos en una glera caliza (círculos rojos). (C) Pies masculinos. Fotografías de los autores.

son cordadas en la base, enteras y de color verde oscuro. Esta planta presenta unas características reproductivas muy particulares: carece de reproducción vegetativa, es dioica (sexos en individuos separados) y presenta un sesgo marcado a favor de los individuos masculinos (2:1; García & Antor, 1995b). El gineceo presenta dos rudimentos seminales en cada uno de los tres lóculos. El fruto es una cápsula triquetra con valvas semi-circulares, de nervios transversales prominentes, y puede llegar a producir un máximo de seis semillas, dos por cada carpelo (Segarra-Moragues & Catalán, 2005). Su periodo de floración es muy reducido, se restringe al mes de junio. En esta especie los individuos femeninos alcanzan la madurez sexual entre los 14 y 24 años (García *et al.*, 1995), dan pocas flores (<10) y alternan años reproductivos con otros no reproductivos. Como es de esperar en plantas con estas características, *D. pyrenaica* presenta en general poblaciones relativamente pequeñas y con un incremento demográfico muy lento.

Investigaciones previas de nuestro equipo analizaron la genética poblacional de esta especie, observando que las poblaciones mostraban elevados niveles de endogamia a pesar de tratarse de una especie dioica ($F_{IS} = +0.032$ - $F_{IS} = +0.212$; Segarra-Moragues *et al.*, 2007; Segarra-Moragues & Catalán, 2010). Sin embargo, la genética entre poblaciones de padres, madres y su progenie, así como la dispersión de polen de esta especie no habían sido estudiadas hasta hace poco. En esta nota damos a conocer los resultados y conclusiones más importantes de nuestra investigación. Para más información sobre los aspectos genéticos de la reproducción de *D. pyrenaica* puede consultarse el artículo científico publicado en la revista *Biological Journal of the Linnean Society* (Pérez-Collazos *et al.*, 2015).

Población estudiada, aplicación de marcadores microsatélites (SSR) y patrones reproductivos de *D. pyrenaica*

El estudio se llevó a cabo en una población prepirenaica cercana a La Basa de la Mora, en el macizo montañoso del Cotiella (Saravillo, Huesca) (Fig. 1). Esta población se encuentra aislada de las poblaciones más cercanas del macizo pirenaico de Monte Perdido (25 km) y del macizo prepirenaico del Turbón (45 km), por lo que asumimos que el flujo génico entre ellas es escaso. Se seleccionó un área de aproximadamente 1722 m², en donde se muestrearon hojas frescas de un total de 122 pies en estado reproductivo (89 individuos masculinos y 33 femeninos). Nuestro muestreo corroboró el marcado sesgo poblacional de sexos (2:1, es decir dos individuos masculinos por cada uno femenino) reportado en otros estudios (García & Antor, 1995b). La localización de cada indivi-

duo se georreferenció mediante GPS. El muestreo se realizó en el mes de julio cuando las semillas ya estaban formadas. Se colectaron 246 semillas, correspondientes a los 33 pies femeninos detectados (de una a siete semillas por individuo).

Se extrajo el ADN total de las hojas, desecadas en gel de sílice, así como de las semillas de los individuos adultos recolectados, usando el kit comercial "DNeasy Plant Minikit" (Qiagen, Barcelona). Posteriormente se amplificó una batería de microsatélites nucleares (SSR) empleando 8 cebadores marcados con fluorocromos de entre los diseñados por Segarra-Moragues *et al.* (2003, 2004). El análisis de los fragmentos amplificados se realizó mediante un secuenciador automático ABI 3700 (Applied Biosystems, Madrid), estableciéndose el genotipo de cada muestra según los tamaños detectados. Se obtuvieron cromatogramas para cada uno de los loci microsatélites en los individuos (tanto adultos como de sus progenies): ello permitió su codificación alélica y genotipado. Al tratarse de una especie alotetraploide con herencia disómica y tamaños alélicos subgenómicos no solapantes en la mayoría de los loci (Catalán *et al.*, 2006), se codificaron los alelos de cada región 'tetraploide' en sus correspondientes dos loci 'diploides', procediendo al genotipado de los individuos y a su análisis genético como si se tratara de individuos típicamente diploides (Segarra-Moragues *et al.*, 2007). Para un total de 13 loci disómicos se obtuvieron genotipos individuales que fueron empleados en diferentes análisis estadísticos (Pérez-Collazos *et al.*, 2015).

Diversidad genética intra-poblacional de *D. pyrenaica*

El número de alelos diferentes (N_A) fue mayor en los individuos masculinos (80) que en los femeninos (56), probablemente debido al sesgo de muestreo entre sexos. En términos generales se detectó una baja diversidad genética si se comparan nuestros resultados con los valores estimados para otras plantas endémicas con estos marcadores (por ej. $H_o = 0.32$; $H_e = 0.42$; cf. Nybom, 2004), lo que puede deberse a diversas razones, como la gran distancia geográfica existente entre las poblaciones de la especie y el escaso flujo génico entre ellas, el reducido éxito reproductivo indicado para la especie o la distancia corta de dispersión de semillas. Todo ello favorecería la endogamia o los posibles cuellos de botella genéticos a los que posiblemente se vieron expuestas las poblaciones de *D. pyrenaica* durante los sucesivos periodos glaciares e interglaciares (Segarra-Moragues *et al.*, 2007).

Otros índices de diversidad genética mostraron mayor diversidad en los individuos masculinos que en los femeninos (Tabla 1). Sin embargo, el índice de riqueza alélica, que permite relativizar la diversidad de alelos con respecto al tamaño de la muestra, mostró valores similares entre individuos de uno u otro sexo ($Ar = 4.62$ vs. $Ar = 4.31$, Tabla 1). Por otra parte, los individuos adultos (masculinos y femeninos) mostraron mayor diversidad genética que los descendientes, pese a que el conjunto de muestras de la descendencia duplicaba al de los adultos (Tabla 1). La mayor diversidad detectada en los individuos masculinos podría deberse por una parte al sesgo del muestreo a favor de ellos, lo que se correspondería con los patrones demográficos observados en la especie, y por otra, al hecho de que los individuos masculinos florecen todos los años, mientras que los femeninos cada dos años.

Además, la mencionada pérdida de diversidad genética en la descendencia podría deberse a desviaciones del proceso de panmixia, al escaso número de individuos masculinos participantes en la polinización de las flores de cada pie femenino, al

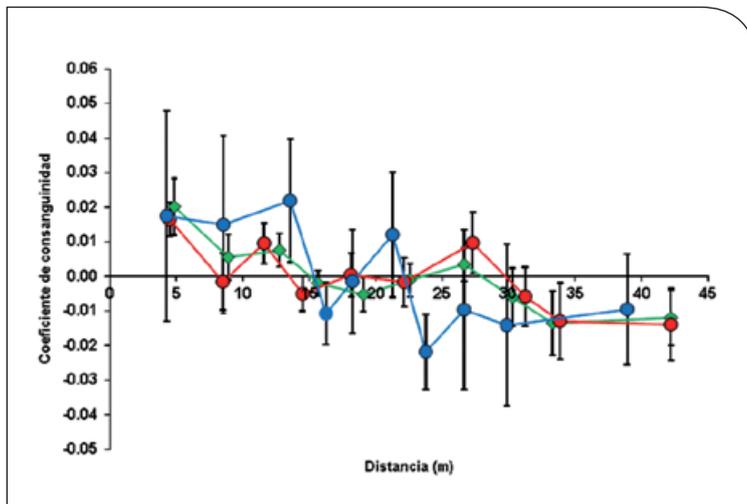


Figura 2. Autocorrelograma espacial de los coeficientes de endogamia por parejas de adultos de *Dioscorea pyrenaica* (eje Y) en 10 clases de distancias (eje X). Las barras indican la desviación típica. ♦ = Adultos. ● = individuos masculinos. ● = individuos femeninos (Modificada de Pérez-Collazos *et al.*, 2015).

reducido número de flores de estos últimos y a su baja tasa de fecundidad. Sin duda estos factores favorecerían la endogamia.

Como habíamos detectado 89 individuos masculinos adultos en flor esperábamos que todos ellos participaran en la reproducción. Sin embargo, el análisis de paternidad desarrollado con ellos y sus descendientes mostró que sólo 56 individuos masculinos (ca. 63%) habían participado en la polinización de los 33 pies femeninos estudiados. Además, la participación de los individuos masculinos en la fecundación de individuos femeninos no estaba directamente relacionada con su distancia espacial a éstos. De confirmarse esta hipótesis, el cruzamiento ocasional, nada aleatorio de los individuos masculinos con los femeninos también podría explicar los bajos niveles de diversidad genética global de la especie. En todo caso, se requieren estudios más detallados para corroborar si estos patrones reproductivos ocurren de forma generalizada en otras poblaciones de la especie.

Estructura genética y competencia en *D. pyrenaica*

La estructura genética permite conocer la forma en que se distribuye la diversidad genética a distintas escalas espaciales de agrupación de los individuos y las poblaciones que componen una especie determinada (Pérez-Collazos, 2012). En nuestro caso, determinamos la distancia de dispersión polínica a través del análisis de paternidad, así como el grado de parentesco genético de los individuos adultos en función de su distancia espacial. Nuestros resultados indican la existencia de una marcada estructuración, ya que los individuos adultos están estrechamente relacionados genéticamente a distancias inferiores a 10 metros y a medida que esa distancia aumenta hay menos relación entre ellos (Fig. 2). Los resultados esperados para una población aislada y con distancias de polinización y dispersión cortas se corresponderían con una estructura genética elevada. Por otra parte, para una especie con reproducción sexual y polinizada por insectos, como es el caso de *D. pyrenaica*, se esperaría un flujo génico elevado y por tanto una menor estructuración genética (Fernández-Manjarres *et al.*, 2006).

Sería interesante comparar el patrón diferencial de relaciones genético-espaciales presentado por los individuos masculinos y femeninos. Los primeros presentan una alta endogamia a distancias inferiores a los 14 metros, siguiendo el patrón general estimado para el conjunto de adultos. Sin embargo, los

individuos femeninos presentan valores elevados de endogamia a distancias menores (5 metros). Estos valores descienden notablemente en el intervalo de 5 a 10 m y vuelven a ser positivos a una distancia de 12 metros (Fig. 2). Esta diferencia de la endogamia entre individuos masculinos y femeninos podría deberse a la existencia de una fuerte competencia por la supervivencia, la cual se asocia a especies con hábitat restringido y de escasos recursos cuyo desarrollo y reproducción quedan dificultados (Matesanz *et al.*, 2011). Los resultados sugieren que en *D. pyrenaica* esta competencia es aún mayor entre los individuos femeninos que entre los masculinos. Estos últimos presentan áreas mayores ocupadas a su alrededor con individuos emparentados, y por tanto un mayor número de potenciales competidores, todo ello sugiere una menor presión de selección sobre los individuos masculinos emparentados entre sí que sobre los femeninos. Ello puede deberse a las características del proceso de reproducción de la especie, principalmente al coste energético derivado de la formación de frutos y semillas en los individuos femeninos.

¿Actúan las hormigas como polinizadoras y potenciales dispersoras de *D. pyrenaica*?

Tanto la estructura genética como la relación entre los individuos de una población dependen de diversos factores, entre los que se encuentra la polinización y la dispersión de semillas (Broadhurst *et al.*, 2017). *D. pyrenaica* presenta un gradiente altitudinal en las gleras que coloniza, y por lo tanto se esperaría que los individuos de la parte superior de la misma, estuviesen más relacionados genéticamente con los individuos cercanos, así como con los más inferiores, todo ello asumiendo que la dispersión de semillas se produce por gravedad y que puede estar potenciada por el agua de escorrentía. Sin embargo, nuestros resultados no muestran ninguna correlación preferente, lo que sugiere la participación de polinizadores o de dispersores activos que mueven tanto el polen como las semillas dentro de las gleras.

Varios estudios han demostrado que las hormigas juegan un papel importante en la dispersión de polen y semillas de diferentes especies de plantas, generando patrones no direccionales de flujo génico (Gómez & Zamora, 1992; Lengyel *et al.*, 2009), tal como hemos detectado en *D. pyrenaica*. García *et al.* (1995) demostraron que la planta es visitada por numerosos insectos (dípteros, himenópteros y coleópteros), siendo la hormiga *Leptothorax tuberum* (Fabricius, 1775) su polinizador más eficiente, a pesar de no ser el más asiduo. Los hábitos sedentarios de esta hormiga (Radchenko, 2004) explican la dispersión polínica relativamente reducida de *D. pyrenaica* detectada en nuestro estudio. Sin embargo, sería necesario estudiar plántulas establecidas para aclarar el posible papel adicional de dicha hormiga en la dispersión de las correspondientes semillas.

Agradecimientos

Agradecemos a Juan José Robledo-Arnuncio por su asesoría en los análisis de paternidades y dispersión polínica basados en datos genéticos. Este estudio fue financiado por el proyecto BIOCON05/093 de la Fundación BBVA, por el Gobierno de Aragón y el Fondo Social Europeo, así como por las ayudas al grupo de investigación Bioflora de la Universidad de Zaragoza.

	N	N _A	A	Ar	H _O	H _E
Individuos masculinos	89	80	6.15	4.62	0.298	0.324
Individuos femeninos	33	56	4.31	4.31	0.308	0.310
Adultos	122	90	6.92	4.55	0.301	0.321
Semillas	246	78	6.00	3.95	0.276	0.291
Total	368	98	7.54	4.22	0.284	0.302

Tabla 1. Índices de diversidad genética de los individuos adultos (masculinos y femeninos), y de sus descendientes (semillas), analizados mediante 13 loci SSRs, en la población Prepirenaica de *D. pyrenaica* de La Basa de la Mora (Saravillo, Huesca) (Modificada de Pérez-Collazos *et al.*, 2015).

N = Número de individuos, N_A = Número total de alelos, A = Número medio de alelos por locus, A_r = Riqueza alélica aplicando el índice de rarefacción, H_O = Heterocigosidad observada, H_E = Heterocigosidad esperada.

Bibliografía

- Broadhurst L., M. Breed, A. Lowe, J. Bragg, R. Cattullo, D. Coates, F. Encinas-Viso, N. Gellie, E. James, S. Krauss, B. Potts, M. Rossetto, M. Shepherd & M. Byrne (2017). Genetic diversity and structure of the Australian flora. *Diversity and Distributions*, 23: 41-52.
- Catalán, P., J.G. Segarra-Moragues, M. Palop-Esteban, C. Moreno & F. González-Candelas (2006). A Bayesian approach for discriminating among alternative inheritance hypotheses in plant polyploids: the allotetraploid origin of genus *Borderea* (Dioscoreaceae). *Genetics*, 172: 1939-1953.
- Fernández-Manjarres, J.F., J. Idol & V.L. Sork (2006). Mating patterns of black oak *Quercus velutina* (Fagaceae) in a Missouri oak-hickory forest. *Journal of Heredity*, 97: 451-455.
- García, M.B., & R. Antor (1995a). Age and Size Structure in Populations of a Long-Lived Dioecious Geophyte – *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *International Journal of Plant Science*, 156: 236-243.
- García, M.B., & R. Antor (1995b). Sex-ratio and sexual dimorphism in the dioecious *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *Oecologia*, 101: 59-67.
- García, M.B., R. Antor & X. Espadaler (1995). Ant pollination of the palaeoendemic dioecious *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *Plant Systematics and Evolution*, 198: 17-27.
- Gómez, J.M., & R. Zamora (1992). Pollination by ants: consequences of the quantitative effects on a mutualistic system. *Oecologia*, 91: 410-418
- Lengyel, S., A.D. Goove, J.A. Latimier, J.D. Majer & R.R. Dunn (2009). Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. *PLoS ONE*, 4: e5480.
- Matesanz, S., T.E. Gimeno, M. de la Cruz, A. Escudero & F. Valladares (2011). Competition may explain the fine-scale spatial patterns and genetic structure of two co-occurring plant congeners. *Journal of Ecology*, 99: 838-848.
- Nybohm, H. (2004). Comparison of different nuclear DNA markers for estimating intraspecific genetic diversity in plants. *Molecular Ecology*, 13: 1143-1155.
- Pérez-Collazos, E. (2012). *Marcadores moleculares y Conservación de especies amenazadas*. Editorial Académica Española, Berlin. 64 pp.
- Pérez-Collazos, E., J.G. Segarra-Moragues, L. Villar & P. Catalán (2015). Ant pollination promotes spatial genetic structure in the long-lived plant *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 116: 144-155.
- Radchenko, A. (2004). A review of the ant genera *Leptothorax* Mayr and *Temnothorax* Mayr (Hymenoptera, Formicidae) of the Eastern Palaearctic. *Acta Zoologica Hungarica*, 50: 109-137.
- Segarra-Moragues, J.G. & P. Catalán (2005). *Borderea* Miégev. En: Castroviejo, S., C. Aedo, M. Lainz, F. Muñoz Garmendia, G. Nieto Feliner, J. Paiva, & C. Benedí (eds.). *Flora iberica XXI*: 11-14. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Segarra-Moragues, J.G., & P. Catalán (2010). The fewer and the better: prioritization of populations for conservation under limited resources, a genetic study with *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae) in the Pyrenean National Park. *Genética*, 138: 363-376.
- Segarra-Moragues, J.G., M. Palop-Esteban, F. González-Candelas & P. Catalán (2003). Characterization of ten trinucleotide microsatellite loci in the Critically Endangered Pyrenean yam *Borderea chouardii* (Dioscoreaceae). *Molecular Ecology Notes*, 3: 265-267.
- Segarra-Moragues, J.G., M. Palop-Esteban, F. González-Candelas & P. Catalán (2004). Characterization of seven (CTT)_n microsatellite loci in the Pyrenean endemic *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae): Remarks on ploidy level and hybrid origin assessed through allozymes and microsatellite analyses. *Journal of Heredity*, 95: 177-183.
- Segarra-Moragues, J.G., M. Palop-Esteban, F. González-Candelas & P. Catalán (2007). Nunatak survival vs. tabula rasa in the Central Pyrenees: a study on the endemic plant species *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *Journal of Biogeography*, 34: 1893-1906.

ERNESTO PÉREZ-COLLAZOS¹, JOSÉ GABRIEL SEGARRA-MORAGUES, LUIS VILLAR², PILAR CATALÁN¹

1. Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.
2. Departamento de Botánica y Geología. Universidad de Valencia. 3. Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC). (ernextop@unizar.es)

La conservación y protección de los robles eurosiberianos en el sector oriental del Sistema Central

Introducción

El sector oriental del Sistema Central (sierras de Guadarrama y Ayllón) actúa como refugio de especies eurosiberianas que tuvieron una distribución más amplia en el pasado, al presentar características climáticas transicionales entre la región mediterránea y la región eurosiberiana. Este es el caso de los robles eurosiberianos *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. y *Quercus robur* L. Ambos taxones, no siempre fáciles de distinguir entre sí en sus áreas marginales de distribución, donde también es muy frecuente la existencia de numerosos individuos con caracteres intermedios (Fig. 1), alcanzan en este territorio su límite meridional en el centro de la Península Ibérica (Amaral, 1990; Díaz-Fernández *et al.*, 1995; Blanco *et al.*, 2005). El análisis de la información bibliográfica y de las bases de datos botánicas y forestales disponibles, junto a un minucioso trabajo de campo realizado en las últimas décadas, ha permitido que en la actuali-

dad se cuente con una base de datos y cartografía muy detallada de su presencia en el área (Fig. 2). Los resultados corológicos, casi 370 localizaciones de las que el 70% proceden de nuestro trabajo de campo, han sido plasmados en una serie cartográfica a escala 1:50.000 que se puede consultar en Pajarón (2018, <http://oa.upm.es/63351/>).

Este trabajo ha permitido constatar que en el territorio estudiado las poblaciones de robles eurosiberianos y sus híbridos son escasas y se encuentran muy localizadas y, en general, están constituidas por pocos individuos con un estado de conservación malo o muy malo, y presentan una exigua regeneración. Partiendo de poblaciones ya muy limitadas por las condiciones climáticas de la segunda mitad del holoceno y por la explotación antrópica de los últimos siglos, los escasos pies remanentes (Fig. 1) se encuentran en la actualidad con un doble cuello de botella: dificultades en



Figura 1. Arriba: uno de los imponentes robles de la sierra de Ayllón, preservado en un canchal difícilmente accesible por el ganado o a la fauna silvestre, y salvaguardado del fuego. Abajo: algunos de estos ejemplares presentan caracteres típicos de *Quercus petraea* (hojas pecioladas y de base cuneada) junto a otros característicos de *Quercus robur* (pedúnculo largo y fino).

la reproducción (pocos efectivos) y presión diferencial de los herbívoros, a causa de su mayor palatabilidad frente a otras especies en este medio submediterráneo. Es por ello que nos planteamos analizar el estado de la normativa de protección de estos robles eurosiberianos a diferentes escalas, que ya había sido examinada parcialmente en diferentes Comunidades por Baonza & Martínez (2013) y García & Martínez (2018), con el objetivo de diagnosticar las posibles carencias y realizar propuestas para mejorar la protección y gestión de sus poblaciones en este sector del Sistema Central.

Normativas actuales

Se ha realizado un análisis del grado y la naturaleza de las normativas actuales de protección, identificando su inclusión en las distintas figuras de protección a nivel europeo, nacional y autonómico (Tabla 1). Además, también se han analizado las acciones que estas figuras llevan aparejadas, como especies o como componentes en una asociación vegetal o hábitat.

Estos robles (*Quercus petraea* y *Q. robur*) no ostentan como especie ninguna figura de protección a nivel europeo (ver la Directiva 92/43) o nacional, aunque ambas sí están incluidas, en los Hábitats de Interés Europeo presentes en el área (García & Jiménez, 2009; Olano & Peralta de Andrés, 2009). Sin embargo, en la descripción y análisis de estos Hábitats (9230 y 9120) sólo se reconoce el subtipo mediterráneo en el Sistema Central y se constata su valor biogeográfico. Además, tampoco se definen medidas específicas para las poblaciones del Sistema Central, a pesar de que sí se reconoce su mayor vulnerabilidad frente al cambio climático o los incendios forestales.

A nivel autonómico, el tratamiento de estas poblaciones depende de las decisiones en 3 comunidades: Castilla-La Mancha, Castilla y León y Madrid. Castilla-La Mancha es la comunidad que adjudica mayor protección legal a estas especies, definiéndolas como vulnerables, y reconociendo la necesidad de generar planes de protección y manejo que reviertan o disminuyan esta situación de vulnerabilidad manifiesta. Ambas especies están incluidas en los Hábitats de Protección Especial de Castilla-La Mancha, *Quercus petraea* como do-

minante en los robledales albares incluidos en los Bosques relictos de carácter eurosiberiano y las dos como acompañantes en los Rebollares húmedos ayllonenses (Ley 9/1999 y Decreto 199/2001). Además, *Q. petraea* ya se incluyó en el primer Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Castilla-La Mancha (Decreto 33/1998), mientras que en la posterior modificación por el Decreto 200/2001 se añadió *Q. robur* y sus híbridos con otros *Quercus*. Todos estos taxones se han incluido en el Catálogo por pertenecer al grupo de especies eurosiberianas que mantienen poblaciones relictas en enclaves montañosos y húmedos de la región (Herranz & Martín Herrero, 2002). En Castilla y León, sin embargo, a pesar de compartir problemáticas similares en la zona, estas especies no están incluidas en el Catálogo de Flora Protegida ni en el Catálogo de Especímenes Vegetales de singular relevancia, aunque sí aparece reseñado *Quercus petraea* como Especie de interés florístico local en el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Espacio Natural «Sierra de Guadarrama» (Segovia y Ávila) (Decreto 4/2010). Por su parte, la normativa de la Comunidad de Madrid sobre la Protección y Regulación de la Fauna y Flora Silvestres se inicia con la Ley 2/1991, y continúa con el posterior Decreto 18/1992, por el que se aprueba el Catálogo Regional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres y se crea la categoría de árboles singulares. En este Decreto se indican en el apartado “De interés especial” el roble albar (*Quercus petraea*), especie de distribución eurosiberiana, característica de ambientes forestales y escasa en la Comunidad de Madrid, y el roble común (*Quercus robur*), cuya presencia se señala como dudosa en la Comunidad de Madrid. Además, se incluyen en este Decreto dos magníficos ejemplares de roble albar en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, en su categoría de “Árboles Singulares”, a los que se suma uno más con la Orden 68/2015 de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Por su parte, la categoría “De interés especial” para *Quercus petraea* también aparece recogida en el Listado de especies protegidas del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (www.parquenacionalsierraguadarrama.es/es/naturaleza/vegetacion/124-flora).

Diagnóstico y propuestas acerca de la conservación y protección de *Quercus robur* y *Q. petraea* en el sector oriental del Sistema Central

El reducido tamaño de las manifestaciones de ambas especies en el territorio estudiado, su aislamiento respecto a otras poblaciones y sus adaptaciones a condiciones ambientales extremas en el límite de su distribución, las hacen especialmente requeridas de protección. Sin embargo, se ha constatado la disparidad de criterios de las diferentes administraciones, que se plasma en una escasa y heterogénea normativa, indicando carencias a la hora de valorar la distribución de las especies en su conjunto, lo cual impide evaluar correctamente su estado de conservación. En primer lugar, señalamos que estos robles no ostentan ninguna figura de protección concreta a nivel europeo o nacional. Este hecho se explica por la escala de protección que manejan estos niveles, un contexto territorial amplio en el que dichos taxones no son raros o no están sometidos a amenazas relevantes. Si bien este efecto de escala en la evaluación del grado de amenaza que pueden tener estas especies es lógico, cabe llamar la atención sobre la ausencia de un tratamiento específico a nivel nacional para aquellas poblaciones que representan enclaves relictos o límites de distribución con interés corológico, y que suponen un gran recurso genético y de biodiversidad.

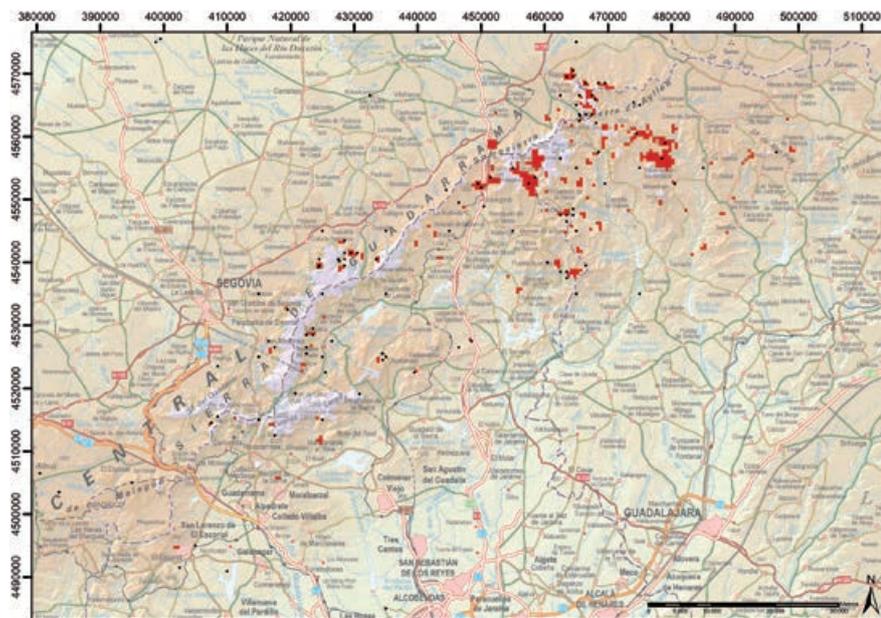


Figura 2. Localizaciones del complejo *Quercus robur* / *Q. petraea* en el Sistema Central oriental. Los puntos negros se corresponden con referencias previas y las cuadrículas rojas (1x1 km) indican presencia de algún componente del complejo según nuestros datos de campo. Modificado de Pajarón (2018).

Si en los niveles europeo y nacional las poblaciones relictas de estas especies en Guadarrama/ Ayllón no reciben atención por ser comunes en otras áreas, entonces, se podría pensar que esta valoración correspondería al nivel autonómico. Efectivamente, en las legislaciones autonómicas de las comunidades de Castilla-La Mancha y de Madrid sí se reconoce la importancia de la conservación de ambos taxones (Tabla 1), aunque con categorías y propuestas de actuación heterogéneas mientras que, por el contrario, no se reconoce en la legislación de Castilla y León. En la Comunidad de Castilla-La Mancha ambas especies (y los híbridos de *Quercus robur* con otros *Quercus*) se identifican con la categoría de vulnerables, pero el Catálogo de la Comunidad de Madrid no adjudica a estas especies una categoría de amenaza, sino que más bien relaciona su protección con valores científicos, ecológicos, culturales o por su singularidad. Además, como ya señalaron Baonza & Martínez (2013), el catálogo madrileño adolece de limitaciones debido a la falta de actualización, a la ausencia de los preceptivos planes de conservación/recuperación, o al desconocimiento de la distribución precisa de las especies en la región. En este sentido, la inclusión de *Quercus robur* en el Catálogo, dudando de su presencia en el territorio de forma natural, a pesar de haber sido citada repetidas veces en el Hayedo de Montejo y en las dehesas boyales de Somosierra, Puebla de la Sierra y La Hiruela (Baonza, 2012), resulta un ejemplo paradigmático.

Por tanto, se constata la disparidad de criterios de las diferentes administraciones, que se plasma en una escasa y heterogénea normativa, indicando carencias a la hora de valorar la distribución de las especies en su conjunto, lo cual impide evaluar correctamente su estado de conservación. Consecuentemente, resultaría muy recomendable hacer una revisión del estado de las poblaciones de roble albar y roble común por regiones geográficas o geográficas, con información precisa y detallada, al menos de las poblaciones marginales. Por otra parte, proponemos que en estas situaciones límite se estudien estas especies como un complejo de taxones pues, tal como ya se ha comentado, en estas condiciones son difíciles de diferenciar y determinar, teniendo en cuenta además que en poblaciones reducidas se multiplican los procesos de hibridación e introgresión genética (Lepais *et al.*, 2009). Finalmente, señalar que si se desea conservar la máxima variabilidad en

los robledales eurosiberianos, es fundamental mantener los recursos genéticos de estas pequeñas poblaciones. Debería evitarse la introducción incontrolada de material genético foráneo, como ha sucedido recientemente en el Parque Nacional del Guadarrama (Fig. 3).

Agradecimientos

A Carlos Morla y Rafael Escribano



Figura 3. Uno de los cientos de robles (*Quercus robur*) que se acaban de plantar en la Pedrizca (Parque Nacional del Guadarrama), sin tener en cuenta el origen del material de reproducción.

Bibliografía

- Amaral, J. (1990). *Quercus*. En: Castroviejo, S., Lainz, M., López, G., Montserrat, P., Muñoz, F., Pavia, J., Villar, (eds). *Flora Iberica* 2, pp. 15–36. Real Jardín Botánico CSIC, Madrid.
- Baonza, J. (2012). Citas de flora vascular de interés de la Sierra del Rincón (Madrid, España). *Botanica Complutensis* 36: 105-111.
- Baonza, J. & Martínez, F. (2013). Notas florísticas de la Sierra de Guadarrama (Madrid, Segovia). *Ecología* 25: 137–174.
- Blanco, E., Casado, M., Costa, M., Escribano, R., García, M., Génova, M., Gómez, A., Gómez, F., Moreno, J., Morla, C., Regato, P., Sainz, H. (2005). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. 4ª ed. revisada, Ed. Planeta.
- García, I. & Jiménez, P. (2009). 9230 Robledales de *Quercus pyrenaica* y robledales de *Quercus robur* del Noroeste ibérico. En: VVAA, *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- García, J. & Martínez, J.M. (2018). Aportaciones al catálogo florístico de la provincia de Guadalajara (Castilla-La Mancha). *Flora Montiberica*, 70: 102-121.
- Herranz, J.M. & Martín, J. (2002). Situación actual de la conservación vegetal en Castilla-La Mancha. *Conservación Vegetal*, 7: 15-17.
- Lepais, O., Petit, R. J., Guichoux, E., Lavabre, J. E., Alberto, F., Kremer, A., Gerber, S. (2009). Species relative abundance and direction of introgression in oaks. *Molecular Ecology*, 18(10): 2228-2242.
- Olano, J. M. & Peralta de Andrés, J. (2009). 9120 Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de *Ilex* y a veces de *Taxus* (*Quercion roburi-petraeae* o *illici-fagenion*). En: VVAA, *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Pajarón, E. (2018). *Estudio de la distribución del complejo Quercus robur-Quercus petraea en el sector oriental del Sistema Central*. Proyecto Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid.

NIVEL	FIGURAS DE PROTECCIÓN	TIPO DE PROTECCIÓN		
EUROPEO	Lista Roja Europea de árboles	<i>Q. petraea</i> y <i>Q. robur</i> : Menor preocupación		
	Hábitats de Interés Comunitario	Incluidas en los Hábitats (no prioritarios): 9230 - "Robledales galaico-portugueses de <i>Q. robur</i> y <i>Q. pyrenaica</i> " 9120 - "Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (<i>Quercionrobori-petraeae</i> o <i>Illici-Fagenion</i>)"		
NACIONAL	Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascul ar Amenazada de España Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas	<i>Q. petraea</i> y <i>Q. robur</i> no incluidas		
Autonómico	Catálogos Regionales de Especies de Flora Amenazada	Comunidades	<i>Q. petraea</i>	<i>Q. robur</i>
		Castilla- La Mancha	Vulnerable	Vulnerable (incluidos sus híbridos con otros <i>Quercus</i>)
		Castilla y León	No incluidas	
	Madrid	Interés especial	Interés especial	
	Catálogos de Árboles Singulares	Comunidad de Madrid: 3 ejemplares de <i>Q. petraea</i>		

Tabla 1. Figuras de Protección de *Quercus robur* y *Q. petraea* en diferentes niveles administrativos

MAR GÉNOVA, ALICIA LÓPEZ, ELENA PAJARÓN, RUBÉN BERNAL y JOAQUÍN CASTELO ■
Universidad Politécnica de Madrid, Depto. Sistemas y Recursos Naturales. C/ Ramiro de Maeztu s.n. 28040 Madrid.

Reproducción de *Ulmus glabra* Huds. en la región de procedencia 20: Sierra de Guadarrama-Ayllón

DOI: 10.15366/cv2020.24.002

Abstract

The conservation status of *Ulmus glabra* Huds. in the Spanish central mountain range is endangered. Several studies report that the species is close to extinction in this area.

The aim of this project is to study the *ex-situ* reproduction of *Ulmus glabra* in nurseries in order to make available the plant material necessary to address conservation plans through the following partial objectives:

- 1.- Development of a protocol for the production of cloned specimens through vegetative reproduction by cutting, establishing the techniques that offer the best rooting results.
- 2.- Analysis of the capacity of sexual reproduction and the viability of the seeds.

Samples of 49 trees were taken from 9 different populations and the influence of 3 factors on rooting success was studied, concluding that only the use of indolbutyric acid was statistically different than the rest.

Wych elm viable seeds are very rare, but contrary to previous reports they are easily conserved and even maintain their germination capacity for at least one year in outdoor nursery growing conditions (heat, cold and high humidity).

Palabras clave: Olmo de montaña, Sistema Central, España, conservación, reproducción vegetativa, semilla.

Introducción

El estado de conservación de *Ulmus glabra* (olmo de montaña) en el Sistema Central es preocupante. Martín del Puerto (2017) analizó su situación en esta Cordillera con la metodología UICN (2012), y obtuvo que el taxón se encuentra ante un elevado riesgo para su supervivencia a nivel regional (se le podría catalogar como En Peligro).

La fragmentación severa de sus poblaciones, el escaso reclutamiento y la elevada mortalidad, especialmente por grafiosis, son sus principales factores de amenaza. Cuando el

grado de deterioro de la población es avanzado y existe el peligro de desaparición de algunos genotipos, además de los trabajos *in situ*, es necesario adoptar medidas de conservación *ex situ* (Fernández *et al.*, 2000) como la colecta de material vegetal y su mantenimiento en vivero en forma de colección, creando así una reserva para su investigación y cultivo con fines de traslocación *in situ*.

El área de este estudio es la Región de Procedencia 20. Sierra de Guadarrama-Ayllón (Alía *et al.*, 2009), donde *Ulmus glabra* cuenta solo con unos 300 ejemplares reunidos en 20 pobla-



Figura 1. Ejemplar n° 5 de La Morcuera el de mayor tamaño de Madrid: h:20 m. d:60 cm. Izda. en campo. Arriba: estaquillas tomadas. Abajo: estaquillas preparadas. (Foto I. Colmenero).

ciones, casi la mitad de éstas con un solo individuo (Tabla 1). Ante esta situación se están empezando a plantear medidas de conservación de la especie en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. En este trabajo se ha estudiado su reproducción en vivero con el objetivo de poner a disposición de los gestores el material vegetal necesario para afrontar los planes de conservación. Todo ello mediante los siguientes objetivos parciales:

- 1.- Elaboración de un procedimiento de producción de ejemplares clónicos mediante la reproducción vegetativa por estaquillado, estableciendo las técnicas que ofrecen mejores resultados de enraizamiento.
- 2.- Análisis de la capacidad de reproducción sexual y de la viabilidad de las semillas.

Material y métodos

Se ha colectado material de 49 ejemplares de un total de 332 que viven en el área de estudio: en 3 poblaciones de Guadalajara, 1 de Segovia y 5 de Madrid (Tabla 1). Para analizar su capacidad de regeneración vegetativa y evaluar las técnicas que ofrecen mejores resultados de enraizamiento se han preparado 784 estaquillas (Figura 1), que se han puesto a enraizar en diferentes condiciones que determinan el éxito del enraizamiento: i) El tipo de sustrato (perlita sola o mezcla de perlita y sustrato a base de turba en proporción 2/1), ii) Heridas adicionales (con corte en la base o sin corte) y iii) Diferentes concentraciones de hormona de enraizamiento ácido indolbutírico AIB (0, 3.000, 6.000 y 9.000 ppm).

La combinación de las 8 variables de los 3 factores supone un total de 16 tratamientos: Las 2 variables del tipo de sustrato muestran la influencia de la porosidad y la retención de agua; las 2 variables de la inducción del enraizamiento mediante heridas, la relevancia de las condiciones traumáticas en la formación de primordios radiculares; y las 4 variables de concentración de hormona de enraizamiento, muestran primero si su aplicación es o no útil, y en caso positivo, su concentración más efectiva. Las 16 combinaciones de variables de los 3 factores se aplicaron a las estaquillas de los 49 ejemplares muestreados. Todas se colocaron en una mesa de enraizamiento con calor de fondo y riego por nebulización (Figura 2).

Para analizar el éxito de la reproducción sexual se ha estudiado la viabilidad, capacidad de germinación y conservación de las semillas. A lo largo de varios años se ha observado una baja fructificación y viabilidad de las semillas de estas poblaciones. Para este trabajo se estudió un lote de 83 gr /

8.057 semillas de 9 árboles distintos recolectadas en junio. La mitad se sembró recién recogida y la otra mitad se secaron al aire y se almacenaron en nevera a 4°C y se sembraron en la primavera siguiente (marzo).

Resultados

De las 784 estaquillas se produjo la brotación foliar de 472, el 60,2%, aunque sólo han resultado exitosas, al emitir raíces (tabla 2), 95 estaquillas, un 12,11% (Figura 2).

El análisis de la varianza de diseño factorial completo de los 3 factores estudiados y sus combinaciones no ofrecen datos estadísticamente significativos en los resultados de enraizamiento con el tipo de sustrato ni con la inducción por heridas, pero sí con la aplicación de hormona de enraizamiento, encontrándose una clara diferencia entre aplicarla o no. Respecto a la concentración, la más eficaz ha sido la de 3.000 ppm, aunque en tan poca diferencia con las de 6.000 y 9.000 ppm que no fue significativa.

La escasa fructificación y la abundancia de semillas vanas observadas en la población de La Morcuera coinciden con otros estudios realizados sobre su potencial reproductivo en el Sistema Central (Maqueda, 2006; Arche de Miguel, 2010).



Figura 2. Estaquillas en mayo con brotes vivos y muertos y enraizadas en septiembre. (Foto I. Colmenero).

Los análisis de la viabilidad de las semillas colectadas para de este estudio muestran que la proporción de vanas es muy alta, como media en torno al 90%, llegando en algunos árboles al 99%.

Tanto la siembra de junio como la de marzo del año siguiente permanecieron en vivero dos años y en ambos casos pudimos constatar que la semilla no pierde su viabilidad, aunque no germine el primer año, pues hubo un nuevo ciclo de germinaciones con ambos lotes de semilla después de pasar un año sembradas en condiciones de vivero (calor, frío y humedad) (tabla 3, Figura 3).

Discusión

Se ha conseguido poner a punto una técnica de reproducción clonal que hasta la fecha no existía. Esto es un hecho muy relevante para la conservación de las poblaciones relicticas meridionales de la especie ante su alarmante situación.



Figura 3. Germinación a 35 días de la siembra (Foto I. Colmenero).

Se han obtenido clones de 34 olmos (el 10 % de la población estudiada) y 275 ejemplares procedentes de semilla. Este es un material muy valioso que ha permitido abordar la siguiente fase del programa de conservación del olmo de montaña en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, con la plantación *in situ* en la población de la Morcuera, con ejemplares de la procedencia genética adecuada.

Hasta la actualidad se pensaba que las semillas de esta especie pierden viabilidad después de 6 meses (Crocker, 1938), y que ésta se podía mantener mediante almacenamiento

frío, hermético y seco (Grime *et al.*, 1981). Nuestros resultados muestran que en determinadas condiciones las semillas si conservan su capacidad de germinación más allá de un año. Esto abre una nueva línea de estudio para identificar la causa de los problemas de la regeneración natural mediante el banco de semillas del suelo en las poblaciones silvestres, aparte de los ya conocidos de la fructificación irregular y el alto porcentaje de semillas vanas.

Conclusiones

- Es factible obtener ejemplares clónicos de *Ulmus glabra* mediante estaquillado.
- De las variables evaluadas para inducir el enraizamiento, el mejor tratamiento con AIB es 3.000 ppm. El tipo de sustrato y las lesiones adicionales no muestran resultados significativos.
- Las semillas de *Ulmus glabra*, en contra de lo que se pensaba, conservan la capacidad germinativa al menos un año incluso en condiciones de cultivo.

Agradecimientos

A los trabajadores de los organismos que han colaborado en los trabajos de campo: Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, IMIDRA, Parque Natural de la Sierra Norte de Guadalajara, Servicio Territorial de Medio Ambiente en Segovia y sus Agentes Medioambientales.

POBLACIÓN/MUNICIPIO	ALTITUD (m)	Nº INDIVIDUOS	INDIVIDUOS MUESTREADOS	INDIVIDUOS CLONADOS	ESTAQUILLAS ENRAIZADAS
La Calera / Cantalojas (GU)	1.393	1			
Arroyo de la Zarza / Cantalojas (GU)	1.557	194	13	8	7,7%
Garganta Luenga / Cantalojas (GU)	1.650	13			
Peñalba de la Sª / El Cardoso de la Sª (GU)	1.593	1	1	1	14,0%
Bocigano / El Cardoso de la Sierra (GU)	1.314	8	1	1	1,9%
Retiendas (GU)	850	1			
Valverde de los Arroyos (GU)	1.250	9			
Becerril/ Rianza (SG)	1.556	27			
Navafria (SG)	1.512	14	7	6	10,9%
Arcones (SG)	1.600	1			
Torre Val de San Pedro (SG)	1.650	1			
Santo Tomé del Puerto (SG)	1.500	1			
Montejo de la Sierra (M)	1.463	9	4	1	3,0%
Puebla de la Sierra (M)	1.120	1			
Morcuera / Rascafría (M)	1.451	37	14	8	4,6%
Calderuelas / Rascafría (M)	1.670	1	1	1	61,7%
Arroyo Valhondillo / Rascafría (M)	1.860	2			
Bustarviejo (M)	1.570	1			
Manzanares el Real (M)	1.598	4	4	4	33,7%
Cercedilla (M)	1.260	6	4	4	27,0%

Tabla 1. Poblaciones de *Ulmus glabra* incluidas dentro de la Región de Procedencia 20 Sierra de Guadarrama-Ayllón

ESTAQUILLAS ENRAIZADAS EN CADA BANDEJA				
	PERLITA		PERLITA/TURBA	
	SIN CORTE	CON CORTE	SIN CORTE	CON CORTE
AIB 0 ppm	0	0	1	1
AIB 3.000 ppm	9	8	9	9
AIB 6.000 ppm	6	9	6	8
AIB 9.000 ppm	8	8	4	9

Tabla 2. Estaquillas enraizadas en cada tratamiento/bandeja.

	Germinaciones en la 1ª primavera	Germinaciones en la 2ª primavera	TOTAL
Semillas sembradas recién recolectadas	41 (6%)	24 (4%)	65 (10%)
Semillas sembradas después de un año conservadas en frío	184 (30%)	26 (4%)	210 (34%)

Tabla 3. Periodo de germinación de cada lote (porcentaje respecto a las semillas viables sembradas en cada periodo).

Bibliografía

- Alía, R., García del Barrio, J. M., Iglesias, S., Mancha, J. A., de Miguel, J., Nicolás, J.L., Pérez, F., Sánchez, D. (2009). *Regiones de Procedencia de especies forestales en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Arche de Miguel, J. (2010). *Censo, corología y estudio dendrométrico de Ulmus glabra Huds. en el Sistema Central español. Estado de Conservación*. Proyecto Fin de Carrera. E.T.S.I. Montes, UPM. Madrid
- Crocker, W. (1938). Life-span of seeds. *Botanical Review*, 4: 235-274.
- Fernández López, J. Díaz Vázquez, R. Cogolludo Agustín, M. A. Pereira Lorenzo, S. (2000). Conservación de Recursos Genéticos de las frondosas nobles en España. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.: Fuera De Serie* 2: 71-93
- Grime, J.P., Mason, G., Curtis, A.A., Rodman, J., Band, S.R., Mowforth, M.A.G., Neal, A.M. and Shaw, S. (1981). A comparative study of germination characteristics in a local flora. *Journal of Ecology*, 69:1017-1059.
- Maqueda, A. (2006). *Estudio de la población de olmo de montaña (Ulmus glabra Huds) en el Valle de Iruelas (Ávila)*. Proyecto Fin de Carrera. E.T.S.I. Montes, UPM. Madrid.
- Martín del Puerto, M. (2017) *Caracterización de las poblaciones de Ulmus glabra Hudson en el Sistema Central. Elaboración de propuestas para su Gestión y Conservación*. Tesis doctoral. E.T.S. de Ingeniería Agronómica, Agroalimentaria y de Biosistemas. UPM. Madrid.
- UICN. (2012). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34pp.

ISIDORO COLMENERO MARTÍN¹, FELIPE MARTÍNEZ GARCÍA²

1. Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) C/ Leganitos, 47 - 28013 Madrid (isidoro.colmenero@madrid.org)

2. Departamento de Sistemas y Recursos Naturales. Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid. Paseo de las Moreras s/n, 28040 Madrid. (felipe.martinez@upm.es)

Máximo riesgo

Lotus gomerythus A. Portero, J. Martín-Carbajal & R. Mesa, historia del descubrimiento de una nueva especie para La Gomera



Figura 1. Ascensión al roque del Sombrero utilizando técnicas de escalada (Foto: J. Martín-Carbajal).

Fue una acción de control de la especie exótica invasora *Cenchrus orientalis* (Rich.) Morrone (rabogato) la que nos llevó a la isla de La Gomera aquel fin de semana de febrero de 2016. La Asociación Ambiental Matorrisco, daba sus primeros pasos en la isla con un objetivo similar al de la Asociación Abeque y solicitaba la colaboración y experiencia acumulada

por nuestro grupo, tanto en la planificación de las acciones como en el manejo de esta planta invasora. Abeque nació en Tenerife, en el año 2011, fruto de la inquietud de un grupo de personas que sentíamos la necesidad de comprometernos activamente en la conservación del patrimonio natural de las Islas Canarias. Decidimos centrar nuestros esfuerzos en el macizo de Teno, uno de los espacios naturales más emblemáticos de Canarias con un alto valor botánico y faunístico situado al noroeste de Tenerife. Nuestro principal objetivo era la lucha contra las especies exóticas invasoras y las acciones van dirigidas, sobre todo, al control del rabogato que, en aquel momento, dominaba varios enclaves de dicho territorio. A lo largo de estos años, gracias a la resistencia y perseverancia de un fiel voluntariado, en coordinación con las administraciones locales, Ayuntamiento de Buenavista del Norte y Oficinas de Gestión del Parque Rural de Teno, hemos logrado resultados muy exitosos en la ardua tarea de control y eliminación de esta especie invasora que exige constancia y un riguroso protocolo (Portero *et al.*, 2018).

Acabado nuestro compromiso con ambas asociaciones durante aquel fin de semana, nos dispusimos a hacer una excursión en la vertiente sureste de la isla de La Gomera, que



Figura 2. *L. gomerythus* en floración (Foto: J. Martín-Carbajal).

incluiría la escalada al roque del Sombrero (Fig. 1). Se trata de un característico roque de naturaleza sálica (traquitas y fonolitas, Gobierno de Canarias 2006), al que llevábamos tiempo queriendo subir. Intuíamos que ese lugar tan escarpado se mantendría libre de la presión de herbívoros introducidos. Pese a ello, nunca imaginamos encontrar tal cantidad de plantas nativas en su cumbre. Nuestra curiosidad e interés por la flora nos llevó a intentar identificar todas las especies. Así fue como descubrimos aquella planta que llamó enormemente nuestra atención. El ejemplar se encontraba en estado vegetativo. Tras observar detenidamente en busca de algún indicio, pudimos obtener una flor seca cuya forma, con esa característica corola de estructura singular, indicaba que podría tratarse de una especie del género *Lotus*, concretamente de la sección *Rhyncholotus*, conocidas comúnmente como pico paloma o pico de fuego. Nos parecía increíble lo que estábamos viendo: ¿sería posible que nos encontrásemos ante un nuevo *Lotus* para la isla de La Gomera? Comunicamos el hallazgo al botánico Ricardo A. Mesa Coello, que no dudó en sumarse al equipo para continuar con la investigación.

Nos propusimos volver al mes siguiente con la esperanza de encontrar el ejemplar en floración. Unas flores de color naranja-azafranado nos dieron la bienvenida. En sucesivas visitas al roque del Sombrero, a lo largo de tres años, logramos encontrar la planta varias veces en floración (Fig. 2) y una en fructificación, por lo que no debe existir autoincompatibilidad. Para ayudar a su estudio tomamos algunos pliegos de herbario, datos de la orientación y la altura, inventariamos las plantas vasculares acompañantes y rastreamos el roque y alrededores en busca de más ejemplares.

En la cumbre del roque encontramos especies arbustivas asociadas al bosque termoesclerófilo, en consorcio con especies rupícolas y especies propias de matorrales xerófilos de zonas bajas: *Olea cerasiformis* Rivas-Mart. & del Arco, *Juniperus turbinata* Guss. subsp. *canariensis* (A. P. Guyot in Mathou & A. P. Guyot) Rivas-Mart., Wildpret & P. Pérez, *Globularia salicina* Lam., *Rubia fruticosa* Aiton, *Kleinia neriifolia* Haw., *Bupleurum salicifolium* R. Br. in Buch, *Euphorbia berthelotii* Bolle ex Boiss. in DC., *Argyranthemum callichrysum* (Svent.) Humphries, *Periploca laevigata* Aiton, *Ceropegia dichotoma* Haw. subsp. *krainzii* (Svent.) Bruyns, *Lavandula canariensis*

Mill. subsp. *gomerensis* Upson & S. Andrews, *Descurainia millefolia* (Jacq.) Webb & Berthel., *Aeonium decorum* Webb ex Bolle, *Aeonium diplocyclum* (Webb ex Bolle) T. Mes, *Aeonium arboreum* (L.) Webb & Berthel. subsp. *holochrysum* (H. Y. Liu) Bañares, *Bituminaria bituminosa* (L.) C. H. Stirt., *Polycarpha divaricata* (Aiton) Poir. ex Steud., *Micromeria gomerensis* (P. Pérez) Puppo, *Lobularia canariensis* (DC.) L. Borgen subsp. *intermedia* (Webb) L. Borgen, *Scilla latifolia* Willd., *Ferula linkii* Webb, *Asphodelus ramosus* L., *Hypericum reflexum* L. f., *Echium aculeatum* Poir., *Asparagus arborescens* Willd., *Sonchus ortunoii* Svent., *Sonchus sventenii* U. Reifenb. & A. Reifenb., *Piptatherum coeruleum* (Desf.) P. Beauv., *Trifolium angustifolium* L., *Filago pyramidata* L., *Todaroa aurea* Parl. subsp. *suaveolens* P. Pérez, *Cheilanthes pulchella* Bory ex Willd., *Phagnalon saxatile* (L.) Cass., *Lotus gomerythus* A. Portero, J. Martín-Carbajal & R. Mesa, *Tolpis* sp. nov., *Ruta* sp. nov. (Fig. 3).

Confirmación del hallazgo y aspectos taxonómicos

El estudio taxonómico realizado por Ricardo A. Mesa Coello y J. Alfredo Reyes Betancort (Director del Jardín Botánico de Aclimatación de La Orotava), a quien pedimos colaboración para su descripción, indicaba que nos encontrábamos ante un nuevo taxón. Finalmente, en mayo de 2019, José A. Pérez (Departamento de Bioquímica, Microbiología, Biología Celular y Genética, Universidad de La Laguna), a quien le habíamos entregado una muestra del nuevo taxón para incluirlo en el estudio que estaban llevando a cabo mediante marcadores moleculares sobre las especies de la sección *Rhyncholotus*, nos confirmó que se trataba de una entidad genéticamente separada del resto de especies de esta sección (Pérez-Vargas *et al.*, 2020).

Decidimos llamarlo *Lotus gomerythus*, en referencia a los primeros habitantes de la isla de La Gomera, los gomeritas o gomereros, y depositamos un pliego testigo de referencia (*typus*) en el herbario ORT del Jardín de Aclimatación de La Orotava, ORT 46372, en base al cual se estableció la descripción de la especie (Portero *et al.*, 2019) (Tabla 1; Fig. 4).



Figura 3. Hábitat. El roque alberga una alta densidad y variedad de especies (Foto: A. Portero).

Conservación

Todas las especies de la sección *Rhyncholotus* son endémicas de las Islas Canarias (*L. berthelotii* Masf. y *L. maculatus* Breitf., exclusivas de la isla de Tenerife, mientras que *L. eremiticus* A. Santos y *L. pyranthus* P. Pérez, son exclusivas de la isla de La Palma), y se caracterizan por su rareza en el medio natural, estando representadas por pocas poblaciones, o una

única en el caso de *L. eremiticus*, con uno o muy pocos individuos en el momento de su descubrimiento (Breitfeld, 1973; Santos, 1983; Pérez de Paz, 1990; Hernández, 1993).

Pese a la precaria situación de las especies de esta sección, y tras haber sido incluidas en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias en 2001 en la categoría de “en peligro de extinción”, no es hasta diciembre de 2006, para las especies de La Palma, y abril de 2007, para las de Tenerife, cuando el Gobierno de Canarias aprueba sus correspondientes planes de recuperación. Las cuatro especies también se encuentran incluidas en La Lista Roja 2008 de la flora vascular española como especies “en peligro crítico” (Moreno, 2008) y desde 2011 en el Catálogo Español de Especies Amenazadas en la categoría de “en peligro de extinción”.

En la actualidad, el roque del Sombrero se encuentra en Zona de Uso Moderado dentro del Monumento Natural del Barranco del Cabrito, espacio perteneciente a la Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos. Esta zona la comprenden áreas arqueológicas de Interés Especial y unidades ambientales de alta calidad pero que al ser de menor fragilidad permiten compatibilizar su conservación con actividades educativo-ambientales y recreativas y el mantenimiento de actividades tradicionales. La totalidad de este monumento natural coincide territorialmente con la Zona Especial de Conservación ES7020035 Barranco del Cabrito, dentro de la Red Natura 2000. Atendiendo a la distribución y al estado de conservación de los hábitats de interés comunitario en la misma, se han definido dos zonas para su gestión: Zona de Conservación Prioritaria y Zona de Restauración. El roque del Sombrero se encuentra actualmente dentro de la Zona de Restauración que incluye aquellas áreas naturales o semi-

naturales de menor valor relativo dentro la ZEC, que no albergan hábitats o especies de interés comunitario, pero que potencialmente podrían hacerlo. Por otro lado, toda la isla de La Gomera y sus aguas se encuentran dentro de La Reserva de La Biosfera de La Gomera y la ZEC Barranco del Cabrito pertenece a la Zona Terrestre Tampón.

El hallazgo de un solo ejemplar en un único núcleo poblacional convierte a *L. gomerythus* en la especie más amenazada del archipiélago canario. Aplicando las categorías de la UICN (IUCN, 2019) debe considerarse como especie “en peligro crítico” (CR) según el criterio D. Aumentar el grado de protección del lugar donde se localiza la especie, rastrear los riscos cercanos en busca de nuevos ejemplares, multiplicar la especie de forma vegetativa hasta obtener un número de ejemplares que permita la conservación *ex situ*, así como conseguir semillas de estas plantas son algunas de las acciones que podrían contemplarse en un futuro plan de recuperación. Urge, por tanto, su inmediata inclusión en el Catálogo Canario de Especies Protegidas y en el Catálogos Español de Especies Amenazadas.

Agradecimientos

Alfredo Reyes Betancort nos brindó sus conocimientos, y su impulso final fue determinante para la descripción de este nuevo taxón. A José A. Pérez por mostrarse entusiasmado con el hallazgo e incluirlo en el estudio que estaba llevando a cabo con las otras especies de la sección *Rhyncholotus*. A Ruth Jaén Molina, por la lectura crítica del primer borrador, por su interés y apoyo en la publicación de este artículo.

	Foliolos	Cáliz	Color flores	Estandarte	Alas	Quilla
<i>Lotus berthelotii</i>	Lineares, agudos, 10-18 mm de largo, seríceo plateados	Dientes subulados, largos, agudos, los superiores poco recurvados	Rojo carmín brillante	Lanceolado-subulado, estrecho, revoluto, dorsalmente peloso	Ovado-lanceoladas, acuminadas, más cortas que la quilla	Ovado-lanceolada, acuminada, incurvada
<i>Lotus maculatus</i>	Oblanceolados, estrechos, planos, obtusos, 5-12 mm de largo, glabrescentes, verdosos	Tubo inflado, dientes triangulares, cortos, los superiores fuertemente recurvados	Amarillo con ápice y banda central del estandarte marrón-naranja	Lanceolado-subulado, ancho, revoluto	Ovadas, acuminadas, más cortas que la quilla	Ovado-lanceolada, acuminada, incurvada
<i>Lotus pyranthus</i>	Lineares, agudos, 10-15 mm de largo, seríceo plateados	Dientes subulados, ± alargados, los superiores algo recurvados	Naranja rojizo (color fuego)	Lanceolado-subulado, ancho, subrevoluto	Angusti-ovado-oblongas, gibosas en el borde superior, romas, igualando a la quilla	Ovado-lanceolada, acuminada, incurvada
<i>Lotus eremiticus</i>	Oblanceolados, estrechos planos, obtusos, 5-12 mm de largo, glabrescentes, verdosos	Dientes triangulares, cortos, los superiores apenas recurvados	Ocre-siena	Ovado-lanceolado, ancho, con extremo subulado, ± revoluto	Angusti-ovado-oblongas, romas, igualando a la quilla	Ovado-lanceolada, acuminada, incurvada
<i>Lotus gomerythus</i>	Lineares, sub-agudos, 12-16 mm de largo, seríceo plateados	Dientes triangular-lanceolados, agudos, los superiores recurvados	Naranja-azafrán, con extremo más oscuro, estandarte amarillento, bandeado	Ovado-lanceolado, glabrescente, ± revoluto	Oblongo lanceoladas, gibosas en el borde superior, más cortas que la quilla	Ovado-lanceolada, acuminada, incurvada

Tabla 1. Diferencias principales entre los cinco *Lotus* de la sección *Rhyncholotus*



Figura 4. Flores de las distintas especies de *Lotus* de la sección *Rhyncholotus* donde se pueden apreciar las diferencias en color, forma del cáliz, disposición y tamaño de las alas y la quilla. De izquierda a derecha *L. gomerythus*, *L. berthelotii*, *L. maculatus*, *L. pyranthus* y *L. eremiticus* (Fotos: J. Martín-Carbajal).

Bibliografía

- Breitfeld, CH. Von (1973). *Lotus maculatus*, eine bisher unbeschriebene Art von Tenerife. *Cuadernos de Botánica Canaria* 17: 27-31.
- Gobierno de Canarias (2006). Monumento Natural del Barranco del Cabrito. Normas de conservación. pp. 1-77. Dirección General de Ordenación del Territorio.
- Hernández, E. (1993). La flora vascular de los Roques de Anaga (Tenerife, Islas Canarias). *Vieraea* 22: 1-16.
- IUCN Standards and Petitions Committee (2019). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee.
- Moreno, J. C. coord. (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas), Madrid, 86 pp.
- Pérez de Paz, P. L. (1990). *Lotus pyranthus* P. Pérez, spec. nov. (Fabaceae-Loteae) nuevo endemismo de La Palma (islas Canarias). *Vieraea* 19: 315-318.
- Pérez-Vargas, I., A. Portero, P.L. Pérez de Paz & J.A. Pérez (2020). Retrotransposon-based molecular markers as a tool in delimiting species in *Rhyncholotus*, a recent radiation group of Macaronesian *Lotus*. *Systematics and Biodiversity*. DOI: 10.1080/14772000.2020.1827076.
- Portero, A., M. Villalba & D. P. Padilla (2018). Especies invasoras. El combate contra el rabo de gato. *Ecologista* 95: 36-39.
- Portero, A., J. Martín-Carbajal, J.A. Reyes-Betancort & R. Mesa Coello (2019). *Lotus gomerythus* (Fabaceae-Loteae) spec. nova. *Botánica Macaronésica* 30: 89-98.
- Santos, A. (1983). *Vegetación y flora de La Palma*. Editorial Interinsular Canaria S.A. Santa Cruz de Tenerife, pp.194-195.

ANA PORTERO ÁLVAREZ¹, JAVIER MARTÍN-CARBAJAL², RICARDO A. MESA COELLO³

1. Técnica de laboratorio (Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de La Laguna. (anaportero21@gmail.com).
2. Técnico deportivo en escalada, escalador para la investigación de la vida silvestre. (tenerifevertical@gmail.com).
3. Biólogo. (rmescoc@gmail.com).

Monitorización ecofisiológica para optimizar las acciones de conservación en especies amenazadas

La translocación de plantas, definida como el transporte del lugar en el que se encuentran a otro que cuente con un hábitat compatible, es una medida ampliamente utilizada en la conservación de especies amenazadas. Las translocaciones resultan útiles para reforzar poblaciones en declive o establecerlas en localizaciones cercanas sin amenazas inminentes. Sin embargo, este tipo de acciones pueden no ser muy exitosas a largo plazo, en función de la supervivencia y el potencial reproductivo. Algunos estudios han tratado de identificar los factores que afectan negativamente a las translocaciones, indicando la importancia de la duración de la monitorización (Godefroid *et al.*, 2011; Dillon *et al.*, 2018). El seguimiento de los individuos trasplantados es un procedimiento común a todas las translocaciones, pero la determinación de su duración no es una cuestión de fácil respuesta. Generalmente, el periodo de monitorización recomendado es superior a 10 años, lo cual complica enormemente su cumplimiento por motivos de logística, mantenimiento y coste y repercute, a su vez, en el bajo éxito de las translocaciones. Como solución, el campo de la Fisiología de la Conservación ha apoyado, desde su surgimiento, la in-

tegración de la fisiología de los organismos en las acciones de conservación (Seebacher & Franklin, 2012). Debido a la rápida adaptación de las plantas a las condiciones ambientales, las medidas fisiológicas permiten estimar con inmediatez y precisión el nivel de estrés y así prever cambios en la supervivencia, permitiendo ajustar las medidas de conservación. Por tanto, podríamos realizar una valoración rápida y temprana de cómo está funcionando una población translocada y acortar los periodos de seguimiento. Asimismo, la monitorización ecofisiológica nos permite elegir con seguridad la estación del año más apropiada para trasplantar, así como reaccionar ante un bajo éxito, por ejemplo, implementando riego o protegiendo a los individuos de la alta radiación, temperatura o viento. Usando unos medios técnicos de bajo coste y muy comunes en diversas instituciones públicas de investigación y conservación de especies, se puede conseguir una reducción en la inversión económica. El diseño de un plan de conservación desde una perspectiva tan práctica, priorizando tiempos de monitorización cortos y costes bajos, tiene como objetivo último hacer estas actuaciones más accesibles a administraciones y empresas.



Figura 1. Imágenes de la translocación de individuos de *Dianthus inoxianus* en la Cantera Macías (Niebla, Huelva) y la posterior monitorización ecofisiológica (Fotos: J. López-Jurado, C. Pérez-Ambrosio, Francisco Balao). (A) Retroexcavadora haciendo los carriles en el suelo arenoso para la posterior colocación de los individuos trasplantados. (B) Trabajadores sacando un individuo de *D. inoxianus* de su ubicación original para transportarlo a la zona de reserva. (C) Resultado final de los individuos trasplantados, donde se puede apreciar la zona vallada de reserva y el sistema de riego por goteo. (D) Monitorización ecofisiológica de *D. inoxianus*, mediante la medida de la conductancia estomática con un porómetro (SC-1; Decagon Devices, Inc.). (E) Flor de un individuo translocado de *D. inoxianus*.

El caso de estudio en *Dianthus inoxianus*: estado de conservación y amenazas

La explotación de recursos naturales y, en concreto, los cambios en el uso del suelo tienen profundas consecuencias en la conservación de la biodiversidad. Con el objetivo de minimizar estos impactos ambientales, cualquier actividad humana en el medio natural requiere prospecciones en el terreno para determinar la presencia de flora amenazada que pudiera ser dañada. Dichas prospecciones fueron realizadas de forma previa a la apertura de la Cantera Macías (Niebla, Huelva), una explotación a cielo abierto de 75 ha para la extracción de áridos y emplazada en un bosque mixto de pinos y eucaliptos. Así fue como se encontraron inicialmente 381 individuos de *Dianthus inoxianus* Gallego (Caryophyllaceae), un clavel silvestre considerado en peligro de extinción por el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España (Balao *et al.*, 2007) e incluido como vulnerable en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas, siendo un endemismo de esta comunidad autónoma.

Entre varias características distintivas, *D. inoxianus* es una especie perennifolia poliploide ($2n = 12x = 180$) con una floración estival, es decir, durante la estación con las condiciones más extremas (secas y calurosas) del clima Mediterráneo. Además, su rango de distribución es muy reducido y se restringe principalmente a las paleodunas bajo pinares del entorno del Parque Nacional de Doñana. La destrucción de su hábitat (en el caso de estudio, por una explotación minera) es considerada como la mayor amenaza para *D. inoxianus*, sumándose a otros factores de riesgo como los daños por herbivoría. Por otro lado, las alteraciones en el clima tendrían también consecuencias negativas sobre *D. inoxianus*, ya que los modelos predicen que su área de distribución será muy distinta a la actual. La combinación de todas estas amenazas hace que la especie tenga un alto riesgo de desaparición (Felicísimo *et al.*, 2011). En este contexto, se diseñó un proyecto de mitigación orientado al mantenimiento de la población de *D. inoxianus* en la Cantera Macías, junto a las empresas InproHuelva S.L. (IPH) y Áridos La Melera S.L. Para ello, se propusieron tanto acciones *ex situ* como *in situ*. La conservación *ex situ* se realizó enviando semillas de *D. inoxianus* al Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz (Córdoba), mien-

tras que las acciones *in situ* se basaron en la translocación de los individuos desde las zonas de explotación a una zona de reserva ubicada en la misma área (Fig. 1A, B, C).

El seguimiento de las respuestas ecofisiológicas posttrasplante

Además del planteamiento de conservación integral descrito, quisimos optimizar el protocolo *in situ* para *D. inoxianus*. Para ello, comparamos distintas condiciones de translocación (plantas con riego por goteo frente a plantas sin regar y translocación en invierno frente a translocación en primavera) y registramos la supervivencia de los individuos y el coste económico de implantar las medidas. Nuestro propósito fue que estas dos formas de valorar las medidas de conservación estuvieran en equilibrio y así conseguir la mayor supervivencia de individuos con el menor gasto posible.

Durante el primer año realizamos un seguimiento ecofisiológico exhaustivo, ya que este periodo es el más importante para el éxito de la translocación. Una vez superado el estrés posttrasplante y el arraigo en los primeros meses, y al tratarse de individuos adultos, la mortalidad tiende a disminuir. Monitorizamos la conductancia estomática (g_s) de los individuos translocados (Fig. 1D) cada dos semanas, tomando las medidas entre las 10:00 y las 12:00 h para evitar diferencias debidas a los ciclos diarios de esta variable. La g_s refleja el grado de apertura de los estomas mediante la cantidad de dióxido de carbono (CO_2) que entra para la fotosíntesis o el vapor de agua que sale por la transpiración. La apertura estomática está regulada principalmente por factores externos (como el agua disponible, la luz incidente en las hojas o la temperatura), pero también por factores internos (como la fenología, la edad de las hojas o el estado nutricional de la planta). En este caso nos centramos en la influencia de los factores ambientales, considerando que valores de g_s superiores a $50 \text{ mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ no indican estrés severo ya que las posibles limitaciones fotosintéticas serían reversibles (Medrano *et al.*, 2002).

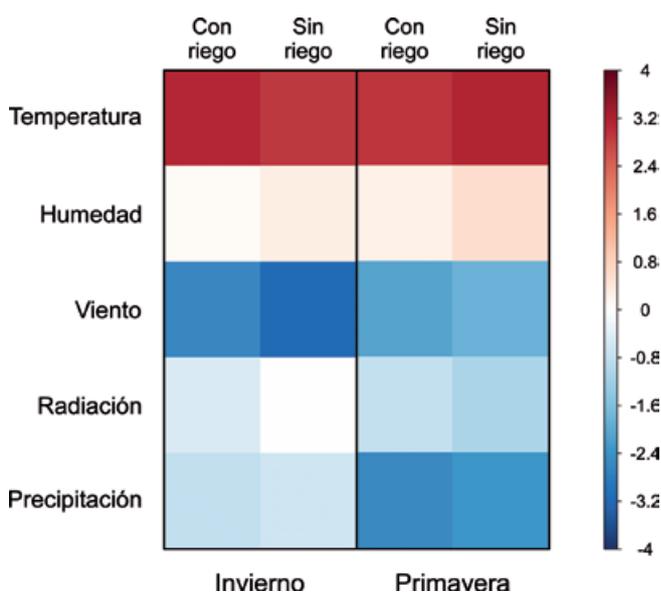


Figura 2. Resultados de los modelos estadísticos para testar la influencia de variables climáticas en la conductancia estomática de los trasplantes de *Dianthus inoxianus*. Se realizaron modelos para las dos épocas de trasplante (invierno y primavera) y los dos tratamientos hídricos (riego y sin riego). La escala muestra los t -scores, donde colores más oscuros (rojos en relaciones positivas y azules en negativas) indican un efecto mayor del parámetro climático en la conductancia estomática. "Temperatura" corresponde a la variable temperatura mínima diaria, "Humedad" a humedad máxima diaria y "Viento" a velocidad del viento diaria.

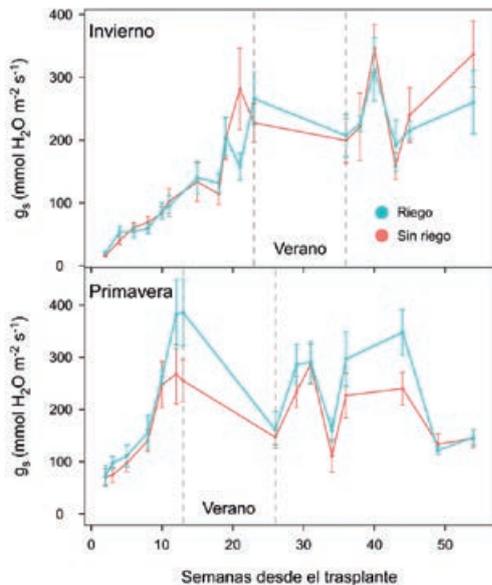


Figura 3. Conductancia estomática (g_s) de los individuos translocados de *Dianthus inoxianus* durante el tiempo de monitorización. El panel superior hace referencia a la época de trasplante en invierno (enero) y el panel inferior a primavera (marzo). En azul se muestran los individuos sometidos a riego por goteo y en rojo los individuos no regados. Las líneas discontinuas grises delimitan la estación veraniega. Los valores representan la media \pm error estándar.

Los modelos para testar la influencia de las condiciones climáticas en la g_s indicaron que la temperatura tuvo el efecto más importante sobre esta variable, independientemente de la época de la translocación y del riego (Fig. 2). Las altas temperaturas provocaron mayores valores de g_s , probablemente como mecanismo de refrigeración de la hoja y asociado al aumento de la conductividad hidráulica (Urban *et al.*, 2017). Por el contrario, la velocidad del viento reduce la capa límite foliar (zona de aire inmóvil alrededor de las hojas que asegura el intercambio gaseoso) y, por tanto, disminuyó la g_s en todos los tratamientos (Schymanski & Or, 2016). La radiación y la humedad ambiental, por su parte, ejercieron efectos mucho menores. Finalmente, resultó sorprendente el efecto negativo de la precipitación sobre la g_s (Fig. 2), ya que el cierre estomático se considera una respuesta fisiológica temprana al estrés hídrico. Sin embargo, un posible efecto perjudicial a corto plazo sobre el intercambio gaseoso y la fotosíntesis debido a la humedad excesiva en las hojas (Ishibashi & Terashima, 1995) podría explicar este patrón. A medio-largo plazo, la secuencia temporal obtenida por la monitorización, sí reflejó el efecto positivo del aporte hídrico en la apertura estomática.

Independientemente de la época de la translocación y del riego, el patrón temporal de la g_s fue el mismo. Esta mostró sus incrementos más significativos, como se ha dicho, en las épocas más húmedas (primavera y otoño; Fig. 3). Los picos se dieron simultáneamente a los pulsos de lluvias, lo cual se hace evidente porque, en ambos casos, se dio más de un incremento súbito durante el otoño. Como era esperable, durante las primeras 10 semanas aproximadamente los estomas permanecieron cerrados debido al conocido “estrés postrasplante”. Aun así, la g_s alcanzó rápidamente 50 mmol $H_2O\ m^{-2}\ s^{-1}$, indicando que no llegó a haber daños irreversibles en la fotosíntesis. Una vez establecidos, los individuos mostraron un máximo de g_s previo al verano, con las lluvias primaverales y el mayor enraizamiento. Podemos ver que este incremento es más pronunciado en los trasplantes de primavera regados. El riego tendría un papel más importante en esta época ya que hay menos tiempo de aclimatación y establecimiento antes del periodo estival. Con las condicio-

nes secas y cálidas del verano, altamente estresantes para las plantas, *D. inoxianus* sigue una estrategia conservativa y cierra sus estomas para evitar perder agua (Fig. 3).

A la luz de estos resultados podemos identificar diversos factores influyentes en el éxito de las tareas de conservación, que un simple seguimiento de la supervivencia de los individuos pasaría por alto. Así, es esencial conocer la situación de las plantas trasplantadas en el momento de encarar su primer verano, sobre todo que hayan tenido tiempo suficiente para establecer el continuo suelo-planta-atmósfera. Asimismo, para conseguir un incremento neto en la g_s a lo largo del tiempo que permita a la planta invertir en biomasa (por ejemplo, con fines reproductivos), parece fundamental hacerlo cuando la temperatura vaya en incremento, como en invierno o primavera, pero no sería recomendable en verano u otoño. También podemos indicar que la protección de las plantas frente al viento durante los primeros meses sería una medida sencilla pero eficaz para conseguir valores más altos de g_s .

El mecanismo de tolerancia al estrés hídrico en *D. inoxianus* recae sobre su capacidad de reducir eficazmente sus procesos fisiológicos, en concreto su fotosíntesis (López-Jurado *et al.*, 2016). Así, durante el verano y el periodo inmediatamente posterior al trasplante, *D. inoxianus* entraría en un periodo de latencia en el que prioriza el aprovechamiento eficaz del agua. Esta notable adaptación se podría considerar ‘oportunista’ e iría encaminada a prosperar en un hábitat tan hostil, donde además tiene que invertir gran cantidad de recursos en la floración durante la época más estresante (Fig. 1E). Sin embargo, el aumento en la duración de los periodos de sequía asociado al cambio climático, tal como sugería Felicísimo *et al.* (2011), afectaría muy probablemente a la persistencia a largo plazo de este clavel silvestre.

Este estudio muestra resultados prometedores en cuanto a la aplicación de herramientas ecofisiológicas para reducir la duración de la monitorización así como los costes asociados a protocolos de conservación. Nuestras medidas estarían especialmente dirigidas a especies de crecimiento lento (las cuales suelen tener largos periodos de seguimiento) y en translocaciones de individuos adultos. Sin embargo, tienen el potencial para prever cambios rápidos y, por tanto, poder aplicarse a otro tipo de especies vegetales. Concluimos que resulta de crítica importancia anteponerse a los efectos de factores ambientales sobre los trasplantes así como estimar el tiempo óptimo de establecimiento de estos, pudiendo tomar medidas correctoras a corto plazo.

Agradecimientos

Agradecemos a C. Pérez-Ambrosio, I. Barrera y Y. Cabezas (IPH, InproHuelva S.L.) su inestimable ayuda en el trabajo de campo. También damos las gracias a los revisores por su aportación en la mejora de la versión previa del artículo y a los Servicios Generales de Investigación de la Universidad de Sevilla (Herbario e Invernadero) por su colaboración. Por último, este trabajo habría sido imposible sin la financiación concedida por la beca predoctoral a J. López-Jurado (V Plan Propio de Investigación de la Universidad de Sevilla), la empresa Áridos La Meller S.L. (proyecto FIUS 2234/0724) y el proyecto de I+D de Generación de Conocimiento (convocatoria 2018) PGC2018-098358-B-I00 del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades.

Bibliografía

- Balao, F., Casimiro-Soriguer, R., Herrera, J., & S. Talavera (2007). *Dianthus inoxianus* Gallego. En: A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno, S. Ortiz (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2006*. Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 42–43.
- Dillon, R., Monks, L. & D. Coates (2018). Establishment success and persistence of threatened plant translocations in south west Western Australia: an experimental approach. *Australian Journal of Botany* 66: 338–346.
- Felicitísimo, Á.M., Muñoz, J., Villalba, C.J. & R.G. Mateo (2011). Flora y vegetación. *Dianthus inoxianus*. En: *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española*. Madrid: Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 318–319.
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.D., Aguraiuja, R., Cowell, C., Weekley, C.W., Vogg, G., Iriondo, J.M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjurke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M. & T. Vanderborgh (2011). How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144: 672–682.
- Ishibashi, M. & I. Terashima (1995). Effects of continuous leaf wetness on photosynthesis: adverse aspects of rainfall. *Plant, Cell & Environment* 18: 431–438.
- López-Jurado, J., Balao, F. & E. Mateos-Naranjo (2016). Deciphering the ecophysiological traits involved during water stress acclimation and recovery of the threatened wild carnation, *Dianthus inoxianus*. *Plant Physiology and Biochemistry* 109: 397–405.
- Medrano, H., Escalona, J.M., Bota, J., Gulias, J. & J. Flexas (2002). Regulation of photosynthesis of C_3 plants in response to progressive drought: stomatal conductance as a reference parameter. *Annals of Botany* 89: 895–905.
- Schymanski, S.J. & D. Or (2016). Wind increases leaf water use efficiency. *Plant, Cell and Environment* 39: 1448–1459.
- Seebacher, F. & C.E. Franklin (2012). Determining environmental causes of biological effects: the need for a mechanistic physiological dimension in conservation biology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367: 1607–1614.
- Urban, J., Ingwers, M., McGuire, M.A. & R.O. Teskey (2017). Stomatal conductance increases with rising temperature. *Plant Signaling and Behavior* 12: e1356534.

JAVIER LÓPEZ-JURADO, ENRIQUE MATEOS-NARANJO, FRANCISCO BALAO

Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Apdo. 1095, E-41080 Sevilla

Educación ambiental

La esparraguera del Mar Menor (*Asparagus macrorrhizus* Pedrol, J.J. Regalado & López Encina), especie endémica de la región de Murcia en peligro de extinción



Figura 1. Mapa de distribución UICN y localización de las subpoblaciones de *Asparagus macrorrhizus* en la Región de Murcia.

La esparraguera del Mar Menor es una planta exclusiva del cuadrante sureste de la Región de Murcia, estrechamente vinculada a los arenales de un reducido territorio en la ribera de la mayor laguna costera del Mediterráneo occidental.

En 2007, aún como esparraguera marina (*Asparagus maritimus* non. (L.) Mill.), se identificó, por su singularidad genética, como posible Unidad Evolutiva Significativa (ESU) (Sánchez Gómez *et al.*, 2007) y se determinó que su localización ibérica confirmada se correspondía con el entorno del Mar Menor (Sánchez Gómez *et al.*, 2007). Se precisó, también, que la categoría de protección «De Interés Especial», en el Decreto 50/2003 (BORM 131) del *Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia*, se estableció con carácter cautelar, al igual que para otras especies poco conocidas (Sánchez Gómez *et al.*, 2007). Como consecuencia, al año siguiente, se incluyó en la *Lista Roja 2008 de la flora vascular española* (Moreno, 2008), con la categoría UICN «En peligro crítico» (CR), según criterio B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v) y estimándose 694 individuos (Sánchez Gómez *et al.*, 2008).

Estudios posteriores concluyeron que la esparraguera marina presente en la franja litoral al este de la ciudad de Cartagena es una nueva especie para la ciencia (Pedrol, 2013). Y el nuevo



Figura 2. Tallos nuevos con flores y botones florales de *Asparagus macrorrhizus* (principios de abril de 2018). (Foto: José Antonio López Espinosa)

taxón, la esparraguera del Mar Menor (*Asparagus macrorrhizus*) (Fig. 2 y 3), se convirtió así en la quinta especie endémica exclusiva de la Región de Murcia. Además, en 2015, fue evaluada para la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2018* (Ríos, 2018), en el mismo sentido que en la lista roja de España, reconociéndose a nivel mundial la categoría «En peligro crítico» (CR), según criterio B1ab(i,ii,iii) y se estimó que contaba con 800 individuos.

Se trata, por tanto, de una planta de conservación prioritaria para las autoridades ambientales de la comunidad autónoma, cuya protección requiere de seguimiento poblacional y la ejecución de actuaciones urgentes.

El seguimiento poblacional de 2018

La Dirección General del Mar Menor contrata en 2018 un estudio para la evaluación del estado de conservación de *Asparagus macrorrhizus*, con el objetivo fundamental de obtener información homogénea, actualizada y significativa de la especie. Los datos obtenidos se registran –mayoritariamente– durante los meses de abril, mayo y junio, siguiendo las directrices del manual de metodología del Atlas de Flora Amenazada (Iriondo, 2011).

Como resultado principal se crea un Sistema de Información Geográfica preciso donde cada punto es una posición de un individuo o agregado, generándose una completa herramienta para la gestión y ordenación del territorio, disponible para los actores implicados en la conservación de la especie, como agentes medioambientales, técnicos de la administración, investigadores de instituciones públicas, etc. El trabajo se complementa, en 2019, con la recolección de frutos para el Banco de Germoplasma de Flora Silvestre de la Región de Murcia (BGFS) y un informe para la junta rectora del Parque Regional Arenales y Salinas de San Pedro del Pinatar, espacio natural protegido que cuenta con el 22 % de la población natural, si bien el 21 % se encuentra en su extremo meridional, al sur de Las Encañizadas, en el final de La Manga.

El estudio corológico de 2018, completado y revisado en 2019 y 2020, en 38 cuadrículas UTM de 1 x 1 km visitadas y 17 confirmadas, determina un censo directo de 1749 individuos-agregados en la población natural del entorno del Mar Menor (Tabla 1, Fig. 1), en 11 subpoblaciones, con área de

ocupación de 7,50 km² y extensión de presencia de 130,78 km², de los que 122,01 km² corresponden a superficie marítima y balsas salineras, sin hábitat para la planta. El trabajo posiciona al 98 % de los efectivos de la especie en La Manga del Mar Menor, un cordón litoral de 18 km de longitud urbanizado casi en su totalidad; el 95 % se concentran en su zona norte, en los cuatro últimos kilómetros, desde el canal del Estacio, y el principal núcleo poblacional, que alberga el 90 % de los ejemplares, se localiza en Veneziaola, al final de La Manga, donde puede delimitarse al 75 % de los individuos en una franja litoral inferior a 25 hectáreas.

Cuando el hábitat natural se declara suelo urbano

Con la primera ley del suelo en España del siglo XX, de 1956, de la que emana una normativa por la que se crean los denominados Centros y Zonas de Interés Turístico Nacional, en 1963, comienza la urbanización de La Manga, en 1966. Apenas unos años después, con el *boom* inmobiliario de la década de los setenta, se origina un desarrollo urbanístico de planificación deficiente y especulativa, que ocasiona, hasta la actualidad, una ingente destrucción de hábitats naturales. Como consecuencia, el catastro actual comprende 1073 individuos-agregados de *Asparagus macrorrhizus*, el 61 % de la población natural, en el interior de 130 parcelas urbanas de los municipios de San Javier y Cartagena. La Manga es el lugar más caro de la Región para comprar una vivienda, con el precio más elevado del metro cuadrado, por lo que al inconveniente jurídico se suma otro económico prácticamente insalvable para corregir esta amenaza.

Otras amenazas no cesan

El entramado urbano de La Manga es un entorno en continua transformación, donde la presión humana es constante y, de un modo u otro, por la planificación, el mantenimiento o el azar, pueden ser afectados hasta 1711 individuos-agregados, el 98 % de la población natural. Por ejemplo, como casos concretos e inexplicables, se ha observado que, de forma totalmente innecesaria, se han desbrozado ejemplares de porte notable situados en las proximidades de la carretera o Gran Vía, a pesar de encontrarse en Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT). También, que otras plantas han desaparecido en una obra pública con financiación europea consistente en la creación de aceras, carril bici y aparcamientos. Igualmente, en el marco de la misma estrategia, denominada La Manga Abierta 365, se ha proyectado un sendero ornitológico y paisajístico, cuyo trazado atraviesa, en un tramo de 300 m, al grupo más numeroso de la planta, de 614 ejemplares (35 % de la población).

Otras afecciones posibles, a la especie y –principalmente– a su hábitat, son recurrentes, como la ‘regeneración de playas’, que altera arenales y dunas por el importante movimiento y extracción de arenas que conlleva (Fig. 3), la limpieza de parcelas, aunque se ha vinculado a la realización de informes de vegetación protegida, y los vertidos de escombros y –sobre todo– de restos vegetales, por parte de profesionales desaprensivos.

Y los efectos del cambio climático pueden ser devastadores

Según un informe del grupo de expertos en clima de la ONU se prevé el aumento del nivel medio del mar a escala mundial de 0,84 m para 2100, en un escenario con altas emisiones de gases de efecto invernadero (IPCC, 2019). De ocurrir esta perspectiva catastrófica, con La Manga inundada por el



Figura 3. Ejemplar longevo casi totalmente desenterrado de *Asparagus macrorrhizus*, en las dunas del Pudrimel (febrero de 2020). (Foto: José Antonio López Espinosa)

Mediterráneo, se produciría prácticamente la desaparición al completo del hábitat y de la población natural de *Asparagus macrorrhizus*, de modo que la especie podría quedar casi extinta en estado silvestre por el cambio climático. Sus posibles efectos han quedado evidenciados por el fuerte temporal de la Borrasca Gloria, en enero de 2020, cuando el oleaje alcanzó arenas que no habían sufrido una perturbación de origen natural tan intensa en décadas, siendo severamente dañados algunos ejemplares longevos y notables de esparraquera del Mar Menor (Fig. 3).

Son necesarias acciones clave para la conservación de la especie

- Inclusión de *Asparagus macrorrhizus* en la categoría «En peligro de extinción» del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Al respecto, cabe destacar que la asociación ARBA Cartagena presentó al Ministerio de Transición

Ecológica, en 2019, una elaborada y fundamentada propuesta, que cuenta con cartas de apoyo de destacados investigadores.

- Protección de la vegetación natural o seminatural de la franja de servidumbre del DPMT, en especial si presenta ejemplares de *Asparagus macrorrhizus*.
- Regeneración de la vegetación de arenas en franjas de 15-20 m del DPMT, cesando el arado de arenas en las playas por parte del servicio municipal de limpieza y mantenimiento. Es muy importante aumentar la disponibilidad de hábitat y establecer plantaciones que conecten subpoblaciones.
- Creación de una Microrreserva botánica en Veneziola, como las propuestas por investigadores de la Universidad de Murcia y técnicos de la Dirección General de Medio Natural. En una superficie continua de 23 ha, por la franja marítima desde el vértice geodésico Encañizada a la Punta del Pudrimel, se protegería el 77 % de la población.
- Divulgación local del valor de protección de este taxón entre los ciudadanos (Sánchez-Gómez *et al.*, 2008), con carácter general por medio de paneles informativos, así como difusión de cartelería y folletos. También, mediante formación e indicaciones precisas a operarios que desarrollan trabajos de mantenimiento y jardinería.

Agradecimientos.

A José Luis López Nieto, que dispuso medios para realizar mayor esfuerzo de muestreo. A José Luis Manovel, responsable de la dirección técnica del trabajo, por el impulso a este estudio corológico y la flexibilidad en su desarrollo. A Jesús Robles, técnico de flora, y a Pedro Solano, agente medioambiental, por la valiosa información facilitada.

Zona entorno Mar Menor	Subpoblación	Identificador subpoblación en Figura 1	Cuadrículas 0,5 x 0,5 km	Censo directo (n.º individuos-agregados)	% tamaño de la población
La Manga norte	Veneziola	VENE	8	1571	89,82%
La Manga norte	Estacio norte	ESTAN	6	89	5,09%
La Manga centro	Estacio Puerto Mayor	ESTAP	2	4	0,23%
La Manga centro	Estacio sur	ESTAS	2	20	1,14%
La Manga centro	'Los Pedruchos'	PEDRU	1	4	0,23%
La Manga centro	Casino	CASIN	1	3	0,17%
La Manga sur	Marchamalo	AMAR	2	20	1,14%
Los Nietos	Lo Poyo	LPOYO	1	5	0,29%
Punta Brava	Marina del Carmolí	CARMO	1	12	0,69%
San Pedro del Pinatar	Parque Regional de San Pedro norte	PRSPN	3	8	0,46%
San Pedro del Pinatar	Parque Regional de San Pedro sur	PRSPS	2	13	0,74%

Tabla 1. Datos del estudio de la población natural de *Asparagus macrorrhizus*, por zonas del entorno del Mar Menor y subpoblaciones.

Bibliografía

- IPCC. (2019). *Informe especial sobre los océanos y la criosfera en un clima cambiante*. Última consulta: 20 de octubre de 2020 en www.ipcc.ch.
- Iriondo J.M., coord. (2011). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Manual de metodología del trabajo corológico y demográfico*. Ministerio de Medio Ambiente-SEBICoP, Madrid.
- Moreno J.C., coord. (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Ministerio de Medio Ambiente-SEBICoP, Madrid.
- Pedrol, J. (2013). *Asparagus L.* En: E. Rico, M.B. Crespo, A. Quintanar, A. Herrero & C. Aedo (Eds). *Flora iberica*, vol. XX: 117-119, 589. Real Jardín Botánico-CSIC, Madrid.
- Ríos, S. (2018). *Asparagus macrorrhizus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*. Última consulta: 17 de julio de 2020 en www.iucnredlist.org.
- Sánchez-Gómez P., J.B. Vera & J.F. Jiménez (2008). *Asparagus maritimus (L.) Mill.* En: A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno & S. Ortiz (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2008*: 24-25. Ministerio de Medio Ambiente-SEBICoP, Madrid.
- Sánchez-Gómez P., J.B. Vera, J.F. Jiménez, C. Aedo & J. Pedrol (2007). La esparraguera marina, especie en peligro crítico de extinción en la Península Ibérica. *Conservación Vegetal* 11: 13-14.

JOSÉ ANTONIO LÓPEZ-ESPINOSA
FloresdeMurcia.com. C/ Príncipe de Asturias 24. 30849-El Cañarico (Alhama de Murcia).

Factores que influyen en la regeneración del sabinar canario tras el abandono agrícola

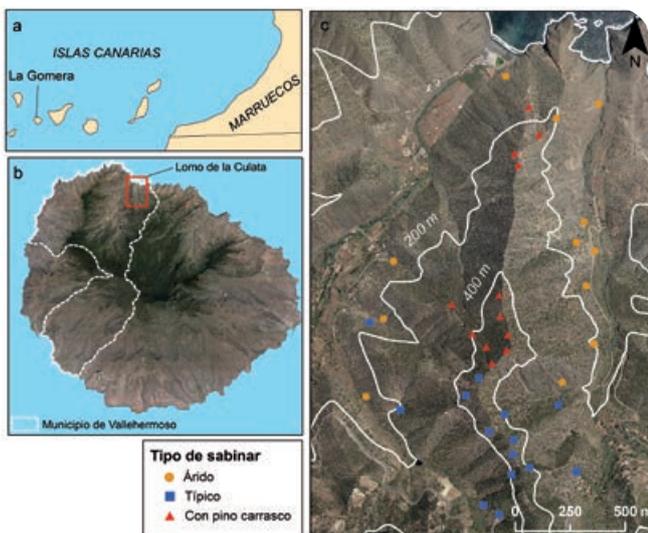


Figura 1. (a) La Gomera y su posición geográfica dentro de Canarias, (b) área de estudio, (c) distribución de las parcelas analizadas según el tipo de sabinar.

Introducción

Los bosques termoesclerófilos de Canarias se encuentran entre las formaciones forestales más castigadas del archipiélago desde la llegada de los primeros pobladores hace aproximadamente 2000 años (Del Arco *et al.*, 2010). Estos bosques ocupaban grandes extensiones especialmente en zonas de medianías albergando una elevada biodiversidad endémica (Otto *et al.*, 2012). Los sabinares son un claro ejemplo de la notable regresión de dichos bosques, quedando sus mejores representaciones actuales relegadas a La Gomera (2775 ha) y El Hierro (1239 ha), y sectores muy puntuales de Tenerife (431 ha) (Del Arco *et al.*, 2010). La sabina canaria, *Juniperus canariensis* Guyot in Mathou & Guyot, recientemente considerada como endemismo (Romo *et al.*, 2019), fue muy apreciada por su madera para la construcción y la actividad agrícola, lo que provocó talas generalizadas especialmente tras la conquista del archipiélago en el s. XV (Rodríguez-Delgado & Marrero, 1990). Dichas talas, han venido acompañadas por un intenso pastoreo y la introducción de especies vegetales exóticas (del género *Opuntia* y *Pinus* entre otras), por lo que estas

formaciones han experimentado una notable y prolongada degradación (Otto *et al.*, 2012; Bello-Rodríguez *et al.*, 2020).

En las últimas décadas, esta dinámica ha cambiado y algunos sabinares muestran síntomas de recuperación, gracias al abandono agrícola y a la integración de estos bosques en diversos espacios naturales protegidos y en la Directiva Hábitats como parte de los "Bosques endémicos de *Juniperus* spp." (Montesinos *et al.*, 2009). Este es el caso del sabinar de Vallehermoso en el noroeste de La Gomera, donde a través del uso de la fotografía aérea, se ha detectado su avance en una zona que en los años 50 había quedado degradada (Bello-Rodríguez *et al.*, 2016). El presente trabajo analiza la estructura poblacional de la sabina canaria y sus especies acompañantes, en un total de 38 parcelas ubicadas de forma aleatoria, concretamente en el Lomo de La Culata (Fig.1). El objetivo es identificar los factores que influyen en la regeneración del sabinar, ya sean ambientales (elevación, orientación y distancia a la línea de costa) como antrópicos (aprovechamientos o presencia de especies exóticas).

Métodos de muestreo y de análisis

Por medio de un análisis de similitud florística se clasificaron esas 38 parcelas (Figs. 1 y 2), en tres categorías: 1) el **sabinar árido**, próximo a la costa o zonas bajas del lomo, donde son frecuentes especies acompañantes como *Euphorbia balsamifera* Aiton y *Euphorbia aphylla* Brouss. ex Willd (12 parcelas); 2) el **sabinar típico**, entre 150 y 470 msnm donde predominan *Brachypodium arbuscula* Gay ex Knoch y *Globularia salicina* Lam. hasta alcanzar los primeros elementos del bosque de laurisilva seca (14 parcelas); y 3) **sabinar con pino carrasco** (*Pinus halepensis* Mill.) entre 200 y 400 msnm, especie introducida entre las décadas de 1960 y 1970 del siglo XX (12 parcelas).

En estas parcelas se contabilizaron los individuos de sabina en superficies que van desde 10 × 10 m a 30 × 30 m, en función de la accesibilidad, la altura máxima y homogeneidad de la vegetación, y se extrapolaron posteriormente a número de individuos por hectárea. Para conocer la estructura poblacional, cada sabina se clasificó según su altura como: plántula (hasta 0,5 m), arbustiva (entre 0,51 y 2 m) o arbórea



Figura 2. Vistas generales del **a)** sabinar árido, **b)** sabinar típico y **c)** sabinar con pino carrasco. En **d)** se señalan las diferencias de densidad de sabinas entre las laderas orientadas al sur (S) frente a las del norte (N) y nor-noroeste (N-NW). Las zonas próximas a los principales cauces son las más transformadas aún hoy en día. (Fotos: V. Bello y M. del Arco)

(más de 2 m). De los individuos arbustivos y arbóreos se midieron, además, el diámetro del tronco y de la copa, y se anotó si presentaban ramas taladas para hacer una estimación del impacto del aprovechamiento maderero. En cada parcela se estimó la proporción de especies endémicas (canarias y macaronésicas), nativas y exóticas existentes, inventariando superficies de 10 x 10 m. Se estudió el efecto concreto de dos especies exóticas: el pino carrasco y del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758), considerado invasor en Canarias (Arechavaleta et al. 2010). En este último caso, se cuantificó su presencia a través del conteo de letrinas en 9 transectos (3 en cada tipo de sabinar) de 200 m, ubicados en zonas próximas a las parcelas de estudio, y se evaluó el consumo de arcéctidas contando el número de semillas de sabina presentes cada 10 excrementos en 10 letrinas aleatorias en cada tipo de sabinar. Se realizaron comparaciones entre los tipos de sabinar (tests U de Mann-Whitney aplicando si procedía la corrección de Bonferroni) y se estimaron posibles correlaciones entre las variables estudiadas y la estructura poblacional (correlaciones de Spearman).

Diferencias espaciales tras el abandono agrícola

La estructura poblacional del sabinar del Lomo de La Culata tras más de 60 años de progresivo abandono agrícola muestra un patrón similar para las tres clases de altura diferenciadas. Del total de 414 sabinas contabilizadas y medidas, un 28,9% correspondía a plántulas, un 40,8 % eran arbustivas y un 30,2% eran arbóreas (Fig. 3). El mayor número de individuos por hectárea se localizó en el sabinar típico con 514, frente a los 381 y 444 del sabinar árido y con pino carrasco, respectivamente. La mayor proporción de plántulas se encuentra, sin embargo, en estos dos últimos (141 y 164 individuos/ha), mientras los individuos arbustivos y arbóreos predominan en las parcelas de sabinar típico (253 y 202 ind./ha, Tabla 1), indicando que estas últimas podrían ser más maduras y estar más próximas a alcanzar su capacidad de carga (Otto et al., 2006). Pese a que el número de plántulas e individuos arbustivos aseguran la estabilidad e incluso expansión de este sabinar, la tasa de regeneración es inferior en comparación con

otras áreas estudiadas en Canarias (Otto et al., 2006; Salvà-Catarineu & Romo-Díez, 2008), lo cual podría estar relacionado con la presencia de herbívoros, y la intensidad de las talas del pasado. Algunos de esos impactos aún son claramente visibles en los individuos arbustivos y arbóreos medidos en campo, dado que al menos 59 sabinas (14,2%) contaban con una o más ramas taladas. Estas ramas taladas eran más frecuentes en el sabinar típico (25,4% de los individuos presentaban ramas taladas), frente al 16,8% y 3,6% del sabinar árido y con pino carrasco, posiblemente por ser zonas más accesibles. Sin embargo, las diferencias sólo resultaron significativas con respecto al sabinar con pino carrasco ($p < 0.01$). Pese a coincidir el mayor número de ramas taladas con el menor número de plántulas en el sabinar típico, no se observó una relación directa entre ambas variables. Por su parte, la práctica ausencia de sabinas senescentes o con signos de envejecimiento en el área de estudio podría indicar que los aprovechamientos del pasado no han permitido a muchos individuos alcanzar esa fase (Salvà-Catarineu & Romo-Díez, 2008).

En general, el número de sabinas se incrementa con la altitud y, además, los individuos arbóreos ($> 2m$) fueron más frecuentes cuanto mayor era la distancia a la línea de costa (valores R^2 de correlaciones de Spearman de 0,403 y 0,399 respectivamente, $p < 0,05$). Este resultado se ve también reflejado en las medidas alométricas tomadas (Tabla 1), donde se observa que los ratios altura/diámetro del tronco y altura/diámetro medio de copa son significativamente más bajos en el sabinar árido ($p < 0,001$), lo que implica un mayor "achaparramiento" de los individuos en esas áreas.

Por su parte, las plántulas mostraron preferencia por áreas dominadas por sabinas arbustivas y con escaso porcentaje de roca ($R^2 = 0.399$ y -0.496 respectivamente; $p < 0.05$). Estudios previos ya han señalado el efecto de protección que generan sobre las plántulas otros individuos arbóreos o arbustivos de la misma especie, así como la relativa dificultad de la sabina para germinar sobre suelos rocosos (Otto et al., 2010). La orientación norte o noreste ha sido también sugerida como un factor que favorece la regeneración de la especie al proporcionar unas condiciones localmente más húmedas (Fig. 2d). En nuestros datos no se observó esa relación de forma directa, posiblemente porque las parcelas con pino carrasco podrían estar enmascarando ese efecto. De hecho, al excluir dichas parcelas del análisis estadístico sí se observan diferencias significativas ($p < 0,01$), en cuanto a la densidad de individuos entre laderas con diferente orientación pasando de una media de 506 ind./ha en aquellas laderas con orientación favorable (entre N-NW y NE), a 358 ind./ha en el resto.

La interacción con especies exóticas

La dinámica del sabinar tras las intervenciones humanas se vuelve especialmente compleja cuando además entran en consideración las especies exóticas, como el pino carrasco (nativo del Mediterráneo), aún no considerado invasor por la legislación canaria pese a su expansión en áreas potenciales de sabinar (Bello-Rodríguez et al., 2020). En el Lomo de la Culata, se observa que el número de plántulas no decrece significativamente en las áreas ocupadas por pino carrasco, pero los individuos arbustivos y arbóreos que han crecido bajo esta especie presentan una fisonomía diferente. Además, las sabinas muestran unos valores mucho más modestos en el diámetro de sus troncos y sus copas a pesar de su altura (Tabla 1), lo que se traduce en ejemplares de aspecto más

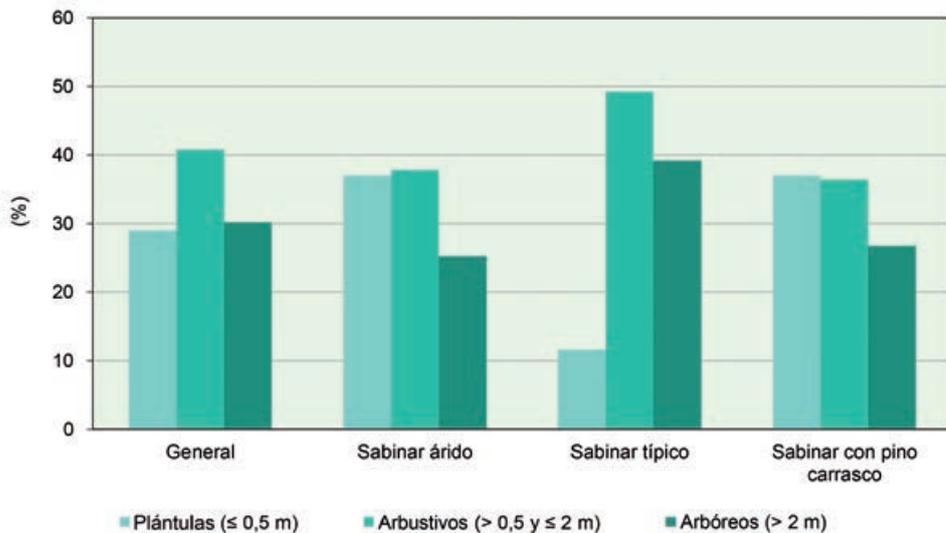


Figura 3. Porcentaje de individuos de *Juniperus canariensis* según su altura y tipo de sabinar en las parcelas estudiadas.

débil y en ratios altura/diámetro del tronco significativamente más altos ($p < 0,001$), posiblemente por competencia.

La presencia del pino carrasco también influye en la composición florística del sabinar, con reducciones significativas ($p < 0,01$) en los porcentajes de especies endémicas acompañantes, pasando de 29,5% y 32,1% en el sabinar árido y el típico, respectivamente, a 8,4% en áreas de pino carrasco (66,5%, 73,7% y 32%, respectivamente, si añadimos la sabina). Algo similar sucede con las especies nativas, que bajan desde un 20% y un 16% en los sabinares árido y típico, hasta un 1,5% en el sabinar con pino carrasco ($p < 0,001$).

En general, no se ha encontrado una relación directa entre la abundancia de letrinas del conejo europeo y el estado de la población de *J. canariensis* estudiada, siendo las zonas de sabinar árido y las de pino carrasco donde eran más frecuentes (12 y 22 letrinas como media en transectos de 200 m, respectivamente, frente a 8 en el sabinar típico), y donde ocupaban mayor diámetro (2,3 y 2,5 m de media frente a

1,5 m). Sin embargo, no es extraño encontrar ramoneo de plántulas, escarbaderos o excrementos de conejo en las inmediaciones de las sabinas a lo largo de toda el área de estudio. En dichos excrementos se observa un notable consumo de arcéstidas, significativamente mayor ($p < 0,01$) en el sabinar árido donde la frecuencia media de aparición de semillas por cada 10 excrementos fue de 3,3 frente al 0,4 y 0,1 del sabinar típico y con pino carrasco, quizá por la mayor proximidad de las ramas al suelo en el sabinar más cercano a la costa. Se sabe que el conejo es capaz de dañar las semillas de especies de *Juniperus* (Rumeu *et al.*, 2011) pudiendo reducir notablemente su tasa de viabilidad. Este aspecto, junto al efecto del ganado asilvestrado, han de ser estudiados en mayor profundidad.

Conclusiones

El cese cada vez más prolongado de actividades antrópicas como las talas y el pastoreo han resultado en una estructura poblacional equilibrada del sabinar estudiado. La orientación norte y la altitud parecen favorecer su regeneración, mientras que la presencia de especies exóticas produce, en general, efectos negativos sobre su composición florística. Nuestros resultados apuntan que, para una restauración exitosa, es imprescindible erradicar especies con carácter invasor como el pino carrasco, así como realizar vallados de exclusión de herbívoros introducidos para tener una mayor aproximación a la composición florística potencial.

Agradecimientos

A Julio Leal, Ángel B. Fernández y Raquel Hernández por su colaboración en el trabajo de campo.

Tipo de individuos de <i>J. canariensis</i>	Tipo de sabinar	Número de individuos / ha	Altura (m)	Diámetro del tronco* (cm)	Diámetro de copa (m)	Ratio Altura / Diámetro del tronco	Ratio Altura / Diámetro de copa
Plántulas	Árido	141	-	-	-	-	-
	Típico	59	-	-	-	-	-
	Con pino carrasco	164	-	-	-	-	-
Arbustivos	Árido	144	0,71	10,58	1,85	0,15	0,83
	Típico	253	1,02	7,30	1,40	0,20	1,02
	Con pino carrasco	162	0,67	5,46	0,83	0,55	1,68
Arbóreos	Árido	96	2,81	24,62	4,61	0,13	0,63
	Típico	202	3,19	21,25	3,77	0,21	0,95
	Con pino carrasco	118	2,68	13,56	2,80	0,25	1,14

Tabla 1. Valores alométricos medios de los individuos de *Juniperus canariensis* estudiados. *El diámetro del tronco fue medido en la base debido a la elevada ramificación.

Bibliografía

- Arechavaleta, M., S. Rodríguez, N. Zurita & A. García (2010). *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres* 2009. Gobierno de Canarias. 579 pp.
- Bello-Rodríguez, V., C. García, M.J. Del-Arco, R. Hernández-Hernández & J.M. González-Mancebo (2016). Spatial dynamics of expanding fragmented thermophilous forests on a Macaronesian island. *Forest Ecology and Management* 379: 165-172.
- Bello-Rodríguez, V., J. Cubas, A.B. Fernández, M.J. Aguilar & J.M. González-Mancebo (2020). Expansion dynamics of introduced *Pinus halepensis* Miller plantations in an oceanic island (La Gomera, Canary Islands). *Forest Ecology and Management* 474, 118374.
- Del Arco Aguilar, M. J., R. González-González, V. Garzón-Machado & B. Pizarro-Hernández (2010). Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19(11): 3089-3140.
- Montesinos, D., R. Otto & J.M. Fernández-Palacios (2009). *Bosques endémicos de Juniperus spp.* *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Dir. Gral. de Medio Natural, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, España.
- Otto, R., B.O. Krüsi, S. Schaffner, P. Meuwly, J.D. Delgado, J.R. Arévalo & J.M. Fernández-Palacios (2006). Ecología, estructura y dinámica de las poblaciones de la sabina canaria en Tenerife y La Gomera. III Coloq. Int. sobre los sabinares y enebrales (género *Juniperus*) *Ecología y gestión Forestal Sostenible*. Soria 151-159.
- Otto, R., B.O. Krüsi, J.D. Delgado, J.M. Fernández-Palacios, E. García-Del-Rey & J.R. Arévalo (2010). Regeneration niche of the Canarian juniper: the role of adults, shrubs and environmental conditions. *Annals of Forest Science* 67: 709-709.
- Otto, R., R. Barone, J.D. Delgado, J.R. Arévalo, V. Garzón-Machado, F. Cabrera-Rodríguez, & J.M. Fernández-Palacios (2012). Diversity and distribution of the last remnants of endemic juniper woodlands on Tenerife, Canary Islands. *Biodiversity and Conservation* 21(7): 1811-1834.
- Rodríguez-Delgado, O. & M.V. Marrero (1990). Evolución y aprovechamiento de los bosques termófilos (los "montes bajos") de la Isla de Tenerife. *Anuario de Estudios Atlánticos* 1(36): 595-630.
- Romo, A., M. Mazur, M. Salvà-Catarineu & A. Boratyński (2019). A re-evaluated taxon: Genetic values and morphological characters support the recognition of the Canary Island juniper of the *phoenicea* group at a specific level. *Phytotaxa* 406(1): 64-70.
- Rumeu, B., R. B. Elias, D. P. Padilla, C. Melo & M. Nogales (2011). Differential seed dispersal systems of endemic junipers in two oceanic Macaronesian archipelagos: the influence of biogeographic and biological characteristics. *Plant Ecology* 212(5): 911-921.
- Salvà-Catarineu, M. & A. Romo-Díez, A. (2008). Uso de TIG para la conservación del sabinar de *Juniperus turbinata* subsp. *canariensis* en la isla de El Hierro. In: Hernández, L., Parreño, J.M. (Ed.) *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*. Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC, Las Palmas de Gran Canaria, pp 766-776.

VÍCTOR BELLO-RODRÍGUEZ, JONAY CUBAS, MARCELINO J. DEL ARCO Y JUANA M^a GONZÁLEZ-MANCEBO
Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de La Laguna.
Avda. Francisco Sánchez s/n, 38206 La Laguna, S.C. de Tenerife, España.
Grupo de investigación *Plant Conservation and Biogeography*.

Ciencia ciudadana

Liquencity: Busca líquenes urbanitas y conoce la calidad del aire de tu ciudad

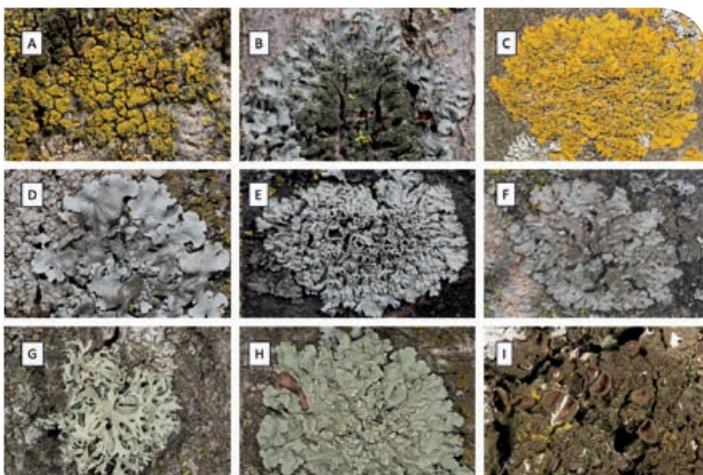


Figura 1. Las 9 especies de líquenes indicadoras de la ciudad de Madrid, ordenadas por filas según su tolerancia a la contaminación. La primera fila consta de las tres especies más tolerantes, la segunda de las especies con tolerancia intermedia y la última las tres especies más sensibles a la contaminación. A) *Candelaria pacifica*. B) *Phaeophyscia orbicularis*. C) *Xanthoria parietina*. D) *Parmelina tiliacea*. E) *Physcia* sp. F) *Physconia grisea*. G) *Evernia prunastri*. H) *Flavoparmelia soredians*. I) *Melanelixia glabra*

¿Qué son los líquenes?

Los líquenes son asociaciones simbióticas formadas por la unión entre un hongo, llamado micobionte y, al menos, un alga y/o una cianobacteria, denominados fotobionte (Grube

& Hawksworth, 2007). Desde un punto de vista evolutivo, la liquenización ha ocurrido en numerosas ocasiones de manera independiente en distintos linajes de hongos en las clases Ascomycota y Basidiomycota (Lücking *et al.*, 2017). Las cerca de 20.000 especies conocidas (Lücking *et al.* 2017) ocupan alrededor del 8% de la superficie terrestre y las podemos encontrar en todos los ecosistemas terrestres, desde las selvas tropicales hasta zonas polares, y desde las costas hasta las altas montañas (Honegger & Nash, 2008).

Los líquenes son muy sensibles a los cambios en las condiciones ambientales y, en concreto, a la contaminación atmosférica debido a que son organismos poiquilohidros, es decir, no presentan mecanismos activos de control de la entrada de agua o gases en el talo (Asta *et al.*, 2002). Sin embargo, no todas las especies son igual de sensibles a los distintos contaminantes, lo que les convierte en unos perfectos bioindicadores y durante décadas su abundancia y diversidad han sido utilizadas por investigadores de todo el mundo para monitorizar los niveles de polución atmosférica y efectos de otras perturbaciones antrópicas (Matos *et al.*, 2017).

Se ha demostrado que una menor diversidad de líquenes epífitos está directamente relacionada con una peor calidad

del aire y al mismo tiempo, con una mayor incidencia de enfermedades respiratorias (Cislaghi & Nimis, 1997). El uso de líquenes como indicadores de la contaminación en España se remonta al estudio pionero de Crespo *et al.* (1977) en la ciudad de Madrid, donde estudiaron los efectos de la contaminación por SO₂ en las comunidades epífitas de la ciudad. Desde entonces los contaminantes más habituales en las ciudades han cambiado debido a las regulaciones en todo el mundo que han hecho que la lluvia ácida deje de ser un problema. Ahora, los contaminantes más perjudiciales para los habitantes de las ciudades, incluyendo los líquenes, son los óxidos de nitrógeno y las partículas en suspensión, especialmente aquellas menores de 2.5 micras (PM2.5). Se estima que aproximadamente 800.000 personas al año mueren en Europa de forma prematura por la nociva acción de los contaminantes atmosféricos (Lelieveld *et al.*, 2019)

El proyecto LiquenCity

LiquenCity (www.liquencity.org) ha sido un proyecto de ciencia ciudadana centrado en averiguar, mediante la participación ciudadana, cuál es la diversidad de líquenes epífitos que viven en los árboles de Madrid y Barcelona e inferir los niveles de calidad del aire en las distintas partes de las dos ciudades. Los objetivos secundarios del proyecto incluían 1) la concienciación de los participantes de los riesgos que implica la contaminación atmosférica para los habitantes de las ciudades, a través de la observación de organismos muy sensibles que podemos considerar centinelas de nuestra propia salud, 2) acercar unos organismos poco conocidos como son los líquenes al público en general, mostrando aspectos relevantes de su biología y su ecología así como su papel bioindicador, y 3) implicar a los ciudadanos en un proyecto científico y mostrar cómo trabajan los investigadores y cómo funciona la ciencia.

El proyecto buscó la participación de los habitantes de ambas ciudades que, junto con la colaboración de un equipo experto en líquenes, encontraron e identificaron los líquenes que viven en ambas capitales. Los participantes fueron principalmente estudiantes de secundaria, particulares que realizaron observaciones por su cuenta o que participaron en actividades con organizaciones y actividades abiertas al público en general denominadas *bioblitz*, en las cuales se intentaba conseguir un gran número de observaciones en un solo día mediante una gran participación. En el proyecto se utilizaron herramientas digitales y dispositivos móviles para realizar las observaciones. La aplicación para dispositivos móviles Natusfera (<https://natusfera.gbif.es/>) permite realizar fotografías geolocalizadas que se almacenan de manera centralizada en la web de Natusfera, permitiendo a los usuarios conocer de manera inmediata las identificaciones o corroboraciones realizadas por los expertos de sus observaciones.

En este artículo pretendemos mostrar la utilidad y el valor de las aproximaciones mediante ciencia ciudadana a cuestiones de relevancia científica y con repercusión en gestión, mostrando la metodología empleada y los resultados preliminares en cuanto a participación y observaciones realizadas.

Materiales y métodos

En ambas ciudades se pusieron en práctica dos metodologías paralelas con el fin de comparar los resultados de ambas aproximaciones. Por un lado, basándose en la experiencia previa de los equipos de Madrid y Barcelona, se seleccionaron respectivamente 9 y 10 especies de macrolíquenes epífitos bioindicadores, fácilmente reconocibles por sus características macroscópicas y que pertenecían a tres grupos de

tolerancia a la contaminación: 1) tolerantes, 2) intermedios y 3) muy sensibles a la contaminación (Fig. 1). Estas especies estaban reflejadas en las guías de campo que se realizaron para cada ciudad, en castellano y catalán (Fig. 2).

Para cada especie encontrada, los participantes debían establecer su abundancia utilizando como medida un DIN A4 como referencia, y observando cuánto ocupaba cada especie respecto a la hoja. Esta metodología está basada en el estudio OPAL realizado en el Reino Unido para monitorizar deposición nitrogenada utilizando líquenes y ciencia ciudadana (Seed *et al.*, 2013; Tregidgo *et al.*, 2013).

Por otro lado, los participantes debían tratar de observar y documentar todas las especies reconocibles en los árboles observados, esta vez sin anotar la abundancia. Esta metodo-



Figura 2. Imágenes de las distintas fases de la actividad. A) Foto tomada durante la realización de un *bioblitz* en la Casa de Campo de Madrid (16 diciembre de 2018). B) Actividad en clase con el colegio Moteserrat-Fuhem de Madrid (30 octubre 2018). C) Actividad en El Pardo (Madrid) con el máster en Biodiversidad en Áreas Tropicales y Su Conservación (UIMP-CSIC; 14 noviembre 2018). D) Alumnas con las fichas de identificación de líquenes y con fotografías hechas acoplando la lupa, en un *bioblitz* en Parc del Castell de l'Oreneta de Barcelona (16 diciembre 2018). E) Actividad teórica en clase, colegio Lestonnac (Barcelona; 15 noviembre 2018).

logía basada en la diversidad total ofrece a priori una mayor información que las especies bioindicadoras, pero también entraña una mayor dificultad, ya que muchas especies son de pequeño tamaño y difíciles de reconocer como un líquen para los ojos inexpertos. Nuestra intención era comparar el éxito de ambas estrategias en el marco de un proyecto de ciencia ciudadana.

Las actividades realizadas en centros educativos contaron con dos educadores ambientales con experiencia previa con líquenes que dirigían y dinamizaban las actividades. Estas se dividían en dos partes (Fig.3), una primera parte teórica de aproximadamente 1h, en la que se explicaba la biología y ecología de los líquenes, usos históricos, contaminación en las ciudades (causas y consecuencias), el papel bioindicador de los líquenes, así como los detalles y objetivos del proyecto. Y una segunda parte que correspondía a una sesión práctica de muestreo de líquenes epífitos en los alrededores del centro (cuando era posible). Dicho muestreo se llevaba mediante las dos aproximaciones arriba descritas y utilizando dispositivos móviles con la app Natusfera para realizar las observaciones. Para las fotografías que se incorporaban a las observaciones, y por tanto al estudio, se prestaban a los participantes lupas de 12 aumentos que se acoplaban a las cámaras de los móviles. Con ello se conseguía obtener un mayor detalle que nos facilitaba la tarea de identificación. Siempre se elegían troncos que tuvieran un perímetro mayor de 30 cm para evitar que el árbol no hubiera vivido el suficiente tiempo como para ser colonizado por las especies

presentes en la zona, para lo cual se proporcionaba a los estudiantes una cinta métrica. Se evitaban ciertas especies de árboles como coníferas o plátanos de sombra (*Platanus x hispanica*) por las características de sus cortezas y su posible efecto negativo en la diversidad de líquenes presentes. Se elegía la orientación que más líquenes presentaba (comúnmente el norte) como base del muestreo, el cual se centraba entre una altura de 50 y 180 cm con el fin de evitar las partes altas y bajas del árbol donde existen condiciones diferentes.

En cuanto a los *bioblitz*, se realizaron dos en cada ciudad, intentando realizarse en las mismas fechas tanto en Barcelona como en Madrid por cuestiones de difusión. El primer *bioblitz* se realizó en el mes de diciembre, a mitad del proyecto, y el segundo se realizó en el mes de marzo como actividad de cierre del proyecto. En los dos *bioblitz* realizados en Madrid se logró alcanzar la cifra de 55 y 50 personas respectivamente, mientras que en Barcelona el dato fue de 10 y 35 personas. El número de observaciones fue muy variable, contabilizando hasta 150 observaciones en un día en la actividad más exitosa.

El resto de las actividades realizadas en el marco del proyecto corresponden a actividades con asociaciones y centros de educación medioambiental y actividades de difusión como la participación en el I Foro Internacional de Ciencia Ciudadana, el Evento Imperdible 04 de COTEC o la Feria de Madrid por la ciencia y la innovación, así como numerosas apariciones públicas en radios y televisiones nacionales.

Resultados

Los resultados de esta primera edición del proyecto fueron notables, obteniendo una participación mucho mayor de la esperado inicialmente, pues se estimaba una que fuera de alrededor de 30 centros educativos entre ambas ciudades y aproximadamente 600-700 participantes. En total, participaron casi 2.000 personas que realizaron cerca de 5.000 observaciones entre ambas ciudades (Tabla 1). La gran mayoría de observaciones, sobre el total filtrado, se realizaron en centros educativos (3.262; 68,9%), seguidos por observaciones de ciudadanos de manera individual (1.107; 23,3%) y, por último, *bioblitz* (325; 6,9%) y actividades con organizaciones (41; 0,9%). En total, se pudieron identificar un máximo de 30 especies. Un número relativamente bajo de observaciones no pudieron ser identificadas debido a la falta de datos o de detalle en las fotografías, teniendo que desechar 242 observaciones en Madrid y 201 en Barcelona.

Gracias a una toma de observaciones detallada, específica y explicada en cada actividad, la gran mayoría de los datos (4.534; 91,9%) han pasado un filtro de calidad. Dicho filtro fue realizado manualmente con Excel, tomando en consideración la calidad de la foto, ya que debía ser lo suficientemente buena para permitir la identificación de la especie, así como que se hubieran rellenado todos los campos solicitados.

Los datos del proyecto aún se están analizando con herramientas geoestadísticas para elaborar mapas de isocontaminación y comparar ambas metodologías, pero en los datos analizados hasta el momento se observa un claro patrón de muy baja diversidad en los distritos centrales de ambas ciudades con un claro gradiente de aumento del número de especies y su abundancia hacia zonas periféricas. Estos resultados son muy preliminares y aún deben ser tratados estadísticamente.

Ciencia ciudadana como herramienta

Tanto los resultados obtenidos en el proyecto como la elevada participación ciudadana demuestran el gran papel que puede desempeñar la ciencia ciudadana en la toma de datos en proyectos basados en biodiversidad, como es el propio Liquencity.

Con el auge de la ciencia ciudadana, se ha hablado mucho sobre la calidad y cantidad de los datos obtenidos en ella (Lukyanenko *et al.*, 2016). Uno de los principales problemas ha sido la creencia de que los voluntarios no consiguen identificar de una forma correcta y fidedigna las observaciones, generando elevadas cantidades de datos sin valor (ruido). Sin embargo, un número creciente de estudios demuestran que los científicos ciudadanos pueden recoger datos que en su conjunto genere información de forma similar a la recogida en estudios más académicos (Delaney *et al.*, 2008). Por otra parte, se están generando protocolos de muestreo para que las observaciones puedan servir con un bien científico (Kosmala *et al.*, 2016) intentado minimizar la diferencia en cantidad y calidad de datos. Una solución a este problema parece ser la creación de un diseño experimental para cada proyecto que sea eficiente y, sobre todo, un muestreo en el que el voluntario se sienta cómodo sin necesidad de ser experto en la materia (Lukyanenko *et al.*, 2016). La implementación de herramientas innovadoras, tanto en forma de base de datos más eficientes como en herramientas de captura de datos son claves a la hora de mejorar la toma de calidad de los resultados y mejorar la experiencia de los ciudadanos implicados (Callaghan *et al.*, 2019). Actualmente se cuenta con numerosos ejemplos de proyectos de ciencia ciudadana cuyos resultados se han traducido en publicaciones científicas con datos de alta calidad (Delaney *et al.*, 2008; Seed *et al.*, 2013; Tregidgo *et al.*, 2013), incluyendo numerosos ejemplos dentro del área de la biología de la conservación (McKinley *et al.*, 2017; Sterrett *et al.*, 2019).

Liquencity 2. La continuación del proyecto

Liquencity-2 (www.liquencity2.org) surge tras el éxito de la primera edición del proyecto y con el objetivo de ampliar el muestreo a más ciudades de España, en concreto a Oviedo, Pamplona y Pontevedra.

En esta nueva edición introducimos dos cambios sustanciales: la eliminación de la figura del educador ambiental y la creación de una aplicación móvil exclusiva para el proyecto que guía la toma de datos al participante. Mediante esta aplicación, la generación de materiales y guías de campo para cada ciudad, así como la promoción de actividades educativas en los centros de formación del profesorado de cada ciudad, tratamos de evaluar la viabilidad de la propuesta sin una promoción activa como en el primer proyecto.

En conclusión y aunque aún quedan aspectos que finalizar, creemos que el proyecto Liquencity demuestra la validez de las aproximaciones de ciencia ciudadana para abordar cuestiones científicas, haciendo especial énfasis en la realización de un muestreo acorde con los conocimientos de los ciudadanos. Conocimiento que, por otra parte, debe ser transmitido correctamente antes de su realización. Además, estas experiencias adquieren una nueva dimensión cuando las observaciones y resultados ofrecen una nueva perspectiva a problemas reales de la ciudadanía

Ciudad	Participantes	Observaciones totales	Observaciones tras filtrado	Especies identificadas
Madrid	1.091	3.891	3649	25
Barcelona	820	1.086	885	20
Total	1.991	4.977	4534	30

Tabla 1. Datos de participación y del número de especies identificadas en ambas ciudades. Los datos mostrados han sido filtrados. Se obtuvieron 3.891 observaciones para Madrid y 1.089 para Barcelona, de las que se filtraron 209 (~ 5.4 %) y 205 (18.82%) observaciones respectivamente ya que no cumplían los requisitos, así como especies de líquenes que no hemos podido identificar solo con las fotografías.

Bibliografía

- Asta, J., W. Erhardt, M. Ferretti, F. Fornasier, U. Kirschbaum, P. L. Nimis, O.W. Purvis, S. Pirentos, C. Scheidegger & C. Van Haluwyn (2002) Mapping Lichen Diversity as an Indicator of Environmental Quality. In: Nimis P. L., C. Scheidegger & P.A. Wolseley (eds) *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens*. NATO Science Series (Series IV: Earth and Environmental Sciences), vol 7. Springer, Dordrecht.
- Callaghan, C. T., J. J. Rowley, W. K. Cornwell, A. G. Poore & R. E. Major (2019). Improving big citizen science data: moving beyond haphazard sampling. *PLoS biology* 17: e3000357.
- Cislaghi, C. & P. L. Nimis (1997) Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature* 387: 463-464.
- Crespo, A., E. Manrique, E. Barreno & E. Serriá (1977) Valoración de la contaminación atmosférica del área urbana de Madrid mediante bioindicadores (líquenes epífitos). *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles* 34: 71-94.
- Delaney, D. G., C.D. Sperling, C.S. Adams & B. Leung (2008). Marine invasive species: validation of citizen science and implications for national monitoring networks. *Biological Invasions*, 10: 117-128.
- Grube M, D.L. Hawksworth (2007) Trouble with lichen: the re-evaluation and re-interpretation of thallus form and fruit body types in the molecular era. *Mycological Research* 111:1116-1132
- Honegger, R (2008). Mycobionts. In: Nash, T H. *Lichen biology* (2nd ed.). Cambridge, UK: Cambridge University Press, 27-39.
- Kosmala, M., A. Wiggins, A. Swanson & B. Simmons (2016). Assessing data quality in citizen science. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14: 551-560.
- Lelieveld, J., K. Klingmüller, A. Pozzer, U. Pöschl, M. Fnais, A. Daiber & T. Münzel (2019). Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. *European heart journal*, 40: 1590-1596.
- Lücking, R., B.P. Hodkinson & S.D. Leavitt (2017). The 2016 classification of lichenized fungi in the Ascomycota and Basidiomycota—Approaching one thousand genera. *The Bryologist*, 119: 361-416.
- Lukyanenko, R., J. Parsons & Y.F. Wiersma (2016). Emerging problems of data quality in citizen science. *Conservation Biology*, 30: 447-449.
- Matos, P., L. Geiser, A. Hardman, D. Glavich, P. Pinho, A.M.V.M. Nunes, Soares, & C. Branquinho (2017). Tracking global change using lichen diversity: towards a global-scale ecological indicator. *Methods in Ecology and Evolution*, 8: 788-798.
- McKinley, D. C., A.J. Miller-Rushing, H.L. Ballard, R. Bonney, H. Brown, S.C. Cook-Patton, D.M. Evans, R.A. French, J.K. Parrish, T.B. Phillips, S.F. Ryan, L.A. Shanley, J.L. Shirk, K.F. Stepenuck, J.F. Weltzin, A. Wiggins, O.D. Boyle, R.D. Briggs, S.F. Chapin III, D.A. Hewitt, P.W. Preuss & M.A. Soukup (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, 208: 15-28.
- Seed, L., P. Wolseley, L. Gosling, L. Davies & S.A. Power (2013). Modelling relationships between lichen bioindicators, air quality and climate on a national scale: results from the UK OPAL air survey. *Environmental Pollution*, 182: 437-447.
- Sterrett, S. C., R.A. Katz, W.R. Fields & E.H. Campbell Grant (2019). The contribution of road based citizen science to the conservation of pond breeding amphibians. *Journal of Applied Ecology*, 56: 988-995.
- Tregidgo, D. J., S.E. West & M.R. Ashmore (2013). Can citizen science produce good science? Testing the OPAL Air Survey methodology, using lichens as indicators of nitrogenous pollution. *Environmental pollution*, 182: 448-451.

ALEJANDRO BERLINCHES DE GEA^{1,2} Y SERGIO PÉREZ-ORTEGA²

1. Laboratory of Nematology, Wageningen University & Research, Droevendaalsesteeg 1, 6708PB Wageningen, The Netherlands.

2. Departamento de Micología, Real Jardín Botánico, CSIC, Plaza de Murillo, 2, 28014 Madrid.

Sin fronteras

Hacia la evaluación del impacto de la escalada sobre la biodiversidad vegetal Mediterránea para promover medidas de conservación transfronterizas: proyecto *WorldClimb*

Debido al rápido crecimiento urbanístico y a la despoblación rural existente a nivel global, la naturaleza ha adquirido un nuevo valor, clave para la salud mental y el bienestar emocional de las personas (Bratman *et al.*, 2019). Esto se ha evidenciado aún más tras el confinamiento por la COVID-19, ya que la naturaleza ha servido como bálsamo para minimizar el estrés generado en la especie humana por la pandemia. Además, durante los últimos años, los espacios naturales han experimentado un gran auge de visitantes que realizan actividades deportivas como el senderismo, la escalada en roca, el ciclismo o los *trails* de montaña (Burgin and Hardiman, 2012). Por ello, los espacios naturales son hoy, además de

lugares de especial interés para la conservación de la biodiversidad, entornos clave para el bienestar psicológico y físico de las personas (Bratman *et al.*, 2019; Burgin Hardiman, 2012). Esto conlleva un gran desafío para su gestión, ya que estas actividades son también una potencial amenaza para el medio natural y para sus especies.

Entre estas actividades deportivas, la escalada merece especial atención. Su popularidad ha crecido enormemente y tiene unas previsiones de aumento de alrededor del 50-86% para los próximos 30 años (Cordell, 2012). Estos datos pueden ser aún mayores tras su presencia por primera vez en

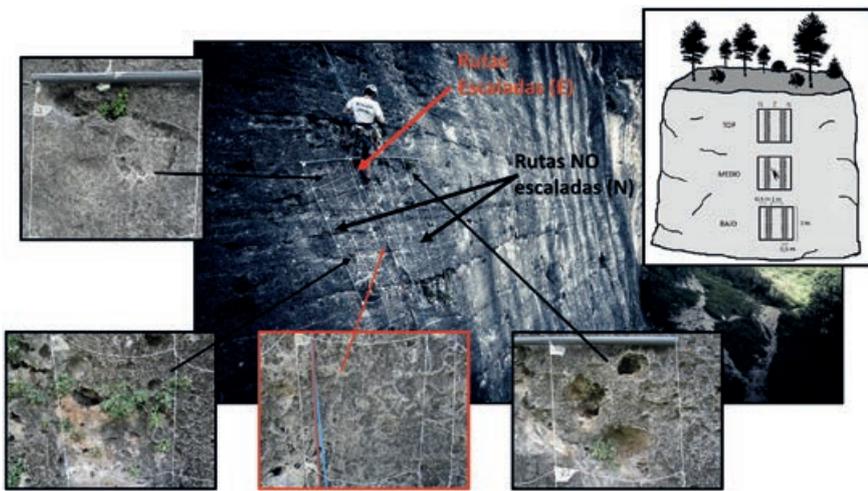


Figura 1. Metodología llevada a cabo en este estudio. En la esquina superior derecha se representa el diseño experimental, mostrando las medidas del cuadrante y su disposición en tres alturas del roquedo. Las fotografías muestran un ejemplo concreto de los trabajos de campo en Patones (Madrid, España). Se aprecia cómo se situó el cuadrante en vías de escalada seleccionadas, para identificar las especies presentes y cuantificar individuos y su cobertura en rutas de escaladas ("E", en rojo) y en rutas de No escaladas ("N", en negro) dentro del cuadrante.

los próximos Juegos Olímpicos de Tokyo. Este auge les está llevando a ejercer una creciente presión sobre los organismos que habitan los roquedos, los cuales pueden albergar una gran diversidad vegetal, con un alto número de especies endémicas y en peligro de extinción (Larson *et al.*, 2000).

Las especies de roquedos crecen en condiciones severas y limitantes. Los acantilados y roquedos son ambientes con alta sequía por estar expuestos directamente a la radiación solar, con una alta erosión y con escaso sustrato para que las especies puedan asentarse y conseguir nutrientes (Larson *et al.*, 2000). Si a esto le sumamos el paso reiterado de los escaladores, las poblaciones pueden sufrir un impacto difícil de resistir, con incluso consecuencias nefastas en algunos casos. Los individuos podrían ser dañados o arrancados, las poblaciones divididas, o el banco de semillas presente en las grietas puede ser sustraído. Estos potenciales efectos negativos pueden apreciarse en ocasiones a simple vista.

A pesar del impacto sobre las comunidades vegetales, pocos estudios han evaluado los efectos de la escalada sobre la vegetación de los roquedos. Los pocos existentes se realizaron a escala local en determinados países como Alemania, España, Suiza, Canadá o USA (Clark Hessl, 2015; Lorite *et al.*, 2017; March-Salas *et al.*, 2018; Schmera *et al.*, 2018). Además, no siempre fueron realizados de manera adecuada (Holzschuh, 2016) ni la selección de las localidades de estudio se hizo con criterios de conservación. Por lo tanto, es necesario realizar estudios exhaustivos a mayor escala geográfica que permitan evaluar si existe un patrón común y general de perturbación.

Nuestro proyecto, *WorldClimb*, pretende evaluar por primera vez el efecto de la escalada sobre las comunidades vegetales a escala global, tras contar con la financiación de *National Geographic Society* (NGS), *American Alpine Club* (AAC) y la Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET). Este proyecto abarca todas las regiones Mediterráneas distribuidas en cuatro continentes, incluyendo localidades del sur y oeste de Australia, la región Capense de Sudáfrica, la Cuenca del Mediterráneo, determinadas áreas de California en USA y la región central de Chile. Seleccionamos estas regiones porque el clima Mediterráneo es ideal para practicar la escalada durante todo el año, lo que lleva a multitud de escaladores a elegir sus paredes para realizar sus actividades. Además, la región Mediterránea es un hotspot de biodiversidad vegetal (Myers *et al.*,

2000), contando con una gran cantidad de plantas endémicas y en peligro de extinción (Rundel *et al.*, 2016). Un ejemplo claro de esto es España, siendo uno de los grandes destinos internacionales de escalada en roca con más de 1.000 áreas de escalada en espacios naturales y más de 200.000 practicantes (Lorite *et al.*, 2017) y contando con más de 240 especies vegetales de roquedos con algún grado de amenaza (Bañares *et al.*, 2004).

Para llevar a cabo este ambicioso proyecto, diseñamos una metodología basada en establecer un cuadrante de muestreo a tres alturas diferentes de un roquedo, donde existen vías de escalada establecidas y frecuentemente utilizadas por los escaladores (Fig. 1). Utilizando este cuadrante, se identifican las especies de plantas presentes en las "Ruta de Escalada" y en las áreas adyacentes a la misma, fuera del alcance del escalador ("Rutas No Escaladas"; Fig. 1). Esta metodología nos permite muestrear en el mismo roquedo sin los sesgos de la selección o situación del roquedo. Además, permitirá conocer la composición de las comunidades vegetales en áreas de escalada, así como hacer un seguimiento a largo plazo mediante re-muestreo, ya que conocemos el punto exacto donde se colocó el cuadrante de muestreo.

En uno de nuestros estudios pilotos observamos que no solamente hay que considerar las especies endémicas específicas de este sustrato, sino también la diversidad de especies generalistas (es decir, que aparecen en otros hábitats), que en conjunto conforman un mosaico único en estos hábitats (March-Salas *et al.*, 2018; Müller *et al.*, 2004). Las especies generalistas pueden llegar a representar más del 70% de las especies que habitan los roquedos y el efecto de la escalada puede ser incluso mayor que para especies especialistas (March-Salas *et al.*, 2018). Esto es debido a que las especies generalistas no cuentan con los mecanismos adaptativos fisiológicos y funcionales adecuados para su crecimiento en estas duras condiciones (Fig. 2). De este modo, si desaparecen plantas endémicas y especialistas, por estar adaptadas a sobrevivir en el tipo de ambiente que existe en los roquedos,

En uno de nuestros estudios pilotos observamos que no solamente hay que considerar las especies endémicas específicas de este sustrato, sino también la diversidad de especies generalistas (es decir, que aparecen en otros hábitats), que en conjunto conforman un mosaico único en estos hábitats (March-Salas *et al.*, 2018; Müller *et al.*, 2004). Las especies generalistas pueden llegar a representar más del 70% de las especies que habitan los roquedos y el efecto de la escalada puede ser incluso mayor que para especies especialistas (March-Salas *et al.*, 2018). Esto es debido a que las especies generalistas no cuentan con los mecanismos adaptativos fisiológicos y funcionales adecuados para su crecimiento en estas duras condiciones (Fig. 2). De este modo, si desaparecen plantas endémicas y especialistas, por estar adaptadas a sobrevivir en el tipo de ambiente que existe en los roquedos,

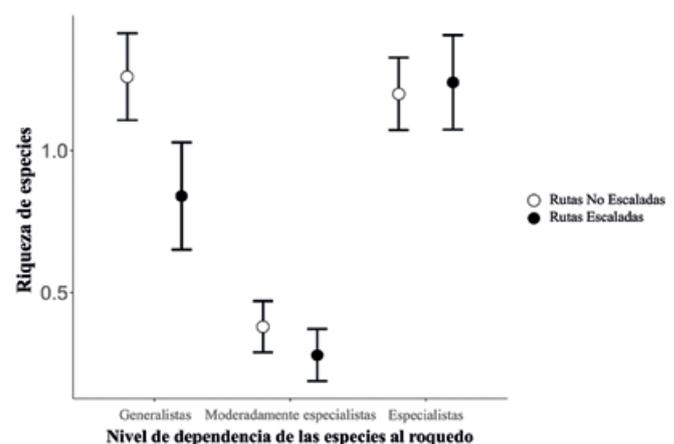


Figura 2. Esta gráfica extraída del artículo publicado por March-Salas y colaboradores en 2018, en la revista *Applied Vegetation Science*, muestra que la escalada genera un efecto negativo mayor sobre especies generalistas que sobre especies no generalistas (tanto las moderadamente especialistas como las especialistas de roquedos). Esto indica que las especies especialistas, evolutivamente adaptadas a los roquedos, pueden tolerar más las adversidades generadas por los escaladores que las especies generalistas.

podríamos perder especies únicas e imprescindibles para la configuración de estos hábitats. Si por el contrario desaparecen especies generalistas, podemos encontrarnos con dos escenarios: o bien estas especies generalistas podrán ser sustituidas por las especies especialistas que ya habitan estos roquedos (Fig. 3A), o por el contrario no podrán ser reemplazadas y los roquedos estarán desprovistos de vegetación (Fig. 3B). La pérdida de individuos puede conllevar también la fragmentación de las poblaciones de determinadas especies, ya que los individuos se encontrarían cada vez más alejados entre sí. Esto dificultaría su reproducción, causando una disminución de descendientes y una consecuente reducción de sus poblaciones, lo que podría causar una eventual desaparición. En cualquiera de los dos casos, existirá una pérdida de biodiversidad y una degradación de estos entornos. Esto requiere especial atención en ecosistemas Mediterráneos, cuya biodiversidad es especialmente sensible al actual cambio climático, y por tanto, el impacto de la escalada sobre la biodiversidad mediterránea puede ser aún más perjudicial que sobre la biodiversidad de otros lugares del planeta.

A pesar de que el perfil del escalador suele estar asociado con personas amantes y respetuosas con la naturaleza, creemos que mucho del impacto negativo generado sobre las comunidades vegetales, puede estar asociado al gran aumento del número de escaladores en entornos naturales y, quizás especialmente al desconocimiento o desinformación que tienen los escaladores sobre los valores naturales en los alrededores de las rutas de escalada. Sin embargo, hay que reconocer que cada vez existe más concienciación entre los escaladores y organizaciones relevantes como *Escalada Sostenible* o las propias federaciones (ej. FEDME), que demandan estudios científicos precisos que determinen el impacto real y que especifiquen medidas para la conservación de la biodiversidad. En el proyecto *WorldClimb* creemos que es clave realizar grandes esfuerzos en difusión y crear una sincronía entre escaladores, gestores de espacios naturales y científicos, ya que los propios escaladores son el pilar para una conservación a largo plazo de la biodiversidad de muchos hábitats como los roquedos, y son imprescindibles para conseguir más y mejor información sobre la situación de las poblaciones vegetales. Por ejemplo, podrían aplicarse medidas como limitaciones temporales y de aforo (ej. Durante el periodo reproductivo) aprobadas por los tres grupos (escaladores,

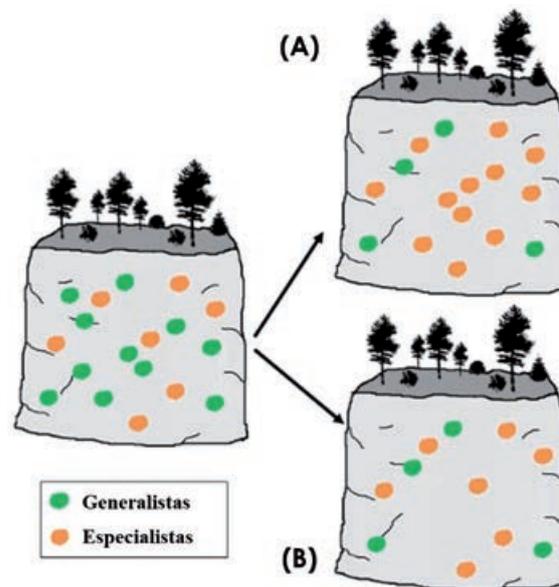


Figura 3. Representación de dos escenarios hipotéticos de potenciales efectos de la escalada sobre comunidades vegetales. Este ejemplo muestra una desconfiguración del mosaico de vegetación del roquedo con respecto a un roquedo inicial primigenio y no alterado (escenario a la izquierda): el escenario (A) indica el reemplazo de especies generalistas (en verde) por especies especialistas (en naranja) y el escenario (B) la pérdida de las especies generalistas sin reemplazo.

gestores y científicos), actividades de concienciación e información (ej. Carteles informativos o cursos divulgativos), o la participación activa de los escaladores en la toma de datos. Esto permitiría seguir disfrutando de estos entornos sin prescindir del desarrollo de actividades como la escalada, que generan un bienestar social y mental, así como beneficios económicos. Por tanto, una mayor concienciación y más estudios pueden generar el conocimiento y el trasvase de información necesario para reducir considerablemente el daño, permitiendo así que haya una convivencia sostenible entre la escalada y la conservación de la biodiversidad. La naturaleza nos necesita a todos.

Agradecimientos

Gracias a National Geographic Society (NGS - Grant number EC-50532R-18), American Alpine Club (AAC) y la Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET) por el apoyo financiero del proyecto y sobre todo gracias a todo el equipo *WorldClimb* por hacer el proyecto posible y a Miguel Moreno por iniciar este trabajo.

Bibliografía

- Bañares A., Blanca G., Güemes J., et al. (2004). *Atlas y Libro rojo de la flora vascular amenazada de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino.
- Bratman, G. N., Anderson, C. B., Berman, M. G., Cochran, B., de Vries, S., Flanders, J., et al. (2019). Nature and mental health: An ecosystem service perspective. *Science Advances* 5(7), eaax0903.
- Burgin, S., and Hardiman, N. (2012). Extreme sports in natural areas: looming disaster or a catalyst for a paradigm shift in land use planning? *Journal of Environmental Management* 55, 921-940.
- Clark, P., and Hessel, A. (2015). The effects of rock climbing on cliff-face vegetation. *Applied Vegetation Science* 18, 705-715.
- Cordell, H. K. (2012). *Outdoor recreation trends and futures: a technical document supporting the Forest Service 2010 RPA Assessments General Technical Reports SRS-150*. Asheville, NC: US Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station, 167 p., 150, 1-167.
- Holzschuh, A. (2016). Does rock climbing threaten cliff biodiversity? - A critical review. *Biological Conservation* 204, 153-162.
- Larson, D. W., Matthes, U., and Kelly, P. E. (2000). *Cliff ecology: pattern and process in cliff ecosystems*. Cambridge University Press.
- Lorite, J., Serrano, F., Lorenzo, A., Cañadas, E. M., Ballesteros, M., and Peñas, J. (2017). Rock climbing alters plant species composition, cover, and richness in Mediterranean limestone cliffs. *PLoS One* 12, e0182414.
- March-Salas, M., Moreno-Moya, M., Palomar, G., Tejero-Ibarra, P., Haeuser, E., and Pertierra, L. R. (2018). An innovative vegetation survey design in Mediterranean cliffs shows evidence of higher tolerance of specialized rock plants to rock climbing activity. *Applied Vegetation Science* 21, 289-297.
- Müller, S. W., Rusterholz, H.-P., and Baur, B. (2004). Rock climbing alters the vegetation of limestone cliffs in the northern Swiss Jura Mountains. *Applied Vegetation Science* 7, 35-40.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772), 853-858.
- Rundel, P. W., Arroyo, M. T. K., Cowling, R. M., Keeley, J. E., Lamont, B. B., and Vargas, P. (2016). Mediterranean Biomes: Evolution of Their Vegetation, Floras, and Climate. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47, 383-407.
- Schmera, D., Rusterholz, H., Baur, A., and Baur, B. (2018). Intensity-dependent impact of sport climbing on vascular plants and land snails on limestone cliffs. *Biological Conservation* 224, 63-70.

■ Resumen de las actividades desarrolladas en el último año por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas

Durante el tiempo transcurrido desde el IX Congreso de Biología de la Conservación de Plantas celebrado en Granada en julio del 2019, desde SEBiCoP se han desarrollado diferentes actividades para impulsar o dinamizar las líneas y grupos de trabajo propuestos por la junta directiva. Desgraciadamente hemos sufrido el parón debido al confinamiento y sus meses posteriores, que truncó algunas iniciativas previstas para la primavera pasada y que han debido posponerse para fechas venideras. Para las que sí se han podido realizar hemos contado con la activa participación de un buen número de los 263 socios, con los que contamos en la actualidad -de los cuales 18 son institucionales-, y cuya motivación y participación seguirá siendo imprescindible para abordar todas las actividades y grandes retos que tenemos por delante.

Uno de los objetivos principales en los que se está poniendo un gran esfuerzo es la preparación de una **nueva Lista Roja de la flora vascular española**. Para ello se prevé desarrollar en un futuro una aplicación web que permita integrar la información publicada y que se genere sobre plantas amenazadas, actualizar permanente dicha Lista Roja e incorporar la ciencia ciudadana a dicho cometido. Con esta finalidad, se han presentado dos proyectos, uno de ámbito nacional y otro regional, a las convocatorias de la Fundación Biodiversidad y la Fundación Montemadrid, respectivamente. Lamentablemente, en el caso de esta última no se ha obtenido la ayuda solicitada mientras que, en el caso de la Fundación Biodiversidad, continuamos a la espera de la resolución definitiva de las ayudas.

Actualmente, dentro de los convenios firmados por SEBiCoP con universidades para el desarrollo de prácticas externas, contamos con dos alumnas de la Universidad Rey Juan Carlos que están elaborando el **archivo histórico de la SEBiCoP** y reuniendo información bibliográfica que servirá de punto de partida para la elaboración de la Lista Roja *online*.

Respecto a los grupos de trabajo ya existentes, se ha mantenido la actividad del **grupo de Traslocaciones** a través de, por un lado, la lista de correo traslocaciones@conservacionvegetal.org para comunicaciones por email y, por otro

lado, en un espacio wiki para compartir bibliografía, material educativo y participar en un foro de opinión (<https://classroom.google.com/u/0/c/MzEyNTg2MDg0OTVa>). En el ámbito de dicho espacio wiki se han publicado las presentaciones del Taller sobre Traslocaciones de Conservación que tuvo lugar en el IX Congreso de la SEBiCoP. Por otra parte, a través del foro se ha abierto una interesante comunicación entre alumnos de la asignatura Restitución Genética de Poblaciones que se imparte en los Másteres de Restauración de Ecosistemas y de Técnicas de Biodiversidad y Conservación, con los miembros de este grupo de Traslocaciones. Cualquier socio de SEBiCoP interesado puede solicitar su incorporación a este grupo escribiendo a: jose.iriondo@urjc.es. También, mediante la lista de correo se ha informado de algunas iniciativas internacionales como la constitución del *Plant Translocation Network* (<https://sarahedalrymple.github.io/Plant-Translocation-Network/>) o la organización del congreso "1st International Plant Translocation Conference IPTC2021" que tendrá lugar en Roma del 22-25 de Febrero de 2021 (<http://host.uniroma3.it/eventi/IPTC2021/>). Además, tras el congreso de SEBiCoP del pasado año, se publicó en nuestra web la base de datos de traslocaciones de conservación de plantas en España ("Trans-Planta", <https://www.conservacionvegetal.org/bdtcpe/>) a la que todos los socios están invitados a participar con la información que dispongan.

Así mismo, también se ha seguido dinamizando el **grupo "Formación y Divulgación"**, que se creó a finales del año 2019 y al que ya se han sumado 24 socios de diversas zonas del país. Parte de las actividades programadas por este grupo, como los cursos de flora, se han visto suspendidas por la COVID-19. Aun así, se ha puesto en marcha el "Calendario de Biodiversidad", que arrancó en febrero y mensualmente se hace eco de una problemática ambiental relacionada con la conservación, y que se puede consultar en la web de SEBiCoP (ver RECURSOS ONLINE de este número).

Por otro lado, en septiembre de 2019, para darle mayor visibilidad a la SEBiCoP y a acciones para la conservación de la biodiversidad vegetal, nos planteamos **impulsar nuestras redes sociales**: Facebook (@conservacionvegetal), Instagram donde estrenamos cuenta (@sebicop) y Twitter (@sebicop). Desde estas cuentas se han publicado noticias de interés relacionadas con las actividades de SEBiCoP, y las novedades mensuales del "Calendario de Biodiversidad", buscando con todo esto el optimismo botánico tan necesario en el siglo XXI.

El esfuerzo realizado en las tres redes, ha dado hasta el momento diferentes resultados:

- **Facebook:** Seguidores 802, con 2946 personas alcanzadas y 6157 interacciones en este último año (septiembre 2019-septiembre 2020).

- **Twitter:** Después de un año de actividad, en septiembre de 2020 hemos doblado el número de seguidores, superando la barrera psicológica de 500.
- **Instagram:** En esta cuenta, creada hace un año, contamos con 116 seguidores y el alcance de las noticias oscila entre 50 y 200 interacciones.

Las redes mejoran nuestra visibilidad dentro (equipos y entornos) y fuera de SEBiCoP (público general), permiten la difusión más rápida de noticias y alcanzar más fácilmente a socios potenciales. Por ello, solicitamos la contribución de todos los socios, pues únicamente con seguirnos o interactuar con nuestras publicaciones, lograríamos aumentar sinergias y también una mayor difusión e interés sobre aspectos relativos a la biología de la conservación de plantas a través de *Hashtags* como #SEBiCoP #SEBOT #iamabotanist #plantblindness #ConservacionVegetal.

Otra labor destacable desarrollada es la realizada por la **Comisión de Protección de Plantas** de SEBiCoP. Esta propuso la incorporación de cuatro nuevas especies (*Avellara fistulosa*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Sparganium natans* y *Viola cheiranthifolia*) en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEA), y tras un dilatado periodo de discusión obtuvieron el visto bueno parcial de la Comisión del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Las tres especies hidrófitas se incluirán como sugerimos en el CEEA con la categoría de En Peligro de Extinción, pero la propuesta de catalogar a la violeta del Teide como Vulnerable no fue considerada por lo que se inscribirá sólo en el LESRPE. Aunque estas modificaciones aún no se han publicado en el BOE debido a la pandemia, la Comisión ya ha empezado a trabajar con otras especies que carecen de protección autonómica o estatal, algunas acuáticas y otras descritas recientemente.

Por otra parte, se está barajando crear otros grupos de trabajo, como el de **Conservación activa o custodia del territorio** cuyo objetivo será desarrollar, promover y dar a conocer proyectos y actividades de gestión del territorio, tanto a nivel de especies, como de hábitats o de unidades del paisaje con especial relevancia para la conservación de la biodiversidad vegetal española.

Así mismo, en el último congreso celebrado en 2019 se puso sobre la palestra la insuficiente presencia en la educación formal de temas relativos a la biodiversidad vegetal y su conservación. Se propuso crear un **grupo de trabajo de Educación ambiental que arrancará con la** elaboración y edición de material divulgativo con un formato sencillo, a distribuir entre los centros educativos y docentes. Para ello, en los próximos meses se pedirá la colaboración de los socios de la SEBiCoP.

La tarea de trabajar para la consolidación de la Sociedad Botánica Española (**SEBOT**), federación de la que formamos parte, ha requerido también de trabajo de gestión y coordinación, que ya empieza a ver sus frutos. El próximo congreso conjunto de SEBOT y SEBiCoP fortalecerá a ambas organizaciones y, sobre todo, potenciará el papel de la botánica y la conservación de las plantas.

Por último, se ha convocado recientemente la 3ª edición de los **Premios Gómez Campo** en sus modalidades de mejor trabajo científico del último bienio y a la trayectoria personal en conservación de plantas, cuyas bases aparecen en la web de SEBiCoP (<https://www.conservacionvegetal.org>).

¿A quiénes nos importan las plantas?

Echa a andar el Grupo de Trabajo en Sistemática de SEBOT



La ceguera vegetal es el sesgo que gran parte de la población tiene hacia la relevancia (y a veces la propia existencia) de los organismos vegetales.

Para hacer más visible la diversidad de plantas en nuestra sociedad, y reclamar la importancia de la botánica sistemática entre las disciplinas biológicas, dentro de la SEBOT hemos creado el Grupo de Trabajo en Sistemática.

En nuestras primeras reuniones ya hemos planteado la organización de cursos, actividades de participación ciudadana y actividades de divulgación.

No te quedes sin poner tu granito de mostaza (*Sinapis alba* L.). Date de alta en nuestra lista de distribución (http://sebot.org/mailman/listinfo/sistemática_grupo_sebot.org).

Anímate a participar de las actividades, y plantea tus dudas y tus ideas.

Te esperamos.

Los etnobiólogos españoles se asocian

Los conocimientos populares sobre el uso de los recursos naturales son estudiados por la Etnobiología, ciencia que aglutina a su vez a un buen número de disciplinas (Etnobotánica, Etnozoología, Etnoveterinaria, Etnoagronomía, Etnometeorología, Etnomedicina, Etnoedafología, etc.). En España existen referencias escritas de estos conocimientos desde al menos un siglo a.C., por autores romanos. A pesar de existir testimonios durante la Edad Media y el Renacimiento, no fue hasta el siglo XIX cuando se comenzó a valorar el folklore de los pueblos. Aunque existen trabajos iniciales de precursores como Simón de Rojas Clemente y Rubio (1777-1827), podemos considerar a José Pardo Sastrón (1822-1909) como el primer investigador español que realiza un verdadero estudio etnobotánico de modo sistemático. Ya en el siglo XX, Pío Font Quer publicó en 1961 su libro *Plantas medicinales. El Dioscórides renovado* que sigue siendo una referencia básica y la obra más completa publicada sobre las plantas medicinales ibéricas. En los años 80 del pasado siglo se incrementaron notablemente los trabajos sobre Etnobiología, donde podemos destacar entre otros los nombres de José M^a Palacín, M. Reyes González-Tejero, Luis Mulet, o Luis Villar. Pero posiblemente el acontecimiento que dio alas a la Etnobiología en España, y más concretamente a la Etnobotánica, fue el Primer Congreso Internacional de Etnobotánica celebrado en Córdoba y la inauguración del Museo de Etnobotánica en el año 1992, ambos realizados bajo la dirección del profesor J. Esteban Hernández Bermejo. Desde ese momento, se han creado equipos de investigación en universidades y centros de investigación de toda la geografía española que han producido cientos de artículos y libros, y han dado lugar a más de 50 tesis doctorales.

Teniendo en cuenta el potencial humano de los etnobiólogos españoles, uno de los firmantes de esta comunicación, Manuel Pardo de Santayana, con el apoyo y destacada colaboración de Honorio Velasco y José Manuel Lóring, promovieron la realización en septiembre de 2010 del I Encuentro Hispano-Portugués de Etnobiología (EHPE 2010), celebrado en Albacete, proponiéndose allí la creación de una entidad que aglutinara a los etnobiólogos ibéricos. A pesar de no dar los frutos deseados, sí que se creó un vínculo entre los investigadores españoles en esta materia, cuyo primer resultado fue el desarrollo durante 2012 y 2013 del proyecto "Primera fase del desarrollo del Inventario Español de los Conocimientos Tradiciona-

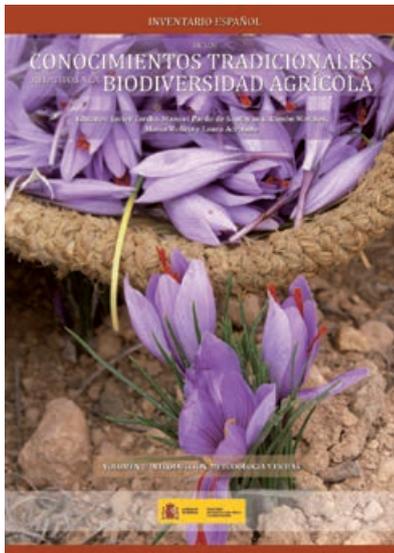
les relativos al Patrimonio Natural y la Biodiversidad (ICTB)" financiado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, que implicó la coordinación de más de 60 especialistas de todo el territorio nacional. Su objetivo fue ofrecer a investigadores, gestores, políticos y al público en general un registro abierto y actualizable sobre los principales conocimientos etnoecológicos publicados de España. De esta forma se respondía igualmente a la necesidad de la conservación y promoción de los Conocimientos Tradicionales como parte del concepto de utilización sostenible de la biodiversidad que dicta la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que en su artículo 74.c recoge la necesidad de "promover la realización de inventarios de los conocimientos tradicionales relevantes para la conservación y el



Figura 1. Reunión de coordinación de la II Fase del Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales Relativos a la Biodiversidad, celebrada en Córdoba durante el 6º Congreso Internacional de Etnobotánica (ICEB) en 2014.

uso sostenible de la biodiversidad y geodiversidad, con especial atención a los etnobotánicos".

A este primer proyecto le siguió la Segunda Fase del ICTB (2014-2016, ver figura 2), publicándose los resultados de ambas fases desde el Ministerio. Igualmente, aquellos proyectos han dado lugar a otros, todos de carácter nacional, asociados a él: Distribución geográfica del uso tradicional de las plantas medicinales de España; Uso de nuevas tecnologías para su difusión y participación ciudadana (2016-2017); Ciencia ciudadana y conocimiento agroecológico tradicional ¿Cómo fomentar la participación ciudadana en el Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales? (<http://www.conecte.es>) (2015-2017); Caracterización, definición, establecimiento, elaboración y revisión de trabajos de Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales Relativos a la Biodiversidad Agrícola (ICTBA) (2016-2017) –igualmente editado como se hizo con el ICTB (figura 2).



Animados por la gran acogida de los proyectos realizados en esta pasada década y por el equipo de trabajo que se ha constituido, que se aproxima al centenar de investigadores, nuevamente se ha puesto sobre la mesa la iniciativa de crear una asociación etnobiológica española. Los estatutos de esta entidad ya se encuentran en un avanzado estado y existe un apoyo muy importante de especialistas y gru-

po de investigación. Es previsible que en un breve periodo la constitución de esta asociación sea un hecho y pueda comenzar su actividad, que tiene como objetivo la investigación, estudio, difusión y desarrollo de actividades relativas a la conservación del patrimonio biocultural en España, considerando bajo tal concepto a todos los conocimientos, prácticas y creencias relacionadas con la biodiversidad.

Figura 2. Portada del primer volumen del *Inventario Español de los Conocimientos Tradicionales Relativos a la Biodiversidad Agrícola*, editado en 2018 por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

JOSÉ BLANCO SALAS¹, EMILIO LAGUNA LUMBRERAS² Y MANUEL PARDO DE SANTAYANA GÓMEZ DE OLEA³

¹Universidad de Extremadura. Departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra. Avda. de Elvas s/n. 06071 Badajoz
²Generalitat Valenciana. Servicio de Vida Silvestre-Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (CIEF). Avda. Comarques del País Valencià, 114. 46930 Quart de Poblet, Valencia. ³Universidad Autónoma de Madrid. Departamento de Biología (Botánica). c/ Darwin, 2. 28049 Madrid.

I Simposio Anual de Botánica Española: génesis y adopción por la recién fundada SEBOT

A lo largo del 2019 se constituyó, a partir de cinco sociedades botánicas españolas (SEBICOP, SEB, APLE, AEA y SEG), la Sociedad Botánica Española (SEBOT) con el fin de construir una robusta red de colaboración entre los botánicos españoles. En paralelo, y durante ese mismo año, se fue gestando otra idea por parte de los firmantes de esta reseña: la celebración de un simposio anual de botánica española, que ofrecería una perspectiva actualizada acerca de un tema concreto, de interés general para investigadores, estudiosos y otros profesionales interesados en el reino vegetal. El formato elegido —una reunión anual de corta duración (simposio) en un ambiente distendido, relajado y colaborativo— pretendía facilitar la participación de los interesados así como minimizar las interferencias con las clases y otros compromisos profesionales. El carácter anual y el hecho de que tanto la sede de celebración como el tema principal del simposio rotarían cada año, pretendían dar agilidad a este foro de puesta al día y debate además de extender la actividad, también desde el punto de vista organizativo, a toda la comunidad botánica. Esta idea parecía idónea para formar parte de las actividades de la recién creada SEBOT y la propuesta de vincular este simposio a la Federación fue acogida con entusiasmo, de forma que el primero de estos simposios fue celebrado como una de las actividades iniciales de la SEBOT.

El I Simposio Anual de Botánica Española se celebró los días 7 y 8 de febrero de 2020 en la Facultad de Biología de la Uni-



Figura 1. Foto de grupo del I Simposio Español de Botánica Española. Sevilla 8 de febrero de 2020.

versidad de Sevilla, organizado por Marcial Escudero (Universidad de Sevilla) y Gonzalo Nieto Feliner (Real Jardín Botánico de Madrid). El tema fue tan atractivo como innovador: “Filogenómica para comprender la diversidad y evolución de grupos complejos de plantas”. Para desarrollarlo, siete investigadores españoles tanto de centros nacionales como extranjeros fueron invitados como ponentes.

El primer día del simposio pudimos disfrutar de tres actividades diferentes. Pilar Catalán (Universidad de Zaragoza) inauguró el I simposio con su ponencia titulada “*Múltiples eventos fundadores y evolución de linajes y genomas en complejos híbridos aloploiploides de gramíneas silvestres*”. Posteriormente pudimos disfrutar de una presentación de la recién fundada

SEBOT por parte de su Presidente Juan Carlos Moreno (Universidad Autónoma de Madrid) y Secretaria Rosa Pérez Badía (Universidad de Castilla La Mancha). Por último, se celebró una sesión de posters de temática libre dentro de la botánica cuyos principales objetivos fueron promover la participación de los asistentes, así como la discusión científica entre ellos.

El segundo día del simposio pudimos disfrutar de seis ponencias de exquisita calidad. En primer lugar, José Carlos del Valle (Universidad Pablo de Olavide y Universidad de Sevilla) nos presentó las ventajas de la técnica *genome skimming* para desentrañar la filogeografía de un pequeño grupo de especies ibéricas del género *Silene*. Posteriormente pudimos deleitarnos con una presentación conjunta de gran calidad didáctica por parte de Juan Viruel (Royal Botanic Gardens Kew) y Lisa Pokorny (Centro de Biotecnología y Genómica de plantas UPM-INIA) sobre la técnica *Hyb-Seq*, cuya aplicación a estudios macroevolutivos ha crecido rápidamente y que es parte del grupo de las llamadas "*target sequence capture*". Rosalía Piñeiro (University of Exeter) descendió más en la escala evolutiva y nos mostró aspectos altamente innovadores sobre genómica de poblaciones de árboles tropicales. Las

presentaciones de Mario Fernández-Mazuecos (Real Jardín Botánico de Madrid) y Francisco Balao Robles (Universidad de Sevilla) hicieron hincapié en técnicas tipo *GBS* o *RADseq* que reducen la complejidad del genoma mediante una digestión por enzimas de restricción previa a la secuenciación genómica. La presentación de clausura efectuada por el Daniel Vitales (Instituto Botánico de Barcelona) fue sobre evolución de elementos repetitivos del genoma. Finalmente, tuvo lugar una discusión muy enriquecedora sobre filogenómica. El nivel de participación de los asistentes mediante sugerencias o preguntas al final de cada presentación y en la discusión general fue muy elevado.

La Universidad Autónoma de Madrid tomará el relevo como sede del II Simposio Anual de Botánica Española cuyo tema central será "Hibridación natural y aloploidía: Importancia en biodiversidad y evolución de plantas". A los dos organizadores del primer simposio se unirá Rosalía Piñeiro (University of Exeter) y Pedro Jiménez Mejías (Universidad Autónoma de Madrid). Esperamos que este segundo simposio de botánica tenga una acogida y participación tan abrumadora como tuvo el primer simposio (con más de 160 participantes).

MARCIAL ESCUDERO¹ Y GONZALO NIETO FELINER²

¹Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Sevilla. Email: amescuir@gmail.com.
²Departamento de Biodiversidad y Conservación, Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid. Email: nieto@rjb.csic.es

IN MEMORIAM

■ Salvador Rivas Martínez (1935-2020)



Figura 1. Salvador Rivas Martínez durante el Itinerario ibérico de 1999 (Foto Pedro Arsenio)

El pasado 27 de agosto nos golpeó la noticia del fallecimiento de Salvador Rivas Martínez, maestro y amigo de una gran parte de los botánicos que hemos transitado por los senderos de la *ciencia amable* durante los últimos seis decenios. A muchos de los que fuimos sus discípulos nos sedujo personalmente y acabó embarcándonos en una aventura profesional y vital a la que finalmente hemos dedicado nuestra andadura por este mundo. Cuando se vuelve la vista atrás, en este triste recodo del camino, resulta difícil deslindar lo personal de lo profesional, pero nos ceñiremos a lo segundo.

Salvador recibió ya desde su temprana juventud una formación florística privilegiada a través de su padre, Salvador Rivas Goday, uno de los pioneros en introducir la fitosociología en España, quien le encaminó hacia los maestros de la ciencia de la vegetación en aquella época para completar su formación: Josias Braun-Blanquet, en Montpellier, y sobre todo Reinhold Tüxen, en Stolzenau, donde realizó estancias estivales de investigación entre 1955 y 1962. Su tesis doctoral sobre la vegetación de alta montaña de las sierras de Guadarrama y Gredos, además de constituir un trabajo de referencia, evoca su doble vocación botánica y alpinista, hasta el punto de que sus colegas nos preguntábamos retóricamente cuál era la afición y cuál la profesión, y sobre todo cómo tenía tiempo para atender a las dos. Sus trabajos de los años 60 y 70 se caracterizan por la concisión de las descripciones y la búsqueda de la precisión en la clasificación de las comunidades, los enfoques orientados a la revisión de grandes unidades de vegetación y la preocupación por la estabilidad de los nombres, con años de antelación al código de nomenclatura fitosociológica. Su afán por el rigor descriptivo pronto le indujo a tratar de sistematizar las relaciones de las unidades de vegetación con el espacio geográfico y con los factores climáticos, así como las propias relaciones espaciales y dinámicas entre las comunidades, generando de este modo clasificaciones biogeográficas, bioclimáticas y de series de vegetación, reflejadas siempre en mapas, que eran otra de sus obsesiones.

En los años 80, ya al frente de un departamento multidisciplinar (Botánica de la facultad de Farmacia, en la Universidad Complutense), con un herbario y una biblioteca bien dotados, profundiza en las líneas iniciadas; colabora con los equipos de Jean-Marie Géhu (Lille) y Pierre Quézel (Marsella) ampliando su radio de acción al occidente de Europa y al Magreb; aborda una ambiciosa aventura latinoamericana que al final abandonará por falta de financiación; y sobre todo invierte un enorme esfuerzo en la organización de la fitosociología española, animando la creación de una asociación científica (AEFA, ahora SEG), la celebración de congresos anuales monográficos (Jornadas de Fitosociología, desde 1981); y la realización de excursiones de trabajo de campo intensivo durante una semana, llamadas *itíneras*, en las que participaron entre 1985 y 1999 varios centenares de botánicos, para discutir conceptos, métodos e interpretaciones sobre la vegetación peninsular. Su capacidad didáctica para narrar las comunidades vegetales, sobre el terreno o desde el autobús, era portentosa y antagónica de sus escritos: un verdadero torrente verbal de información. Los colegas italianos que participaron en una de las primeras *itíneras* le apodaron "*l'uomo che parla*". Indicadores del éxito de este proceso son que durante los años 80 y 90 se alcanzó el pico de la producción científica fitosociológica española y se publicaron más de 80.000 inventarios de vegetación.

En los años 90 sus planes pasaban por dedicarse a Norteamérica, pero la aprobación de la Directiva Hábitats le retuvo aquí mucho más de lo previsto, porque asumió la coordinación de la cartografía nacional de los tipos de hábitats terrestres, una herramienta indispensable para diseñar los futuros espacios de la Red Natura 2000. La cartografía se realizó en dos fases (1993-1995 y 1999-2002) y participaron en ella más de 300 botánicos de las principales universidades españolas y del

CSIC: el esfuerzo organizativo de la década precedente hizo así posible abordar este nuevo reto. Hoy la Red Natura 2000 cubre en España más del 27% de la superficie terrestre, lo que nos convierte en el país europeo con mayor contribución absoluta, y los espacios que la componen se atienen fielmente a la cartografía realizada, que luego muchas comunidades autónomas complementaron con cartografías de mayor detalle. Todo un hito para la conservación de la naturaleza en nuestro país.

Dedicó las dos últimas décadas a revisar y ampliar la ingente creación anterior, publicando compendios sintaxonómicos de la vegetación ibérica, nuevas clasificaciones biogeográficas a gran escala y de detalle, y nuevas aproximaciones a la clasificación bioclimática mundial esbozada en 1995, que le impulsaron, cual nuevo Humboldt, a recorrer, ahora sí, todos los continentes. Un nuevo mapa de las series de vegetación de España ha quedado inconcluso, y miles de inventarios realizados a lo largo y ancho del planeta duermen en sus cuadernos de campo. En total, Salvador publicó más de 400 artículos científicos y libros, de los que al menos tres cuentan con más de mil citas en revistas de impacto; fundó y promovió media docena de revistas científicas de botánica, de entre las cuales la más longeva es *Lazaroa* (actualmente *Mediterranean Botany*), y fue investido *doctor honoris causa* de cinco universidades europeas.

Ahora, *l'uomo che parla* está callado. Para siempre. Ya no volveremos a escucharle narrar su invención de la naturaleza. Pero le recordaremos cada vez que nos adentremos en las páginas que escribió, o en los bosques, matorrales y pastos que nos enseñó a comprender. Tras una vida tan intensa, seguro que descansa en paz.

FEDERICO FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ¹ Y JAVIER LOIDI²

¹Instituto de Ciencias Ambientales Universidad de Castilla-La Mancha 45071 Toledo

²Departamento de Biología Vegetal y Ecología Ap. 644 Universidad del País Vasco UPV/EHU 48080-Bilbao

■ Proyecto SOS-Flora: Análisis de amenazas sobre la flora española



¿Son los retos actuales sobre la conservación de la flora los mismos que hace veinte años? Tras un periodo convulso de crecimiento acelerado y desordenado seguido de una grave crisis económica, poco se sabe de la respuesta de la biodiversidad no emblemática a estos cambios súbitos ¿Sigue siendo el ganado una de las afecciones más serias para la flora amenazada? ¿Existen diferencias en el estado de conservación dentro y fuera de las áreas protegidas? ¿Son la fragmentación y aislamiento creciente de las poblaciones una consecuencia directa de este cambio brusco?

Afortunadamente la crisis de la COVID-19 no ha impedido el comienzo del proyecto SOS-Flora que trata de dar respuesta a estas preguntas. El proyecto se desarrolla por el grupo de investigación en Conservación, Biogeografía y Evolución de Plantas Vasculares y sus Comunidades del departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución de la Universidad Complutense de Madrid, con el apoyo de la Fundación Biodiversidad, del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través de su convocatoria de ayudas para la evaluación de la biodiversidad terrestre española 2019. Su

presupuesto total es de 42.874,71€, de los que la Fundación Biodiversidad aporta casi el 50%, con 21.360,14 .

Mediante este proyecto se pretende dar respuesta a las preguntas ya mencionadas gracias a una actualización de los métodos para cuantificar el efecto de las amenazas que se van a analizar dentro del mismo. El resultado será relevante para mejorar las estrategias generales de gestión de la flora, las medidas concretas de conservación para las especies tratadas y los sistemas de seguimiento del inventario nacional.

Se han elegido para su estudio 10 especies del Catálogo Nacional: *Aquilegia pyrenaica* subsp. *cazorlensis*, *Apium bermejoi* (*Helosciadium bermejoi*), *Centaurea citricolor*, *Delphinium montanum*, *Euphorbia gaditana*, *Femeniasia balearica*, *Lithodora nitida* (*Glandora nitida*), *Naufraga balearica*, *Plantago algarvensis* y *Silene sennenii*.

Las actuaciones más importantes son las siguientes:

- Revisión crítica sobre el registro del efecto de la herbivoría en las especies elegidas y la fragmentación de sus hábitats.

- Trasvase de información con los gestores de áreas protegidas para analizar la problemática referente a los aspectos nombrados en el punto anterior (herbivoría y fragmentación). Elaboración de un Decálogo de protección.
- Cuantificación del efecto de la herbívora en las especies elegidas.
- Elaboración de un sistema metapoblacional: cartografía y análisis de parches ocupados y vacíos.

Gracias a este proyecto esperamos establecer un grupo de trabajo virtual inicialmente compuesto por el equipo de este proyecto y técnicos conservacionistas, en todos los niveles de la administración, y relacionados con la artificialización y la pérdida de los usos tradicionales del territorio entre los que se incluyen el abandono de prácticas ganaderas. Perseguimos un trasvase de información dirigido a este sector de profesionales transcendental para promover cambios de gestión.

Para todos los lectores de *Conservación Vegetal* que deseen más información sobre el proyecto o el alcance del grupo de trabajo, por favor seguidnos en nuestras redes sociales o contactar directamente con nosotros.

RUT SÁNCHEZ DE DIOS, BEATRIZ PÍAS COUSO, FRANCISCO CABEZAS FUERTES, SONIA GARCÍA RABASA Y FELIPE DOMÍNGUEZ LOZANO

Dpto. de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Facultad de Biología, UCM. <http://biogeoconevo.bioucm.es/>

Síguenos en



<https://www.instagram.com/p/CCGrPjdJfjO/?igshid=u7wekpc7m19c>
<https://www.facebook.com/100349461749645/posts/100494028401855/>

X Congreso de la Sociedad Española de Biología de Conservación de Plantas (SEBICoP) y I Congreso de la Sociedad Botánica Española (SEBOT)



© Rosa Pérez Badía

En la última Asamblea General Ordinaria de SEBICoP celebrada en Granada el día 11 de julio de 2018 se aprobó que el siguiente congreso, el décimo ya, se celebraría en Toledo durante el año 2021, en el campus de la Universidad de Castilla-La Mancha, y que la organización sería compartida entre dicha Universidad y la Universidad Autónoma de Madrid. El anuncio de este X Congreso de SEBICoP cobra mayor importancia porque coincide con la celebración del I Congreso de la Sociedad Botánica Española (SEBOT). Todo un acontecimiento para la Botánica Española puesto que por primera vez un congreso va a reunir a los botánicos de la conservación, taxónomos, etnobotánicos, fitosociólogos, palinólogos, briólogos, etc., y en él van a tener cabida los más de 700 miembros de SEBOT y sus asociaciones científicas federadas, además de todos aquellos interesados en las temáticas del congreso.

Desgraciadamente la situación derivada de la pandemia de la COVID-19 ha hecho que vivamos en una situación de incertidumbre que puede aversinarse larga, de ahí la decisión de que el congreso se celebre en la segunda mitad de 2021, a mediados del mes de septiembre. El comité organizador trabajará pensando en un congreso presencial pero conforme vayan avanzando las fechas se adoptarán las decisiones de planificación buscando si fueran necesarias, las alternativas más seguras para su realización bien de forma semipresencial o incluso virtual.

El reto para celebrar con éxito este congreso es hacerlo lo suficientemente atractivo para conseguir una alta participación de investigadores, tanto jóvenes como seniors, y lograr los objetivos de conocer los avances en el conocimiento, intercambiar experiencias, difundir la botánica y promover, entre otras, las acciones en pro de la conservación de la biodiversidad. El congreso está previsto que tenga una duración de tres días, con temáticas muy transversales en las que todos tengamos cabida, más un cuarto día dedicado a una excursión para visitar la flora y los tipos de vegetación más característicos de la provincia de Toledo. En breve se enviará la primera circular con más información al respecto.

El marco para la celebración del congreso no podía ser mejor, la ciudad de Toledo, ciudad Patrimonio de la Humanidad donde se encuentran historia, arte, patrimonio, cultura, gastronomía y artesanía. La ciudad es conocida como "ciudad de las Tres Culturas", donde tres grandes religiones

dejaron sus huellas a través de la convivencia durante siglos de cristianos, árabes y judíos. Toledo conserva un legado artístico y cultural en forma de iglesias, palacios, mezquitas y sinagogas, que convierten el casco histórico en un auténtico museo. Bañada por el río Tajo, la ciudad se encuentra integrada en el paisaje natural de su entorno, por ello, si al patrimonio cultural le unimos el patrimonio natural de su provincia, con los Montes de Toledo, las Lagunas Manchegas o los Yesares del río Tajo, por citar algunos enclaves, la combinación es perfecta.

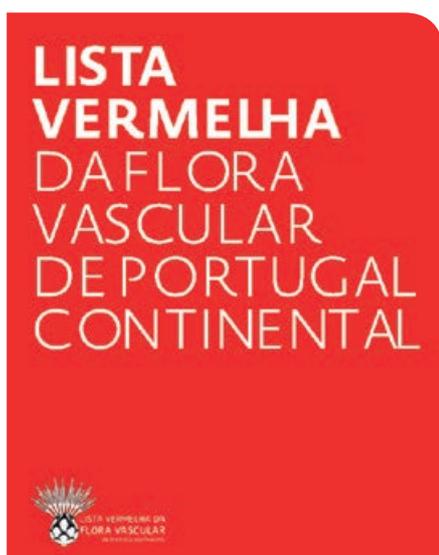
La sede del Congreso también es histórica, el Campus de la Antigua Fábrica de Armas de la Universidad de Castilla-La Mancha, también llamado Campus Tecnológico. La Real Fábrica de Armas de Toledo fue construida en la ribera del río Tajo a finales del siglo XVIII bajo el reinado de Carlos III, como fábrica de espadas. En la actualidad representa uno de los conjuntos mejor conservados de la arquitectura industrial en España, con edificios construidos a finales del siglo XIX y principios del XX, además del edificio fundacional diseñado a finales del siglo XVIII por Francisco Sabatini, arquitecto que también proyectó el Real Jardín Botánico de Madrid. El campus dispone de todas las instalaciones necesarias para acoger el X Congreso de SEBICoP y el I Congreso de SEBOT.

Os invitamos a que participéis en este congreso que seguro será provechoso. Desde la organización trabajaremos para que la estancia en Toledo sea lo más agradable posible. ¡Os esperamos!

ROSA PÉREZ BADIA ■

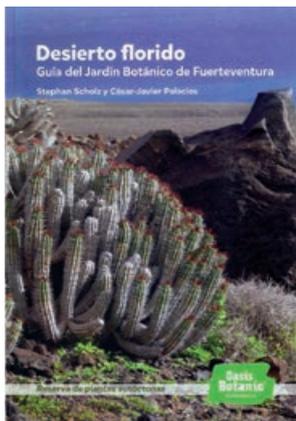
Profesora Titular de Botánica. Universidad de Castilla-La Mancha

■ Presentación de la Lista Roja de la Flora Vasculuar de Portugal Continental



El pasado 13 de octubre de 2020 tuvo lugar la presentación, por medio de una conferencia celebrada en Lisboa y con invitación a SEBICoP, del volumen que culminó tras cuatro años de trabajos sobre la flora amenazada portuguesa continental, y reflejaba la primera evaluación del estado de conservación de sus plantas vasculares. Ha sido un proyecto conjunto de la Sociedade Portuguesa de Botânica y de la Associação Portuguesa de Ciência da Vegetação (PHYTOS), que se ha plasmado en un libro que incluye un sucinto pero divulgativo informe de la situación de 400 especies (las que resultaron con categoría de amenaza: 19 extintas, 84 CR, 128 EN y 169 VU), dejando para un poco más adelante, en la web del proyecto, la presentación de la ficha técnica completa de las 630 especies evaluadas en total. Durante este periodo se revisaron los herbarios y la bibliografía sobre flora portuguesa, se acometió trabajo de campo y se contó con la colaboración de casi un centenar de colaboradores voluntarios (académicos y aficionados), que evaluaron la situación en la que se encontraban estas plantas y han conseguido un magnífico resultado final, muy útil para comprender el estado de conservación de la flora ibérica.

JCMS



■ Desierto florido. Guía del Jardín Botánico de Fuerteventura

Stephan Scholz & César-Javier Palacios. 2019. Oasis Wildlife Fuerteventura, Gran Canaria. 204 pp. ISBN 978-84-09-18313-5

En fechas recientes se ha distribuido esta publicación dedicada al Jardín Botánico de Fuerteventura, un librito que es bastante más que la mera guía del propio Jardín, tal como modestamente haría creer su subtítulo. Estamos ante un manual muy bien ilustrado y con gran contenido divulgativo sobre la diversidad florística mayorera y canaria, que quiere sorprender al lector y al visitante con los tesoros vegetales que encierra el aparente “desierto” de la isla canaria.

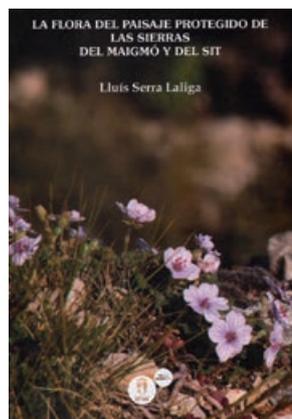
Los autores, el botánico Stephan Scholz y el geógrafo y periodista César-Javier Palacios, han sabido combinar rigor y divulgación, conocimiento y afición, para mostrarnos un poco de lo mucho que saben sobre la naturaleza de Fuerteventura. Los capítulos que abren el libro, dedicados al medio físico, a la vegetación, a la fauna y a las huellas del poblamiento humano, resumen lo más destacado del ambiente en que se desenvuelve la flora mayorera.

El grueso del libro se destina a una colección de 67 fichas, a doble cara, sobre las plantas más señaladas que pueden verse en la Reserva de plantas autóctonas de este Jardín Botánico. Se trata de una selección de endemismos de la isla (a menudo con ejemplares recolectados de poblaciones amenazadas y que se cultivan con fines conservacionistas), pero también de plantas compartidas con el archipiélago, procurando en lo posible que se trate de material genético procedente de Fuerteventura. La guía distribuye las plantas conforme a sus hábitats y comunidades más representativos en la isla (costa salina, cardonal-tabaibal, bosque termófilo, palmeral y laurisilva) y los identifica mediante un código de siluetas y colores.

Las fichas están pensadas para dedicarle unos minutos a cada especie, siguiendo un sendero autoguiado que serpentea por una superficie de 7 ha, parte del cual es accesible para personas con movilidad reducida. Cada planta queda ilustrada por varias fotos de buena calidad (ambiente natural, porte y detalles), y explicada a través de apartados fijos de texto: descripción, distribución, hábitat, estatus de conservación, cultivo, y usos y curiosidades. Especies tan raras y emblemáticas como la siempreviva de Bourgeau (*Limonium bourgeaui*), la cañaheja de Arnoldo (*Ferula arnoldiana*), la col de risco (*Crambe sventenii*) o el célebre cardón de Jandía (*Euphorbia handiensis*) -símbolo vegetal de Fuerteventura- cuentan con su ficha y su ubicación marcada en el sendero, para que el visitante pueda localizarlas y apreciar estas muestras de flora amenazada al alcance de su mano.

El volumen termina con un decálogo de recomendaciones para preservar el patrimonio natural de Fuerteventura, con índices de nombres vernáculos y latinos, y con una breve bibliografía. En suma, se trata de un libro recomendable no solo para efectuar la visita, sino que merece su consulta y lectura por parte del que quiera adentrarse en la flora canaria, y leer en sus cuidados textos los detalles de las plantas que se distribuyen en los pisos basales y en medianías de Fuerteventura.

JCMS



■ La flora del paisaje protegido de las sierras del Maigmo y del Sit

Lluís Serra Lliga. 2020. Ayuntamiento de Petrer. Petrer (Alicante). 654 pp. ISBN 978-84-95254-69-6.

Lluís Serra es probablemente el más prolífico de los socios de SEBICoP a la hora de escribir y editar libros, siendo raro que pasen un par de años sin que saque a la luz alguna de sus obras, donde combina magistralmente la identificación y descripción de las especies, con referencias a su rareza y necesidades o medidas abordadas de conservación. Así, en 2019 reseñábamos desde esta sección de *Conservación Vegetal* su trabajo como coautor en el segundo volumen de la ‘Flora silvestre del término municipal de Orihuela (Alicante)’, y dos años antes revisábamos su libro ‘El patrimonio vegetal de Elda. Entre estepas y saladares del Vinalopó’. Señala de su gran actividad como divulgador que no sólo se refleja en los textos o el material gráfico, que domina como excelente fotógrafo de la flora silvestre, sino también en la maquetación, que viene depurando y mejorando en cada nuevo libro, conformando un estilo propio que permite identificar fácilmente sus trabajos. Muchas de estas obras, como la que ahora nos concierne, se han dedicado a mostrar la diversidad y singularidad vegetal a nivel local, sin duda muy importante para generar conciencia de conservación ambiental desde la base, siguiendo la filosofía ‘piensa globalmente y actúa localmente’. Su quehacer centrado en flora locales de la provincia de Alicante, empezó en 1999 con su libro ‘La flora de Santa Pola’ -entonces aún sin ilustraciones-, y se ha ido enriqueciendo progresivamente con trabajos dedicados, entre otros, al término municipal de Teulada, o sendos libros sobre los parques naturales del Montgó y del Carrascar de la Font Roja.

El Paisaje Protegido de las Sierras del Maigmo y del Sit, con una superficie de 15.842 hectáreas es el territorio de mayor tamaño para este tipo de espacios protegidos en la Comunidad Valenciana, superando ampliamente la superficie de

la mayoría de los parques naturales de la comunidad autónoma, y distribuyéndose entre 5 términos municipales, aunque son los de Petrer y Castalla los que acumulan mayor superficie y diversidad. Como en otras obras de reciente factura de Lluís Serra, el libro contiene una amplia introducción con reseña de los principales elementos ambientales y tipos de hábitats, a la que sigue una clave de las familias, géneros y especies presentes en el espacio protegido, que a fecha de la publicación alcanzaba las 915 especies. Tras estos apartados previos empieza la parte más genuina del libro, las fichas de 810 especies, reunidas en 13 grupos de hábitats, para los que se hace una descripción previa con reseña de su identificación en la Directiva Hábitats y, en su caso, su grado de protección por aquella norma o por la legislación valenciana; también se presta especial atención a las principales especies exóticas invasoras. El libro desarrolla de este modo fichas para la vegetación helofítica (7 especies), la halófila (7), la rupícola y glareícola (71), la ruderal y arvense (360), la de pastizales anuales (78), los pastizales permanentes (116), los prados húmedos y juncales (31), los matorrales calcícolas (128), los matorrales y pastizales gipsícolas (7), los pastizales pasmmófilos (21), la vegetación arbustiva riparia (18), la arbórea y arbustiva caducifolia (16), y los coscojares y encinares (55). Cada ficha, además de información sintética de cada taxon, abunda en indicaciones sobre su corología, apoyada con el mapa de distribución de la especie en cuadrículas UTM de 1 x 1 km en el paisaje protegido, y entre 1 y 3 fotos, con abundancia de macrofotografías que resaltan a menudo los principales caracteres distintivos. Cada página par contiene las fichas de 4 o más (raramente 3) especies, mientras sus correspondientes fotografías aparecen en la página impar anexa, facilitando una cómoda identificación de las plantas. Finalizado este apartado, existe uno específico con reseñas de los 8 sitios de mayor interés botánico, acompañados de mapa de su recorrido, reseña de los valores más relevantes, y dos planas de 9 ilustraciones de especies relevantes por cada enclave a visitar. Como en el resto de sus obras, Lluís Serra cierra el libro con un glosario terminológico y un índice mixto de nombres vulgares y científicos.

Desde estas páginas cabe felicitar al autor por este excelente trabajo, que sigue la línea de superar cada vez en calidad al precedente, pero también a la concejalía y departamento técnico de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Petrer, uno de los que ya históricamente viene destacando en la Comunidad Valenciana por su compromiso en la protección de la biodiversidad, y en particular de la flora rara, endémica y amenazada.

EMILIO LAGUNA



Itinerarios geográficos por Euskal-Herria. Libro homenaje al profesor Guillermo Meaza Rodríguez

Pedro J. Lozano, Itxaro Latasa, Rakel Varela, Raoul Servent y Elena Alonso (editores). 2019. Instituto Geográfico Vasco Andrés de Urdaneta (INGEBA). San Sebastián. 217 pp. Sin ISBN / Cuadernos de Ordenación del Territorio nº 7 (5ª época). 2019. FUNDICOT. Madrid. 310 pp. pp. ISSN-e 2253-9581, ISSN 0212-0798.

Aunque entre los biogeógrafos españoles hay el común acuerdo de que el 'padre' de la Biogeografía como ciencia en España ha sido el profesor José Manuel Rubio Recio (1927-2017), la verdadera vertebración de esta disciplina vino de la mano del Dr. Guillermo Meaza Rodríguez, profesor de la Universidad del País Vasco, quien como coordinador y editor del libro 'Metodología y práctica de la Biogeografía' (Ediciones del Serbal, 2000) consiguió que la amplia participación de muchos de los más relevantes expertos españoles del momento, diera lugar a una obra colectiva que ha quedado como principal punto de referencia de los estudios biogeográficos en nuestro país. Justo era pues que, tras su reciente jubilación, se planteara rendirle un merecido homenaje mediante unas jornadas científicas coorganizadas por la Universidad del País Vasco, FUNDICOT (Asociación Interprofesional de Ordenación del Territorio), INGEBA (Instituto Geográfico Vasco 'Andrés de Urdaneta') y la empresa ARAUDI S.L.P. Las principales aportaciones de más de una docena de expertos a aquellas jornadas, reunidos en forma de capítulos de libros, han dado lugar a la obra aquí reseñada, con la particularidad de haberse publicado doblemente, en forma de libro por INGEBA, y como volumen de su revista *Cuadernos de Ordenación del Territorio* por FUNDICOT. En ambos casos la obra está editada por relevantes discípulos del profesor Meaza como Pedro J. Lozano, Itxaro Latasa y Rakel Varela, y los especialistas en ordenación territorial Elena Alonso y Raoul Servent, éste último a su vez director de la revista ya indicada y editada por FUNDICOT. Ambas ediciones tienen un contenido similar, con la salvedad de la maquetación, y de que la edición de FUNDICOT incluye un capítulo sobre geomorfología a cargo de la profesora del de la Universidad del País Vasco Dra. Miren del Val. Por lo demás, texto e ilustraciones son en general similares, y ambas ediciones se encuentran accesibles por internet, a través de las direcciones:

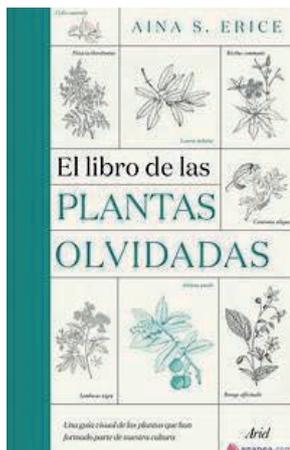
<http://ingeba.org/liburua/homenajeguillermomeaza.pdf>
<https://www.fundicot.org/cuadernos-de-ot-5-poca>

Aunque el título habla de itinerarios geográficos, no se trata de un texto sobre recorridos con paradas, como podría esperar quien vea su título; tales itinerarios hacen mención a los que sí que realizaron los asistentes a las jornadas ya indicadas, donde cada parada se acompañó de la exposición de uno o más especialistas en el conocimiento y estudio de la correspondiente unidad geográfica, geomorfológica o biogeográfica, que es lo que finalmente se ha vertido como texto en el libro. Como ya ocurrió en el libro editado en el año 2000, en el actual se ha vuelto a contar con el mismo prologuista excepcional, el profesor Eduardo Martínez de Pisón, quien en su día dirigió precisamente la tesis doctoral de D. Guillermo Meaza. Cada capítulo del libro, cuenta con entre 1 y 4 apartados correspondientes a contribuciones de especialistas concretos, y corresponde a los días en que se desarrollaron las excursiones, por lo que se centran en grandes sistemas biogeográficos y paisajísticos concretos. Así, el primero corresponde a las zonas costeras, el segundo a los valles y montes atlánticos, el tercero al Pirineo Navarro, y el cuarto y último, a la peculiar zona de Jaizkibel y a la campiña cantábrica. En muchos de los capítulos se hace una detallada reseña de los valores biológicos y sus necesidades de conservación, con particular énfasis en los terrenos que ya poseen o merecen una protección especial.

Conviene recordar que el equipo del Dr. Meaza, que ya participó con varias contribuciones en el VII Con-

greso de Biología de la Conservación de Plantas celebrado en Vitoria-Gasteiz en 2015, ha impulsado igualmente la creación en 2018 de la Sociedad Iberoamericana de Biogeografía (SIB), de la que el Dr. Pedro J. Lozano es presidente. El enfoque de la línea de trabajos biogeográficos de este equipo es un excelente complemento para la conservación de especies amenazadas y unidades de vegetación, que queda patente en muchos apartados del libro ahora reseñado, por lo que recomendamos su lectura.

EMILIO LAGUNA



El libro de las PLANTAS OLVIDADAS. Una recuperación de los usos tradicionales de nuestras plantas

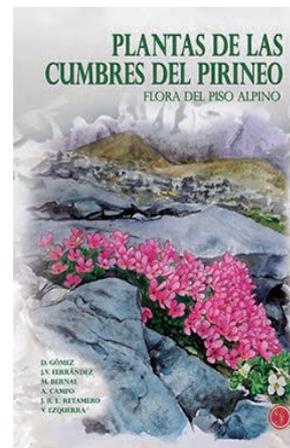
Aina S. Erice, 2019, Colección: Ariel, Editorial Planeta S.A., 432 pp., ISBN: 978-84-344-3146-1.

Aina S. Erice cursó Biología en la *Universitat de les Illes Balears* donde también realizó una maestría en Biología de las Plantas en Condiciones Mediterráneas. Es autora del blog “Imaginando Vegetales” donde comparte y publica información sobre diferentes temáticas, siempre relacionadas con el mundo vegetal. Tras “La Invención del Reino Vegetal” (Ariel, 2015), nos presenta este libro sobre plantas olvidadas, cuyo prólogo escribe su mentor José Antonio Marina. En paralelo al libro, la autora ha elaborado lo que denomina “La Senda de las Plantas Perdidas” (https://www.ivoox.com/podcast-senda-plantas-perdidas_sq_f1678517_1.html), un podcast en el que complementa y profundiza sobre algunas de las plantas incluidas en los distintos capítulos del libro. De esta forma, tanto por escrito como a través de su viva voz, Aina nos va descubriendo curiosidades, orígenes, usos y demás detalles apasionantes sobre cada una de las plantas seleccionadas y sobre nuestra relación con ellas. Tanto en uno como en otro formato, quedan plasmados la pasión y el cuidado que la autora pone en cada una de las historias que nos presenta y, también, la gran labor de investigación desarrollada. Así, logra aportar gran cantidad de datos rigurosos sobre cada una de las especies protagonistas abarcando múltiples campos, desde la biogeografía, la genética, la etnobotánica, la historia, además de sobre diferentes lenguas y culturas. Todo ese despliegue de información refleja el gran esfuerzo realizado por Aina S. Erice para poner en valor las diferentes características que hacen de cada planta especial y, para recuperar los usos que hicieron que cada una de ellas, en el pasado, estuvieran más presentes en nuestras vidas. En definitiva, hace un ejercicio profundo y lleno de sensibilidad para despertar curiosidad e interés hacia aquellas plantas que han sido injustamente olvidadas.

El libro cuenta con 100 fichas de especies vegetales repartidas en 5 secciones: “La memoria de los huertos”, “La memoria de los campos”, “La memoria de las aguas”, “La memoria de los bosques” y “La memoria de las montañas”, de forma que la autora nos propone un estimulante viaje por los senderos de la memoria, para descubrir lo que esconden los distintos paisajes: desde los más urbanos, como pueden ser los huertos, hasta los más naturales como pueden ser los bosques. Cada ficha además de incluir el nombre científico y el vulgar, incluye datos sobre su distribución, usos, secretos y curiosidades, y en algunos casos puede incluir recetas o información de “cómo las hemos imaginado” en tiempos pasados. El libro también contiene un glosario de términos botánicos, otro de términos médicos y una guía de usos, y como detalle divertido, en las primeras páginas del libro, la autora nos propone un juego a través de una sopa de letras

El libro reseñado está bellamente ilustrado por Monserrat Moreta y es un interesantísimo compendio sobre plantas que han jugado un papel importante en nuestras vidas y que merecen la pena ser rescatadas del olvido. Sin duda, a través del libro, del podcast o de su blog Aina S. Erice nos brinda una enriquecedora experiencia y muchísimas oportunidades para sucumbir ante la magia y el embrujo del mundo vegetal, además de múltiples motivaciones para integrarlo en nuestro día a día.

RUTH JAÉN MOLINA



Plantas de las cumbres del Pirineo. Flora del piso alpino

Daniel Gómez, José Vicente Ferrández, Manuel Bernal, Antonio Campo, J. Ramón Retamero y Víctor Ezquerro. 2020. Edita: Prames. 592 pp. ISBN: 978-84-8321-920-1.

Nada más coger esta obra te das cuenta que estás ante un libro enciclopédico. Una monografía que aglutina —por primera vez— toda la flora alpina pirenaica; es decir, las 632 plantas de Pirineos que crecen por encima de los 2300 metros de altura. Este

es un libro colectivo que ha sido liderado por el científico del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE/CSIC) y conservador del Herbario de Jaca, Daniel Gómez García, junto a la labor desinteresada de otros experimentados autores y apasionados naturalistas (J. Vicente Ferrández, Manuel Bernal, Antonio Campo, J. Ramón Retamero y Víctor Ezquerro). Previamente, varios de estos autores habían colaborado en numerosos estudios de la flora pirenaica, que vienen desarrollándose durante décadas en torno al IPE/CSIC. A estos antecedentes hay que sumar que el libro venía ya premiado incluso antes de su publicación, con un premio a la edición de los prestigiosos Premios Félix de Azara 2019 (Diputación Provincial de Huesca). Así, el resultado es una excelente monografía y guía de la flora alpina pirenaica. Un libro voluminoso pero manejable; 590 páginas con un diseño excelente y rematados con una cubierta flexible, pensado para manejar en el campo.

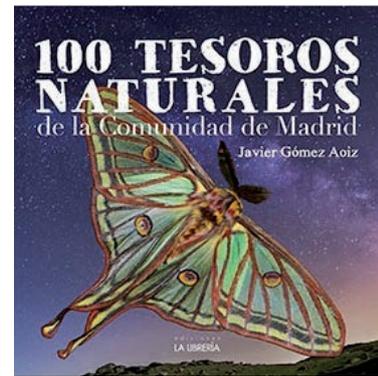
La primera parte delimita el piso alpino en los Pirineos y define sus características (geología, clima, suelos, relieve, periodo vegetativo...). Le sigue una descripción detallada de las características de la flora alpina, definiendo sus caracteres morfológicos, fisiológicos, reproductivos y dispersivos. Se incluye una sectorización de los Pirineos, con una división de la cordillera en seis sectores geográficos de estudio, abordando la distribución de la diversidad florística, sustrato, abundancia y rareza. Los capítulos siguientes se centran en la historia biogeográfica, polinización y dispersión, descripción de la vegetación alpina, y perspectivas de futuro para su conservación. Además hace un repaso de la exploración botánica en los Pirineos, recordando a sus principales estudiosos.

La segunda parte del libro incluye las fichas de todas las especies, siguiendo un orden taxonómico. Aquí no se ha reparado en detalles. Las fichas incluyen tanto fotos como dibujos centrados en caracteres diagnósticos para la identificación. Y lo que aquí marca la diferencia con otras guías es el alud de información contenido en cada ficha, gracias al uso de una leyenda con pictogramas. Así, para cada especie se indica: corología, forma biológica, características de la inflorescencia, sexualidad, polinización, dispersión de semillas, altura de la planta, hábitat, preferencia edáfica, altitud, fecha de floración, sectores de distribución en los Pirineos mostrando su abundancia (rareza), y montañas europeas en las que aparece. Además, se adjunta separadamente una leyenda plastificada, con la explicación de cada pictograma, para consultar las fichas más cómodamente. El libro se cierra con unas útiles claves de identificación de los géneros más difíciles o con mayor número de especies (*Androsace*, *Carex*, *Festuca*, *Luzula*, *Pedicularis*, *Poa*, *Potentilla*, *Ranunculus*, *Saxifraga* y *Veronica*), una lista de flora de cumbres (>3000 metros), plantas de presencia ocasional, glosario, bibliografía e índice taxonómico.

Un libro de los que se puede decir de verdad, y sin caer en el tópico, que es para todos los públicos. Por la variedad del contenido expuesto, por su accesibilidad y por su rigor, podrá ser disfrutado tanto por botánicos especializados, como por alpinistas, fotógrafos y, en general, amantes de los Pirineos.

Para la presentación del libro se eligió el entorno incomparable del Parque Nacional de Ordesa, con una introducción en el Ibón Chelau (2958 metros), que culminó con la ascensión a la cima del Monte Perdido (3.355 metros). Todo esto con la intención de que la obra sirva para aumentar la sensibilidad de excursionistas y montañeros; algo muy necesario para la protección de un ecosistema cada vez más visitado, pero con una capacidad de carga muy reducida que no admite masificación. En definitiva, ha nacido una referencia indiscutible que no debería faltar en la biblioteca de cualquier naturalista, investigador o amante de la flora alpina.

MARIO MAIRAL PISA



100 Tesoros naturales de la Comunidad de Madrid

Javier Gómez Aoiz. 2019. Ediciones La Librería, 268 pp.

Este libro, a través de una cuidada presentación muestra de una forma amena y didáctica una visión de la amplia diversidad biológica de un territorio bastante desconocido para el gran público, como es la Comunidad de Madrid. Empieza con un capítulo en el que explica cómo utilizar la información que se muestra de los “tesoros” seleccionados, y le sigue una interesante síntesis de los valores naturales de la Comunidad de Madrid, sus espacios naturales protegidos y la gran variedad de ecosistemas que se conservan en un territorio relativamente pequeño y superpoblado. El cuerpo del libro está compuesto por una ficha de cada “tesoro”, que puede ser una especie o un enclave de interés, agrupadas de una manera muy amena: por las cuatro estaciones del año. En cada una de estas fichas el autor reúne información clara y concisa del valor de cada tesoro natural, dónde lo podemos encontrar y recomendaciones de cuando hacer una excursión para verlo y algunas curiosidades que contribuyen a que el texto sea más atractivo. Finalmente, y no menos importantes, hay dos capítulos muy interesantes: un listado de lugares de interés que el autor recomienda visitar y bibliografía recomendada.

A través de su lectura se percibe que es un libro escrito por un apasionado naturalista que conoce bien las especies y el territorio. Los textos bien cuidados, claros y concisos, aúnan el rigor exigible en Biología y la capacidad didáctica para llegar al público en general. La información aportada, las recomendaciones y los mapas (también elaborados por el autor) ayudan de manera importante al lector a programar el mejor momento para observar en el campo tanto las especies como los enclaves seleccionados. Y a mi juicio merecen una mención especial las fotografías, todas hechas por el autor. Son simplemente espectaculares y de una gran belleza y calidad, que consiguen atrapar al lector y transmitirle las ganas de salir al campo.

En definitiva, opino que se trata de una obra altamente recomendable, que animo a que la lean todos los naturalistas, no solo los que vivimos en este territorio.

FELIPE MARTÍNEZ GARCÍA

■ Calendario de biodiversidad

Desde el grupo de trabajo de formación de SEBiCoP se puso en marcha una iniciativa divulgativa denominada "Calendario de biodiversidad", que son escritos cortos (no más de 500 palabras) sobre problemática ambiental relacionadas con las plantas, a elegir por el/os autor(es). Mensualmente desde febrero 2020, estamos publicando la entrada correspondiente en: <https://www.conservacionvegetal.org/grupo-de-trabajo/#my-tabs|2>

Recordarles que todos los socios interesados en participar en este calendario, deben enviar un e-mail a: felipe.martinez@upm.es

■ Píldoras divulgativas

Sobre especies de la flora (y fauna) canaria elaboradas por miembros de la Asociación para la Conservación de la Biodiversidad Canaria (ACBC – Bertheloti) y que se pueden ver y descargar en: <http://www.acbcanaria.org/especies-de-nuestra-flora-y-fauna>
<https://www.facebook.com/acbcanaria>

■ La senda de las plantas perdidas

Podcast que está muy relacionado con el libro "Las Plantas Olvidadas" de Aina S. Erice, reseñado en la sección de Libros.
<https://imaginandovegetales.wordpress.com/sendaplantasperdidas>

La autora tiene otros canales de divulgación:
<https://www.instagram.com/ainaserice>
<https://www.facebook.com/ainaserice>

Save the Iberian Flora (Ciencia Ciudadana)



¿Quieres ser uno de nuestros científicos ciudadanos y contribuir a conservar la flora ibérica?

Únete a la comunidad SIF (<https://www.inaturalist.org/projects/save-the-iberian-flora-sif>) y sé uno de nuestros científicos ciudadanos. Toma una foto de una especie ibérica vascular amenazada, súbela a la plataforma de ciencia ciudadana iNaturalist y formarás parte de nuestro equipo. SIF es

un proyecto de ciencia ciudadana con el objetivo de crear una red de observadores que recopilen datos de monitoreo de plantas vasculares ibéricas amenazadas. Con estos datos podemos evaluar inmediatamente las amenazas emergentes para nuestra flora y evaluar su estado de conservación para tomar medidas para su protección. Si quieres conocer más acerca de este proyecto, contacta con nosotros: tati_vp93@outlook.com, mariomairal@gmail.com

La elaboración y publicación de este boletín se ha realizado gracias a:



Comité Editorial

Ruth Jaén Molina, Mario Mairal y Felipe Martínez

Comité Científico

Ruth Jaén Molina, Mario Mairal, Felipe Martínez, Juan Carlos Moreno, Emilio Laguna y Pedro Sosa

Revisión de artículos (colaboradores de este número)

Rocío Alonso, Juan Arroyo, María Ballet, Jorge Baonza, Elena Bermejo, José Blanco, Juli Caujapé, Clara Cerviño, Marcelino del Arco, Pablo Ferrer, Alfredo García, Nagore García, Víctor Garzón, Rosario G. Gavilán, José M. Iriondo, José L. Izquierdo, Pedro Jiménez, Javier Morente, Emilio Laguna, Juan Lorite, Águedo Marrero, Rafael Medina, Juan Carlos Moreno, David Padilla, Manuel Pardo, Julio Peñas, Beatriz Rumeu, Arnoldo Santos, Violeta Simón, Pedro Sosa y Manuel Vila.

CON EL PATROCINIO DE:



Comisión de Botánica, Departamento de Biología

Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid
C/ Darwin 2, Cantoblanco, E-28049 Madrid
Tel.: 914 978 105. Fax: 914 978 344
Correo electrónico: conservacion.vegetal@uam.es
<https://www.conservacionvegetal.org/conservacion-vegetal/>

Diseño y maquetación: Argonauta Diseño

Imprime: Solana e Hijos A.G., S.A.U.

Depósito legal: M-25612-2013 - ISSN: 1137-9952

DOI: <https://doi.org/10.15366/cv2020.24>

