

SEGUIMIENTO DE LA FLORA VASCULAR DE ESPAÑA

BENCOMIA DE CUMBRE (*Bencomia exstipulata*)

AMAGANTE DE ROQUES (*Cistus chinamadensis*)

BORRIZA DEL TEIDE (*Laphangium teydeum*)

SAÚCO CANARIO (*Sambucus nigra ssp. palmensis*)

CANUTILLO DEL TEIDE (*Silene nocteolens*)



SEGUIMIENTO DE LA FLORA VASCULAR DE ESPAÑA

BENCOMIA DE CUMBRE (*Bencomia exstipulata*)
AMAGANTE DE ROQUES (*Cistus chinamadensis*)
BORRIZA DEL TEIDE (*Laphangium teydeum*)
SAÚCO CANARIO (*Sambucus nigra ssp. palmensis*)
CANUTILLO DEL TEIDE (*Silene nocteolens*)



Madrid, 2015

La presente obra se ha realizado para el proyecto de *Desarrollo de instrumentos para la aplicación de la Ley 42/2007: Inventario Español del Patrimonio Natural y Biodiversidad y Sistema de indicadores*, dentro de los trabajos del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad que desarrolla el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en el marco de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

Dirección técnica del proyecto

Ricardo Gomez Calmaestra
Subdirección General de Medio Natural
Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural

Realización y producción

TRAGSATEC, Grupo TRAGSA

Coordinación general del proyecto

François Tapia

Coordinación técnica y científica

Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas

Autores

Manuel V. Marrero Gómez¹, Ángel Bañares Baudet² y Eduardo Carqué Álamo³

¹Parque Nacional del Teide, Dirección General de Protección de la Naturaleza, Gobierno de Canarias

²Servicio de Biodiversidad, Dirección General de Protección de la Naturaleza, Gobierno de Canarias

³Grupo TRAGSA. Delegación Islas Canarias

A efectos bibliográficos este documento debe citarse como sigue:

Marrero M.V., Bañares Á. y Carqué E. 2015. *Seguimiento de la flora vascular de España. Bencomia de cumbre* (Bencomia exstipulata). *Amagante de roques* (Cistus chinamadensis). *Borriza del teide* (Laphangium teydeum). *Saúco canario* (Sambucus nigra ssp. palmensis). *Canutillo del teide* (Silene nocteolens). Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 78 pp.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. El uso que se haga de la información contenida en esta obra es responsabilidad única del lector.



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACION Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta:

Paseo de la Infanta Isabel, 1
28014 Madrid
Teléfono: 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Diseño, maquetación, impresión y encuadernación:

Taller del Centro de Publicaciones del MAGRAMA

NIPO: 280-15-209-9 (papel)

NIPO: 280-15-210-1 (Línea)

Depósito Legal: M-35584-2015

Tienda virtual: www.magrama.es
centropublicaciones@magrama.es

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

Datos técnicos: Formato: 24x17 cm. Caja de texto: 19,5x13 cm. Composición: Una columna. Tipografía: Optima LT Std a cuerpo 10. Encuadernación: Grapado. Papel: Igloo 100 gramos. Cubierta Igloo 150 gramos. Impresión digital.

En esta publicación se ha utilizado papel libre de cloro de acuerdo con los criterios medioambientales de la contratación pública.

ÍNDICE

Introducción	7
Metodología	9
Resultados	11
Bencomia de cumbre	15
 Distribución y tamaño de las poblaciones	17
Dinámica poblacional	20
Estado de conservación y actuaciones	25
Jara de roques	29
 Distribución y tamaño de las poblaciones	31
Dinámica poblacional	33
Estado de conservación y actuaciones	38
Borriza del Teide	41
 Distribución y tamaño de las poblaciones	43
Dinámica poblacional	44
Estado de conservación y actuaciones	49
Saúco canario	51
 Distribución y tamaño de las poblaciones	53
Dinámica poblacional	56
Estado de conservación y actuaciones	60
Canutillo del Teide	63
 Distribución y tamaño de las poblaciones	65
Dinámica poblacional	66
Estado de conservación y actuaciones	72
Bibliografía	75



Agradecimientos

El presente trabajo ha sido realizado en consonancia con la realización de los programas de recuperación de especies amenazadas en los Parques Nacionales del Teide, Garajonay y Taburiente. Los autores agradecen la promoción realizada para la ejecución de los mismos por los directores de estos espacios protegidos, Manuel Durbán Villalonga, Ángel Fernández López y Ángel Palomares Martínez, respectivamente. Parte de este trabajo, en especial la información referente a censos, se ha visto enriquecida gracias a la labor de diversos autores que han realizado los programas de seguimiento de especies (Segas), promovidos desde 2002 por el Servicio de Biodiversidad del Gobierno de Canarias, bajo la dirección de José Luís Martín Esquivel.

Introducción

Esta monografía aborda la información recopilada en torno al seguimiento de plantas amenazadas de los parques nacionales de las Islas Canarias, con el objetivo de obtener información de cara a la identificación de su estado de conservación y facilitar la toma de decisiones para la gestión de su recuperación. En dicho seguimiento fueron seleccionadas aquellas especies promovidas en planes de recuperación adoptados en el Parque Nacional del Teide (Tenerife), P. N. de Garajonay (La Gomera) y P. N. de Taburiente (La Palma).

Desde un principio fuimos conscientes de que para averiguar el estado biológico de las especies no bastaba la realización de censos repetidos en el tiempo, ya que con ello no es posible determinar las tendencias de las poblaciones a largo plazo, pues en la mayoría de los casos los individuos que no reclutan a las etapas maduras no se incluyen en los muestreos, pudiendo constituir la clave en la interpretación de su dinámica poblacional. Así, la identificación de los estadíos vitales básicos determina el crecimiento de la población y, en este sentido, para las especies vegetales, según HARPER (1977), dichos estadíos y el tamaño de los individuos influyen en la evolución demográfica mucho más que en el caso de los animales, en los que la edad suele ser el parámetro demográfico determinante. Con ello, el comportamiento de la población se simplifica con una simple toma de datos, fundamentalmente biométricos, con los que construimos modelos matriciales que permiten conocer el estado de la población y en definitiva evaluar su tendencia y los mecanismos que la propician. Otro objetivo fundamental que alcanzamos con el seguimiento demográfico lo constituye la identificación de las etapas críticas que inciden en el vegetal, aspecto fundamental que imprime la eficacia necesaria en el manejo de las poblaciones para garantizar su recuperación.

Pero cierto es que, en muchos casos, la lentitud de la dinámica poblacional obliga a la realización de seguimientos prolongados en el tiempo, algo que en gran medida constituye la razón de la escasa promoción en que se han visto implicados los estudios demográficos. No obstante, no hay que olvidar la rigurosidad que imprimen de cara a la correcta toma de decisiones, lo cual redundaría en la rentabilidad de los recursos económicos implicados para la recuperación de especies amenazadas. Asimismo, la lentitud en la obtención de datos de campo y su análisis puede verse compensada mediante la realización de actuaciones de urgencia que dicta el sentido común, en base a los conocimientos básicos de la ecología de las especies, de cara a evitar situaciones irreversibles en la conservación de las mismas.

Sin menoscabo de lo dicho, el presente trabajo aporta también interesantes resultados de campañas de censo, tanto recopilados de la bibliografía como de los cada vez más frecuentes documentos internos que disponen las administraciones competentes en la gestión de las especies, como es el caso de Canarias, donde se han venido

obteniendo interesantes resultados de seguimiento de especies desde la última docena de años (Programa SEGA) a través de la contratación de biólogos de campo, cuya exhaustividad supera, sin lugar a dudas, etapas en las que la realización de censos carecía de prescripciones objetivas y precisas para la evaluación de las especies e inclusión en catálogos legales de protección. Este aspecto ha sido tomado en cuenta de forma singular por el Servicio de Biodiversidad del Gobierno de Canarias, siendo otro ejemplo de ello el establecimiento de criterios que con carácter preceptivo en la normativa autonómica, obliga al conocimiento preciso de la evolución en el tiempo de los efectivos poblacionales (B.O.C., 2003) frente a percepciones absolutas (basadas en la corología y censos aislados), que en justa medida valoran el estatus de conservación de las especies pero adolecen de la precisión necesaria que justifique la adopción de determinadas medidas de protección y la promoción de intervenciones en el medio natural, a las que las presiones administrativas nos obliga para conservar las especies.

Esperamos que las síntesis numéricas aportadas en el presente libro contribuyan a fomentar aún más la necesidad de abordar el conocimiento de la variación en el tiempo de los tamaños poblacionales y su correspondiente dinámica y lo que es más importante, que redunde en la buena toma de decisiones cimentadas en las mismas para la conservación de las plantas.

Metodología empleada

En síntesis, los objetivos a alcanzar para la realización de censos de las poblaciones vienen precedidos por la correcta ubicación cartográfica, utilizándose en las Islas Canarias la proyección del elipsoide WGS-84. Dada la rareza de las especies promovidas en los censos, los efectivos fueron contados de forma directa y no mediante estimaciones en la mayoría de los casos. Originalmente, los censos están referidos a cuadrículas de UTM, algo de gran importancia para el cálculo del área de ocupación de las poblaciones de cara a la aplicación de los criterios para la catalogación de las especies, que en nuestro caso se utilizan las cuadrículas de 500 x 500 m. Posteriormente, se delimita con GPS los núcleos poblacionales trazando el polígono convexo mínimo que incluye todos los individuos de cada población, grabando los límites de dicho perímetro, lo cual facilita enormemente la inclusión de los datos en las plataformas SIG; en los censos más recientes los individuos han sido georeferenciados a escala submétrica, permitiendo visualizarse la ubicación real de individuos aislados o de núcleos muy reducidos.

En términos generales se ha definido la población como el conjunto de individuos del mismo taxón que se encuentra separado de otros grupos del mismo taxón por una distancia tal que hace esporádico o despreciable el flujo genético entre ellos, siendo ésta finalmente nominada por la toponimia correspondiente, aconsejablemente acompañada por la cuadrícula o referencia UTM o por el polígono concreto de ocupación o punto de georeferenciación. Dicha distancia entre las poblaciones se ha establecido considerando el umbral que sería infranqueable por los mecanismos reproductivos del vegetal. Ciertamente es que estos umbrales varían entre especies dependiendo de los sistemas de polinización, de dispersión de las semillas e incluso por aspectos geomorfológicos o meteorológicos; a este respecto cabe destacar las diferencias de flujo genético que se establecen entre especies anemófilas y entomófilas o entre especies anemócoras y barócoras, cuya precisión solo pueden aportar los estudios moleculares o de biología reproductiva. No obstante, de cara a ganar objetividad y la necesidad de aportar un lenguaje común para la aplicación de criterios de catalogación, se ha seguido la metodología empleada en el Atlas de la Flora Vasculosa Amenazada de España (AFA), empleando la distancia umbral de poblaciones cuando se encuentran a una distancia de al menos 1 km o bien que explícitamente justifican algún umbral diferente. En cuanto a los individuos, se han definido como elementos discretos cuya distancia entre los mismos corresponde a un orden de magnitud superior al existente entre ramas o partes de los mismos.

Los censos han sido realizados preferentemente en el periodo de floración o fructificación. En ocasiones, la precisión de los muestreos ha obligado a la utilización de etiquetas identificativas de la ubicación de los ejemplares, de cara a evitar repeticiones o ausencias en los conteos. En muchos casos, los censos están referidos sólo a individuos reproductores y potencialmente reproductores o vegetativos (que

han florecido en años previos aunque no presente estructuras reproductoras en el muestreo). No obstante, de cara a una identificación simple de la estructura de las poblaciones, en ocasiones se aportan cifras adicionales correspondientes a plántulas (provistas de cotiledones o apariencia clara de no haber pasado la estación crítica dentro del primer año de vida) y juveniles, una vez han pasado dicha etapa, siempre que no presenten o hayan presentado estructuras reproductoras. A veces resulta difícil diferenciar los juveniles de los vegetativos, lo cual ha sido subsanado prolongando o repitiendo las visitas a la población o bien asumiendo como vegetativos a aquellos que hayan alcanzado un tamaño igual o superior a los reproductores más pequeños.

El seguimiento demográfico

Toma de datos en el campo

La colecta de datos destinados al estudio demográfico se ha desarrollado para todas las especies en el seno de la población más característica, entendiéndola como aquella que presenta el mayor número de individuos. En cada localidad muestreada se ubicaron una o varias parcelas dependiendo de la dispersión de los individuos, adaptando el tamaño y la forma de las mismas a la distribución de los ejemplares dentro de la población, y con la intención de absorber en el muestreo a la mayor cantidad de ejemplares posible.

Todos los ejemplares que se encontraban dentro de la parcela fueron objeto de marcaje, bien con etiquetas adosadas con alambre al cuerpo de los individuos, o bien con clavos que portaban dichas etiquetas dispuestas al lado de los mismos. La elección de un sistema u otro dependió del biotipo de la especie, dejando el sistema de clavos para aquellos casos en los que los ejemplares pierden las estructuras aéreas en la estación desfavorable (geófitos y hemicriptófitos).

En ocasiones, diferenciar a un individuo aislado resultó complicado, dado que podían albergarse dudas de si se trataba de un único espécimen o de varios que habían crecido juntos. En estos casos, para el proceso de etiquetado, se consideró como individuo a cada entidad que pudiera distinguirse espacialmente del resto al estar separada de los mismos por una distancia suficiente, generalmente similar al diámetro medio de la fronda de los ejemplares.

Las visitas a cada localidad se realizaron de forma anual durante todo el periodo de estudio, generalmente en primavera o a inicios del verano, salvo en el caso de *Sambucus nigra* ssp. *palmensis* para la que, debido a su fenología, se plantearon visitas durante el invierno, y *Silene nocteolens*, donde las visitas se realizaron en otoño. No obstante, en determinadas ocasiones se plantearon visitas adicionales en la estación adecuada, con el fin de caracterizar la producción de frutos y semillas. En cada muestreo, se etiquetaron los nuevos individuos incorporados a la población y se

tomaron los principales datos biométricos del conjunto de ejemplares existentes en los límites de la parcela. En general, los datos anotados para cada ejemplar fueron: altura, diámetro, número de ramificaciones o rosetas, estado fenológico (juvenil, vegetativo o reproductor), número de flores y número de frutos.

Análisis de datos

El proceso de análisis se basó en el uso de matrices de Lefkovitch, confeccionadas a partir del cálculo de las tasas de transición observadas entre distintas clases vitales o de tamaño (CASWELL, 2001). Dichas tasas de transición fueron obtenidas mediante el cálculo de la proporción de individuos de cada clase, que pasan a otra en el muestreo del año siguiente.

Con objeto de determinar las clases a tener en cuenta en el proceso matricial, se procedió a clasificar los distintos individuos en categorías diferentes. En aquellos casos en los que se observó una correlación clara entre el tamaño y la productividad de frutos, las clases se establecieron en función del primer parámetro, mientras que en los casos que no existía dicha relación las clases se establecieron en función de estados biológicos o fenológicos.

Para determinar si existía correlación entre la productividad y el tamaño se utilizaron los datos de una muestra representativa interanual de ejemplares. En caso de observarse dicha correlación se utilizó el algoritmo de Vandermeer-Moloney (MOLONEY, 1986; CASWELL, 2001) desarrollado sobre Excel, para diferenciar objetivamente las distintas clases a considerar en el parámetro biométrico definitorio. De los 5 casos estudiados, sólo se detectó la correlación comentada en *Cistus chinamadensis* ssp. *gomeræ* siendo la altura el parámetro biométrico caracterizador.

Para establecer las clases según el estado fenológico, se tuvieron en cuenta los estadios vitales que en sí mismos tienen sentido biológico. Tal es el caso de juveniles (individuos de reciente incorporación a la población y que todavía no han florecido), individuos vegetativos (plantas que se han reproducido en años anteriores pero que en el año de muestreo no lo han hecho) o individuos reproductores (ejemplares con flores o frutos desarrollados en el año de muestreo). A estos estadios básicos se les añadieron otros que dependían de los hábitos de cada especie y que se explican en cada caso particular.

Una vez establecidas las clases, las matrices interanuales se generan considerando que cada individuo pertenece a una clase determinada en cada uno de los años del seguimiento, introduciendo en la matriz las tasas de supervivencia de cada clase, las tasas de cambio a otras clases y las tasas de reproducción. Estas últimas se estimaron teniendo en cuenta la respuesta reproductiva media de los individuos de cada clase en un año determinado y la aparición de nuevos juveniles en el año siguiente, asignando proporcionalmente estos últimos a los reproductores en el año anterior en función de su fructificación. De esta forma, y en la estación adecuada, se procedió

a tomar datos para cada ejemplar, del número de frutos, número de flores o número de inflorescencias, con lo cual se pudo caracterizar la productividad media de cada clase reproductora. Posteriormente, al año siguiente, el conjunto de nuevos individuos reclutados, se subdivide proporcionalmente en lotes potencialmente descendientes de una clase reproductora determinada en función de la productividad el año anterior.

Como software básico de tratamiento matricial se usó la hoja de cálculo Pop-Tools 2.4 (HOOD, 2002), con el fin de obtener los parámetros demográficos principales: la tasa finita de crecimiento (λ), los valores reproductivos de cada clase o fenofase, la distribución estable y las matrices de elasticidad, las cuales fueron utilizadas para el análisis de la importancia relativa de cada fenofase en el crecimiento poblacional.

La tasa finita de crecimiento explica el cambio en el tamaño poblacional como una proporción o porcentaje por unidad de tiempo. De esta forma, un valor de λ igual a 2 obtenida de una matriz basada en dos tomas de datos separadas por un año, indica que en ese lapso de tiempo el número de ejemplares se ha duplicado, por tanto si λ es igual a 1 el número de ejemplares permanece constante (la población es estable). Los valores reproductivos obtenidos para cada clase combinan la supervivencia y la reproducción esperadas para la misma, teniendo en cuenta así la posible contribución proporcional de un individuo a las generaciones futuras.

Si asumimos que los parámetros vitales son constantes, cualquier población, tras un pequeño periodo de tiempo de comportamiento oscilatorio, alcanzaría una estructura de clases estable en la cual crece geoméricamente con un valor constante λ . De esta forma, comparar la estructura estable obtenida para diferentes matrices a lo largo del periodo de muestreo, tanto entre ellas como con las estructuras reales observadas en el campo puede ser utilizado como un indicador directo de la variabilidad ambiental.

La elasticidad indica la sensibilidad proporcional de λ a pequeños cambios en los distintos elementos de la matriz. De esta forma, este valor estima el cambio que se produce en la tasa finita de crecimiento de la población si una tasa de transición concreta experimenta un pequeño cambio, y se representa como una nueva matriz (matriz de elasticidad) donde se aporta para cada transición posible su valor de elasticidad. Así, se obtiene un indicador de las transiciones que son más cruciales para la dinámica poblacional, identificando como “etapas críticas” aquellas con mayor valor de elasticidad. Por tanto, es frecuente que los mayores valores en este parámetro se obtengan para las clases reproductoras ya que éstas son las responsables de dejar descendencia y por tanto mantener la población, con lo cual un pequeño incremento en la mortalidad de estos ejemplares reproductores puede propiciar grandes cambios de λ .

La caracterización de etapas críticas resulta una de las herramientas más importantes en la gestión de especies amenazadas ya que nos indica en qué momento del ciclo vital de la especie es preferible intervenir con determinadas actuaciones para mejorar

las expectativas de supervivencia de la población. De esta forma, si la etapa con mayor elasticidad es la supervivencia de los ejemplares reproductores, habría que desarrollar actividades tendentes a minimizar la mortalidad de los mismos (por ejemplo mediante vallados frente a predadores). No obstante, la interpretación de elasticidades en este sentido debe ser objeto de una lectura muy escrupulosa, ya que a menudo no es posible mejorar el estado de la etapa con mayor elasticidad. Por ejemplo, como se ha dicho, es frecuente encontrar las mayores elasticidades asociadas a las etapas reproductoras, pero también es común que éstas presenten una mortalidad sumamente baja que es imposible de minimizar. En estos casos habría que buscar las etapas críticas en otras de menor elasticidad, es decir que son necesarios cambios numéricos importantes para favorecer alteraciones perceptibles de la tasa finita de crecimiento. En ocasiones alcanzar dichos cambios importantes es relativamente sencillo. Por ejemplo, aplicando riegos puntuales es posible mejorar sensiblemente el reclutamiento de nuevos ejemplares o la supervivencia de los individuos juveniles, etapas que normalmente tienen baja elasticidad.

Dado que los valores de elasticidad son porcentuales, la suma de todos los valores de la matriz de elasticidad debe ser igual a 1. De esta forma, las elasticidades pueden ser agrupadas según correspondan a transiciones de crecimiento (tránsito de una clase a otra superior), supervivencia (permanencia en la misma clase, o retroceso a una clase inferior) o fecundidad (reclutamiento de ejemplares). En la siguiente tabla se expone con distintos colores las transiciones que corresponden a crecimiento (rojo), supervivencia (azul) o fecundidad (verde).

	Juveniles	Vegetativos	Reproductores
Juveniles	0	0	1,834
Vegetativos	0,161	0,067	0,068
Reproductores	0,045	0,181	0,278

Así se puede obtener la suma de las elasticidades para cada grupo, valores que pueden ser introducidos en un diagrama triangular de triple entrada (GLF). De esta forma, las proyecciones desde cada uno de los tres ejes de los valores crecimiento (**G**rowth), supervivencia (**S**urvival) y Fecundidad (**F**ecundity), generan un punto interno dentro del triángulo. Si se repite el proceso con cada toma de datos interanual, se obtiene finalmente un gráfico que representa cual ha sido el comportamiento de la población durante el periodo de muestreo

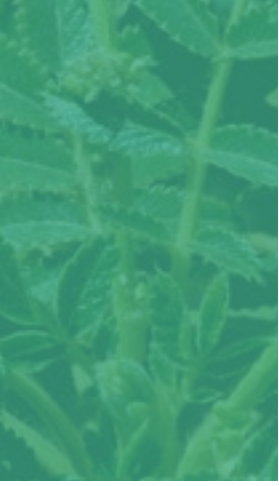
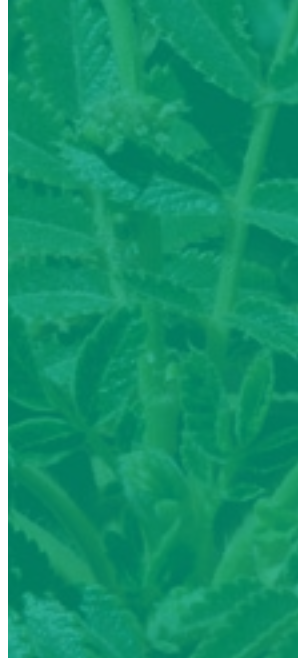
Con el objeto de simular la variabilidad ambiental se optó por implementar modelos estocásticos mediante una aproximación consistente en la selección de matrices al azar. De esta forma, una vez establecido el umbral temporal sobre el que se desea hacer la simulación (por ejemplo 100 años), para cada año de ese periodo se asocia al azar una de las matrices de las obtenidas en el periodo de muestreo. Imaginemos que disponemos de 3 matrices interanuales A, B y C, obtenidas durante 4 años de

muestreo, y queremos realizar una simulación para un periodo de 10 años para una población inicial de N individuos. El resultado (número de ejemplares) para cada uno de los 10 años de la simulación resultaría de multiplicar, la abundancia de ejemplares en el año anterior por una de las tres matrices seleccionada al azar. De esta forma, si hacemos varias simulaciones, en cada simulación de 10 años se obtiene un valor final distinto ya que, como la selección de matrices es al azar, para cada simulación hay una secuencia diferente de las 10 matrices, por ejemplo AABCABBBCBC para una simulación, BCAABBCCAC para otra. Por ello, el valor definitivo se toma de la media aritmética calculada a partir de los datos obtenidos al repetir este proceso un número elevado de veces o simulaciones (por ejemplo, 1.000 simulaciones). Todo este desarrollo, aparentemente complejo, se puede automatizar y simplificar enormemente con el uso de determinadas herramientas informáticas. Para el presente caso se han empleado análisis de Montecarlo desarrollados con Poptools 2.4, una plantilla de cálculo que trabaja sobre Excel.

Estos análisis pueden adquirir una complejidad enorme desarrollada por múltiples vías. Una de las más usuales es restringir o condicionar la selección al azar de matrices a unas condiciones determinadas, por ejemplo no poder elegir para un año concreto de la simulación, una matriz determinada si ya fue elegida el año inmediato anterior. Así, podemos implementar en los modelos la variabilidad climática relacionando la frecuencia de años secos/húmedos, fríos/cálidos, etc. con determinadas matrices del conjunto disponible. De esta forma, y aunque las posibilidades para modelizar son enormes (siempre que haya datos disponibles que permitan condicionar), en el presente documento se ha optado por realizar las simulaciones a partir del modo más sencillo explicado con anterioridad, tanto para simplificar su lectura y comprensión como por la relativa ausencia de datos concluyentes para realizar modelos más complejos

A partir de los resultados obtenidos se determina la probabilidad de extinción, tomada como el porcentaje de simulaciones (de las 1.000 repeticiones) que causa valores inferiores a 1 ejemplar al final del umbral de proyección (100 años).

Finalmente, si para la proyección hacia el futuro cada matriz interanual seleccionada al azar para un periodo $(t)-(t+1)$ es multiplicada por la abundancia en el momento (t) , para las proyecciones hacia el pasado el proceso es similar pero dividiendo la abundancia en el periodo $(t+1)$ por dicha matriz. Simplificando mucho las cosas, esto sería muy similar a dividir el número de ejemplares de un año concreto (por ejemplo, en el año 2000) por el valor de la tasa finita de crecimiento en el periodo inmediato anterior (en el caso del ejemplo, 1999-2000). De esta forma, se pudo estimar la abundancia teórica de la especie en un pasado próximo y establecer conclusiones sobre la evolución numérica de la misma hasta el momento actual.



BENCOMIA DE CUMBRE
(Bencomia exstipulata Svent.)



Distribución y tamaño de las poblaciones

La bencomia de cumbre, también llamada rosal del guanche constituye un raro endemismo integrado en los matorrales de alta montaña canaria. Sus efectivos se concentran en escarpes rocosos de difícil acceso entre los 1.800 y 2.500 m s.m. en las islas de Tenerife (Parque Nacional del Teide) y La Palma (Parque Nacional de Taburiente). En su emplazamiento, aprovecha fisuras y andenes con escaso suelo, desarrollándose en ocasiones en sectores de piedemonte con un suelo más desarrollado y profundo. No obstante, estos lugares escarpados no han sido más que un refugio de supervivencia condicionada por el carácter volcánico activo en su área de distribución, así como a causa de fenómenos de herbivoría sufrida en el pasado.

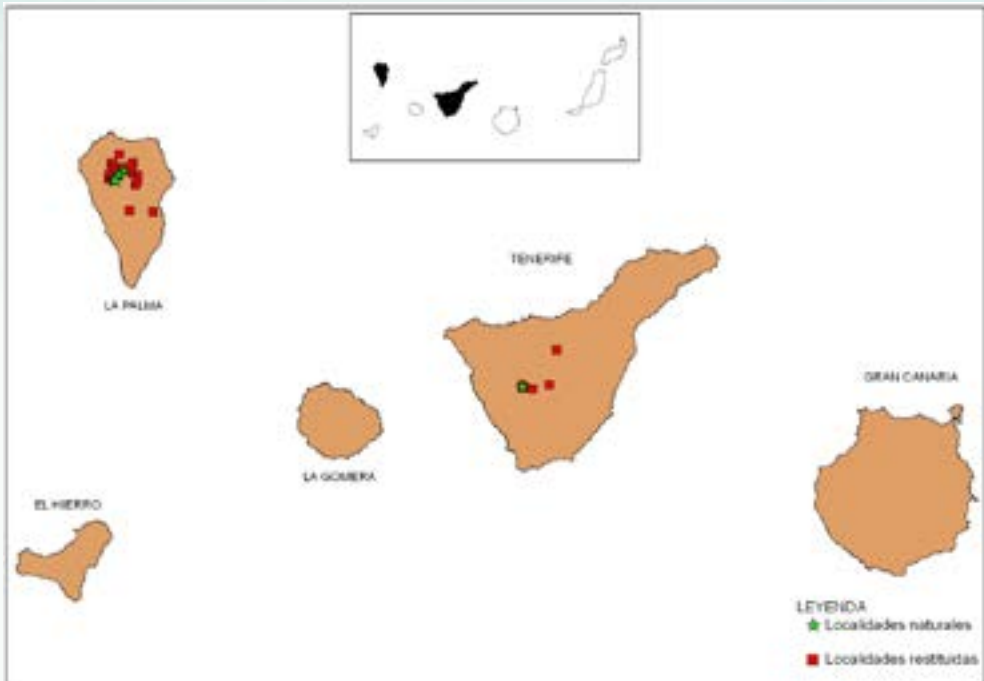
Sus efectivos tinerfeños se encuentran en el extremo occidental del Parque Nacional del Teide. Constituyen un núcleo rupícola en el roque de Tiro del Guanche, asociados a un sustrato geológico de traquibasaltos, a los que se suman algunos ejemplares aislados en la base del roque, en suelos de escasa potencia así como en el seno del retamar de cumbre y en los malpaíses de la erupción de Narices del Teide (1798), que condicionan un sustrato inapropiado para la germinación y desarrollo de individuos, limitando enormemente la expansión de la población. En su conjunto, el área de dispersión de la especie abarca menos de una hectárea.

En La Palma, se distribuye formando pequeñas colonias en cuatro localidades de los escarpes occidentales de la Caldera de Taburiente (Tajodeque alto, Tajodeque bajo, Hoyo Verde y Los Cantos).

Los primeros censos de la población natural de la especie dan a conocer un total de 44 individuos en Tiro del Guanche (Tenerife) y 20 en Riscos de Tajodeque (La Palma). Con el paso del tiempo, a pesar de que la sequía estival no propicia el reclutamiento de plántulas, la especie ha incrementado sus efectivos hasta un total de 71 ejemplares. En dicho proceso ha intervenido significativamente el lagarto (*Gallotia galloti*), fiel dispersor de la especie (OLESEN & VALIDO, 2003), así como los cernícalos (*Falco tinunculus canariensis*) cuya intervención ha sido recientemente confirmada al haberse encontrado 5 plantas juveniles establecidas a 300 m de la población natural, por un interesante proceso de dispersión secundaria tras la ingesta de lagartos (NOGALES, *com. pers.*). Más fructíferos han sido los hallazgos en La Palma, donde sus efectivos han incrementado notablemente el censo inicial a un total de 122 ejemplares (36 juveniles) tras su descubrimiento en tres nuevas localidades del interior de La Caldera de Taburiente, Tajodeque bajo (11 ejemplares), Hoyo Verde (40) y Los Cantos (51) (Á. Palomares, *com. pers.*).

Pero estos números resultan insignificantes si tenemos en cuenta las labores encaminadas a la recuperación de esta rara especie en los Parques Nacionales, donde se ha incrementado significativamente sus efectivos mediante reforzamientos poblacionales, reintroducción de poblaciones extinguidas y creación de nuevas poblaciones en su hábitat potencial. En Tenerife, se vienen realizando plantaciones anuales desde el

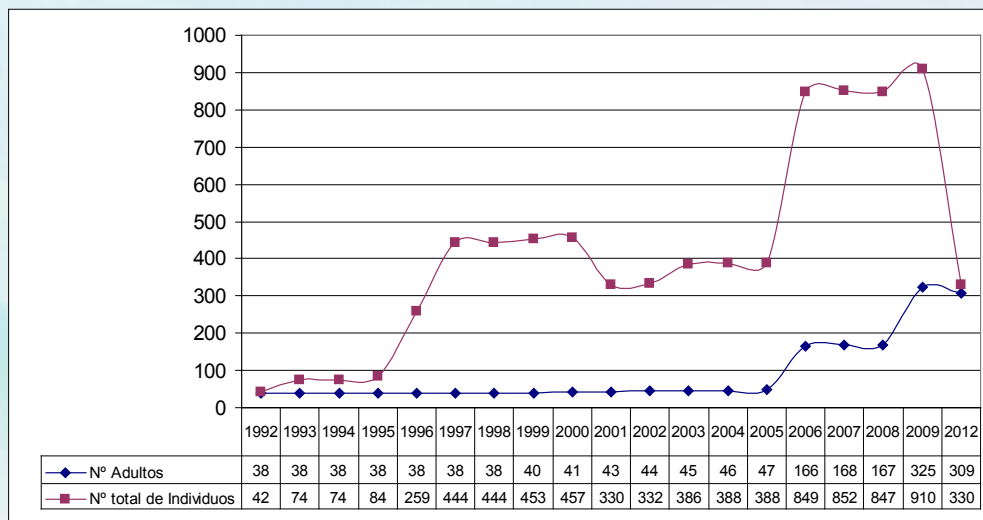
año 1992, con el reforzamiento de la población de Tiro de Guanche, la creación de nuevos núcleos en sus proximidades (Roques de Chavao) así como otras de menor entidad, en localidades más alejadas como Roque de los Codesos (Valle de Ucanca), base de Guajara (Siete Cañadas) y Degollada del Cedro (La Fortaleza). Asimismo, en 1995 se inició la reintroducción en Gangarro, localidad donde la especie había desaparecido hacía unas pocas décadas. Fruto de estas labores de recuperación, la especie ha pasado de los 44 ejemplares naturales iniciales a un total de 910 (naturales y plantados) en el año 2009. Pero, desafortunadamente, un incendio acaecido en el verano de 2012 supuso una drástica reducción de efectivos, fundamentalmente los restituidos, salvándose la población natural y el reforzamiento del Tiro del Guanche, así como algunos ejemplares aislados que fueron plantados en andenes y pie de risco de los Roques de Chavao, no siendo así en cuanto a la reintroducción de Gangarro, que sucumbió enteramente. Tras este evento sobreviven 330 individuos (309 adultos); no obstante, a pesar de este importante contratiempo, la tenaz labor de propagación de la especie en vivero ha permitido realizar una nueva restitución de 144 ejemplares, ya en el primer invierno posterior al incendio.



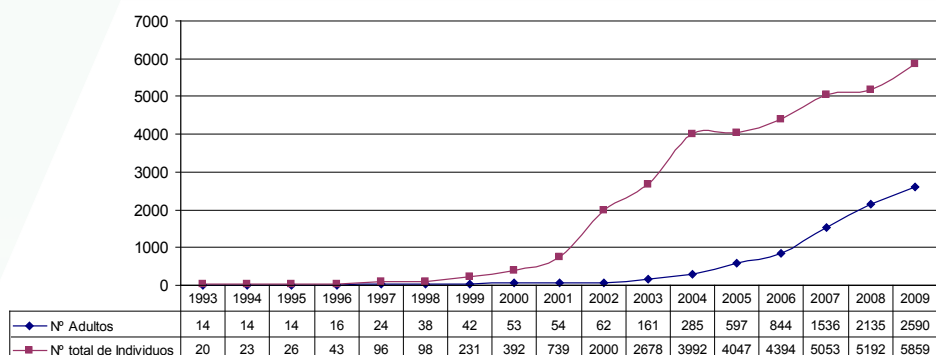
Distribución de *Bencomia exstipulata*

En la isla de La Palma, las campañas de restitución se han realizado más extensivamente, alcanzando mayor éxito de establecimiento de ejemplares, a la vez que han producido una importante descendencia. Numerosas plantaciones y siembras que se vienen

realizando desde 1994 han incrementado considerablemente los efectivos censados para la Isla, alcanzando los 5.961 ejemplares (2.676 adultos) (A. Palomares, *com. pers.*)



Evolución del número de ejemplares (naturales y restituidos) de *Bencomia exstipulata* en Tenerife (años 1992-2012)



Evolución del número de ejemplares (naturales y restituidos) de *Bencomia exstipulata* en La Palma (años 1993-2009) (Fuente: Parque Nacional de Taburiente)

Año	POBLACIÓN		TOTAL
	Tenerife	La Palma	
1992	42	21	63
1993	74	20	94
1994	74	23	97
1995	84	26	110
1996	259	43	302
1997	444	96	540
1998	444	98	542
1999	453	321	774
2000	457	392	849
2001	330	739	1.069
2002	332	2.000	2.332
2003	386	2.678	3.064
2004	388	3.992	4.380
2005	388	4.047	4.435
2006	849	4.394	5.243
2007	852	5.053	5.905
2008	847	5.192	6.039
2009	910	5.859	6.769
2012	330	5.961	6.291

Tamaños poblacionales anuales de *B. exstipulata* en Tenerife y La Palma (años 1992-2012) (incluye individuos adultos y juveniles -naturales y restituidos-)

Dinámica poblacional

La dinámica poblacional del rosal del guanche ha sido estudiada en su única población natural tinerfeña de Tiro del Guanche, constituida por un pequeño grupo de ejemplares asentados en grietas y pequeños escarpes y una mínima parte de efectivos en sectores más llanos asociados a los piedemontes próximos. Debido a la verticalidad del sector donde se asienta la mayor parte de los ejemplares, el muestreo se realizó utilizando varias líneas de escalada que permitían el acceso a la mayor parte de los mismos, para los cuales anualmente se obtuvieron los datos de sus principales parámetros biométricos.

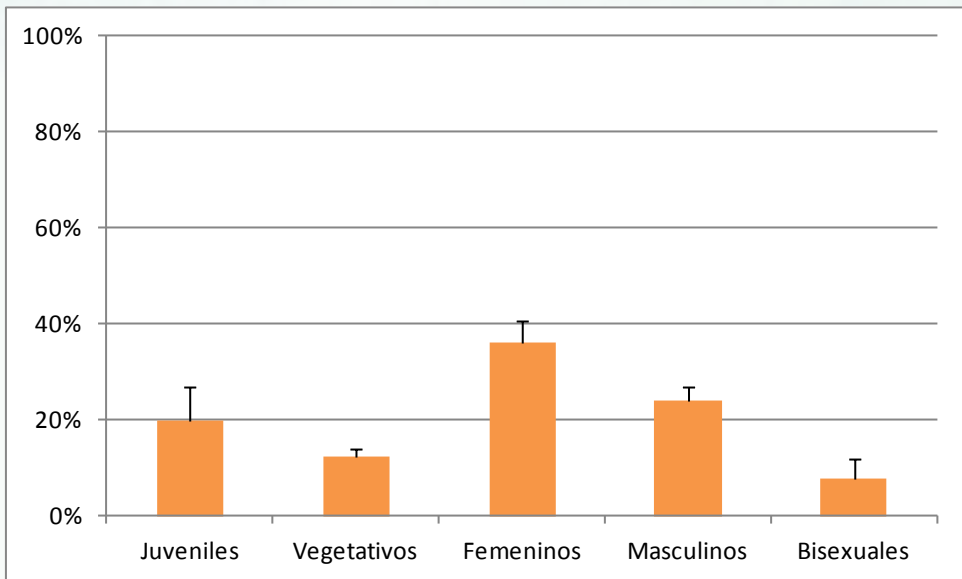
Evolución del número de ejemplares en la parcela de muestreo durante los años de seguimiento

Tiro del Guanche	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
	51	57	61	64	68	70	70	74	77	72

Estructura de clases

Cada ejemplar fue objeto de medición de su altura y del número de inflorescencias (en el caso de que las tuviese), así como de la relación porcentual de sexos dentro de la planta. De esta forma se estructuró la población en las siguientes clases:

- Clase 1 (Juveniles): Individuos cuyo pequeño tamaño es insuficiente para la reproducción (carentes de estructuras reproductoras)
- Clase 2 (Vegetativos): Individuos no florecidos con tamaño apropiado para la reproducción o con restos de estructuras reproductoras de años anteriores.
- Clase 3 (Masculinos): Ejemplares florecidos con al menos el 60% de inflorescencias masculinas.
- Clase 4 (Femeninos): Ejemplares florecidos con al menos el 60% de inflorescencias femeninas.
- Clase 5 (Bisexuales): Ejemplares con una proporción similar de inflorescencias femeninas y masculinas.



Estructura poblacional (media y desviación estándar)

A partir del conjunto de datos obtenidos en los diez años de muestreo, se confeccionaron 9 matrices de transición anual, la matriz media y la matriz media de elasticidades.

Matriz de transición media					
Tiro del Guanche					
	Juveniles	Vegetativos	Masculinos	Femeninos	Bisexuales
Juveniles	0,719	0	0,027	0,253	0,078
Vegetativos	0,008	0,771	0,022	0,078	0,022
Masculinos	0,030	0,095	0,788	0,098	0,441
Femeninos	0,069	0,092	0,109	0,772	0,240
Bisexuales	0,016	0,022	0,066	0,046	0,259

Matriz de elasticidad media					
Tiro del Guanche					
	Juveniles	Vegetativos	Masculinos	Femeninos	Bisexuales
Juveniles	0,091	0	0,004	0,034	0,002
Vegetativos	0,002	0,088	0,006	0,021	0,001
Masculinos	0,008	0,012	0,234	0,029	0,023
Femeninos	0,025	0,015	0,042	0,291	0,016
Bisexuales	0,005	0,003	0,021	0,014	0,014

Parámetros demográficos

El análisis de las 9 matrices interanuales y de la matriz media revela los siguientes valores para la tasa finita de crecimiento:

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)										
Tiro del Guanche	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	05/06	06/07	07/08	Media
	1,057	1,063	0,979	1,064	1,019	0,947	0,999	1,018	0,990	1,030

La situación que se plantea con el estudio de las 9 matrices interanuales es de un relativo equilibrio, con un valor medio de λ de 1,030, al mismo tiempo que este análisis revela una especie que puede presentar una esperanza de vida relativamente larga y ligeramente superior a los 70 años. Por su parte, la estructura fenológica estable, sólo difiere significativamente de la observada en los distintos años en dos ocasiones al principio del muestreo (G-test, año 1999=18,57; año 2000=12,54. $P=0,05$), lo cual puede indicar una relativa estabilidad ambiental. En cuanto a los valores reproductivos, y como cabría esperar, los más altos recaen en las tres clases reproductoras, y sobre todo en los reproductores femeninos, mientras que los valores reproductivos más bajos se obtienen en los ejemplares juveniles. En lo que respecta al análisis de elasticidades, los valores más altos se obtienen para la supervivencia de los reproductores, sobre todo de los femeninos.

En el gráfico GLF se observa una distribución de las matrices hacia el sector inferior-derecho (altos valores de supervivencia y baja fecundidad), lo cual suele ser propio de plantas perennes (SILVERTOWN & FRANCO, 1993), aunque no se observa un claro patrón en la distribución de los datos interanuales, salvo una ligera tendencia en los últimos muestreos a valores más altos de supervivencia.

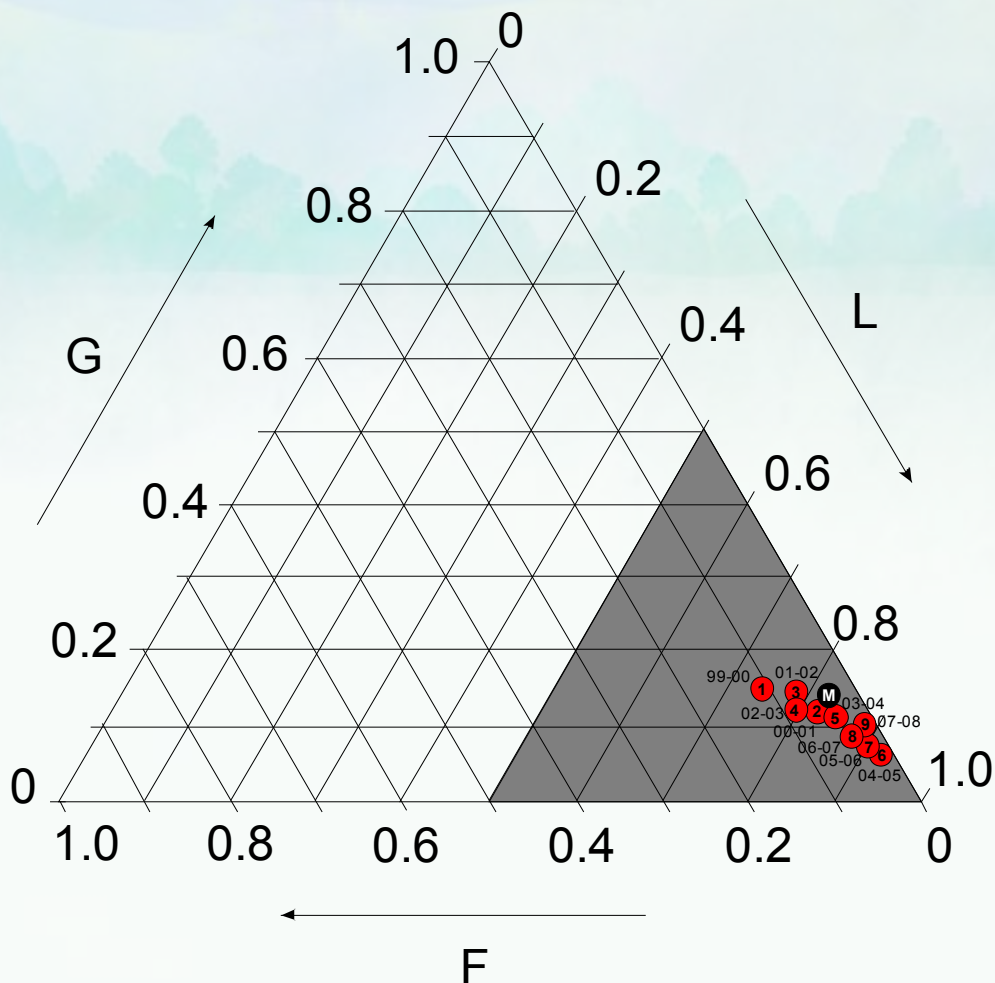
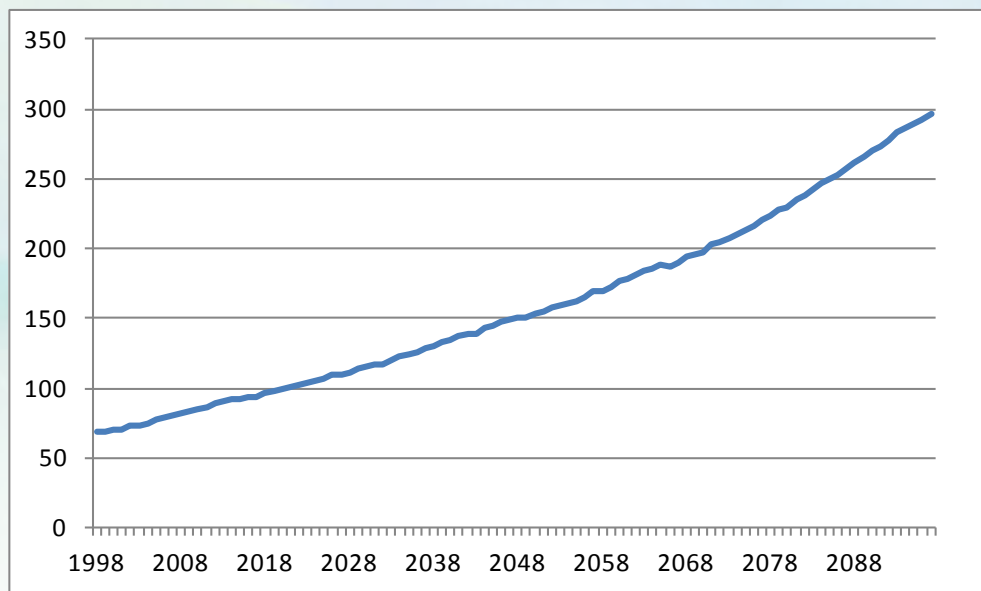


Diagrama triangular representando la posición de las 9 matrices obtenidas entre 1999 y 2008, a partir de la contribución (suma de elasticidades) de fecundidad (F), crecimiento (G) y supervivencia (L) a la tasa de crecimiento poblacional. Las matrices se han numerado cronológicamente desde 1 (1999-2000) hasta 9 (2007-2008)

Conclusiones

El aspecto demográfico más destacable que se desprende de los resultados obtenidos es la relativa estabilidad de la población, que aparenta un claro equilibrio con una ligera tendencia expansiva. Esto concuerda perfectamente con las observaciones directas en el medio natural ya que durante todo el periodo de muestreo la población inicial se ha incrementado casi un 40%.



Previsible evolución numérica de los efectivos de *B. extipulata* en Tiro del Guanche

Aunque las etapas con mayor elasticidad coinciden con las transiciones de supervivencia de ejemplares masculinos, femeninos y vegetativos, no es desdeñable el valor de 0,091 obtenido para la supervivencia de los juveniles.

Dado que los ejemplares adultos experimentan mortalidad muy baja, la fenofase que sufre unas variaciones numéricas más destacable es precisamente el estadio de juvenil. Por tanto, y aunque no es del todo descartable la incidencia de determinadas variables ambientales (sobre todo climáticas) en las proporciones sexuales anuales, parece ser que el reclutamiento de nuevos ejemplares constituye una de las etapas que inciden de forma más crítica en la dinámica poblacional, ya que aunque son necesarias oscilaciones numéricas importantes (elasticidad más baja), éstas se producen con mayor probabilidad. De hecho, las experiencias de campo indican que la sensibilidad de las plántulas ante la sequía estival es uno de los principales factores limitantes al reclutamiento, ya que éste depende en gran medida de la existencia de microambientes favorables para la germinación y supervivencia de las plántulas.

Llama la atención el resultado que puede obtenerse de un análisis retrospectivo, ya que las simulaciones hacia el pasado indican una población de “0” ejemplares hacia mediados del siglo XIX, lo cual podría ser explicado por una hipotética regresión drástica como consecuencia de ciertos acontecimientos de índole catastrófica documentados para esas fechas (plagas de langosta, sequías y fuertes tormentas atestiguadas). No obstante, posiblemente la especie en tiempos mucho más pretéritos fuese más abundante, lo cual puede estar avalado por la presencia de restos asumibles a la misma en diversos yacimientos arqueológicos de localidades próximas, indicando que en el pasado, con unas condiciones climáticas posiblemente mucho más húmedas, el taxón pudo ser lo suficientemente abundante como para su aprovechamiento como leña.

Estado de conservación y actuaciones

	ESTATUS PROTECCIÓN		ESTATUS CONSERVACIÓN			
	LESRPE ¹	CCEP ²	LISTA ROJA ESPAÑA 2008	LISTA ROJA EUROPEA UICN 2011	CONVENIO BERNA	DIRECTIVA HÁBITATS
<i>Bencomia exstipulata</i>	E*	E	V	V	Anexo I	-

(1) Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, 2011 [* Catálogo Español de Especies Amenazadas]. (2) Catálogo Canario de Especies Protegidas, 2010.

La aplicación de los resultados obtenidos con los estudios de viabilidad poblacional realizados sobre la especie en la población tinerfeña (Tiro del Guanche) permiten valorar el grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 (vers. 3.1) en función de los criterios A3b y E, ofreciendo los siguientes resultados.

La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0% por lo que el criterio A3b le confiere la categoría “Casi amenazado”. La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 10, 20 y 100 años es inferior a los límites establecidos, por tanto según el criterio E calificaría como “Casi Amenazado”

Tiro del Guanche				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%		
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	1%

Tras su tradicional reconocimiento como especie en peligro de extinción, recientemente se rebajó su categoría a vulnerable, dada la cierta estabilidad de sus poblaciones naturales (BAÑARES *et al.*, 2004), algo que ahora corroboramos con los resultados obtenidos de su seguimiento demográfico. No obstante, a pesar de su acentuada escasez natural y la inclusión en la máxima categoría de amenaza en los catálogos de protección, la especie carece aún de un Plan de Recuperación. A pesar de ello, desde hace casi una treintena de años se han venido realizando numerosas actuaciones para la conservación de este raro endemismo, las cuales han estado enmarcadas en programas de recuperación promovidos por los Planes Rectores de Uso y Gestión del Parque Nacional del Teide y Taburiente, lo cual ha contribuido, sin duda, a disminuir su riesgo de extinción. Especial protagonismo han tenido las múltiples campañas de restitución realizadas, a las que hemos hecho referencia en el capítulo anterior. Afortunadamente, estos programas han contado con un soporte técnico y científico (MARRERO *et al.*, 2003) con lo que las actuaciones emprendidas se han visto beneficiadas por la realización de trabajos demográficos, genéticos y de biología reproductiva, facilitando el diagnóstico de su estado de conservación y el diseño de estrategias adecuadas para su recuperación.

La notoria dificultad de establecimiento de plántulas y la reducidísima área de ocupación de la especie, le confiere una gran vulnerabilidad ante eventos estocásticos. No obstante, habida cuenta de que los estudios demográficos realizados auguran estabilidad de la población, a priori no se justifican actuaciones destinadas a incrementar sus efectivos numéricos mediante reforzamientos, al menos en la población tinerfeña. Pero es necesario tener en cuenta la acusada inestabilidad geológica del lugar y la elevada probabilidad de que su emplazamiento se vea afectado por incendios forestales, algo que mostró el pavoroso incendio de 2012, que estuvo a punto de acabar con la población tinerfeña. En esa ocasión, las labores de los efectivos de extinción, afortunadamente, impidieron tal circunstancia, pero dado que fueron afectados una importante proporción de los ejemplares plantados, parece lógica la necesidad de establecer nuevas poblaciones en lugares de la cumbre, donde se observen las condiciones adecuadas para la germinación y reclutamiento. A parte de lo dicho, y habida cuenta de que la dispersión de *Bencomia extipulata* parece estar favorecida por los lagartos (*Gallotia galloti*), es necesario efectuar un control férreo sobre la población de gatos asilvestrados en la zona.

Los estudios moleculares (GONZÁLEZ *et al.*, 2004; 2009) han desvelado una acusada diferencia de las poblaciones de Tenerife y La Palma, exhibiendo la primera unos niveles de variabilidad genética muy reducida. La ausencia de flujo genético interinsular, así como el proceso de cuello de botella y deriva genética producida tras la masiva reducción de la población tinerfeña por la última erupción del Teide, explica la presencia de alelos exclusivos entre las islas y altos niveles de diferenciación genética; en definitiva, las poblaciones de ambas islas presentan distintos escenarios de conservación para la especie, siendo muy preocupante en Tenerife. En este sentido,

es de destacar el hecho de que tras la realización de las primeras campañas de restitución, los análisis genéticos de las plantaciones realizadas en La Palma revelaron diversidad genética similar a las poblaciones naturales, mientras que los de Tenerife mostraron niveles inferiores de variabilidad.

Ante esta delicada situación, las formas de proceder a la hora de completar nuevas campañas de restitución llevan caminos diferentes, estando actualmente enfocadas a mejorar la estructura genética de las restituciones de La Palma y al rescate de alelos que no fueron promovidos en restituciones previas en Tenerife. De esta manera, la recolección de semillas y material vegetativo para la propagación *ex situ* de la especie, constituye una de las actuaciones que el personal de los Parques Nacionales realiza con máxima cautela donde, obviamente, las colectas se hacen a escala individual, realizándose un escrupuloso etiquetado de las plantas muestreadas así como en vivero. Parte de las recolectas seminales son enviadas a reconocidos bancos de germoplasma, donde se han almacenado accesiones a escala poblacional e individual (UPM “Cesar Gómez Campo”, Jardín Canario “Viera y Clavijo” y Jardín Botánico de Córdoba); asimismo, la especie ha sido promovida en cultivos *in vitro*, habiéndose obtenido interesantes resultados de injertos viables con *Marcetella moquiniana*, otra especie endémica fuertemente emparentada. Por otro lado, con el objeto de garantizar el mayor reclutamiento natural posible, en ocasiones, las plántulas observadas son objeto de vallado *in situ*, o bien se han trasladado a sectores próximos para evitar mortalidad por pisoteo de senderistas, al menos en Tenerife, donde la delicada vulnerabilidad del emplazamiento de la especie ha obligado a los gestores del Parque Nacional a desviar el sendero de acceso a la población. Otra actividad igualmente reseñable de cara a la protección de la población tinerfeña ha consistido en erradicar plantaciones de pino canario realizadas en el pasado, ya que en algunos casos, coinciden con sectores óptimos de restitución de la especie.

Las actuaciones de conservación en La Palma, aparte de las citadas campañas de restitución, han estado dirigidas al estudio autoecológico de la especie a la vez que de otros elementos representativos del ecosistema de alta montaña, habiéndose desvelado que *B. exstipulata* puede vivir en la zona de ecotono entre los pinares y los matorrales de cumbre. Asimismo, numerosas parcelas experimentales, establecidas a lo largo del gradiente altitudinal de las cumbres palmeras, ha dado a conocer interesantes resultados en torno al protagonismo del fuego, los herbívoros y fenómenos de competencia interespecífica en la alta montaña insular (IRL *et al.*, 2012).



AMAGANTE DE ROQUES
(*Cistus chinamadensis* Bañares
& Romero)



Distribución y tamaño de las poblaciones

Endemismo canario restringido a escasas localidades de las islas de Tenerife, La Gomera y El Hierro, generalmente localizado en espigones, roques y gleras de carácter fonolítico, asociado a matorrales propios de claros en pinar mixto y monteverde. Se trata de un taxón de descripción reciente (BAÑARES & ROMERO, 1990), el cual pasó desapercibido por autores previos quienes lo confundieron con otras especies, asimismo endémicas, de más amplia distribución (*Cistus simphythifolius*, *C. osbeckifolius*).

Las primeras citas de esta especie se refieren a la población tinerfeña de Roque de Los Pinos (ssp. *chinamadensis*) y al Roque de Agando, en La Gomera (ssp. *gomeræ*). BAÑARES *et al.* (2004) citan esta última subespecie también para la isla de El Hierro, pero posteriormente es descrita como taxón independiente, subespecie *ombriosus* (DEMOLY, 2005).

La población tinerfeña está representada en tres pequeños enclaves ocupando calveros en el ambiente potencial de monteverde, en la vertiente norte de la cordillera de Anaga, asociada a sustratos de naturaleza sálica (fonolitas), en ocasiones compartiendo hábitat con ejemplares de *Pinus canariensis*, entre los 535 y 650 m s.m. Sus efectivos han experimentado cambios muy significativos en los últimos 20 años debido a la incidencia de cabras, posteriormente sometidas a un mayor control y al establecimiento de vallados de protección local. Así, en ocasión de su hallazgo original en Roque de los Pinos, se citaron solamente 35 ejemplares, y más tarde, BELTRÁN *et al.* (1999) estiman 750 a 1.000 individuos y MESA (2002), en un censo asimismo estimativo, eleva considerablemente la cifra a un total de 3.126 ejemplares (30% juveniles), al tiempo que dan a conocer dos nuevos núcleos en sus proximidades, Mesa del Brezal con 79 ejemplares (10% juveniles) y Monte de Aguirre (Barranco Tahodio) con 300 ejemplares (20% juveniles). Posteriormente, BAÑARES *et al.* (2004), haciendo referencia solamente a adultos, cita para Roque de Los Pinos (2.100 individuos), Monte del Brezal (80) y Monte de Aguirre (100). Finalmente, CARQUÉ *et al.* (2009), mediante un censo directo, citan un total de 3.748 (52% juveniles), 91 (17% juveniles) y 372 ejemplares (12% juveniles), respectivamente.

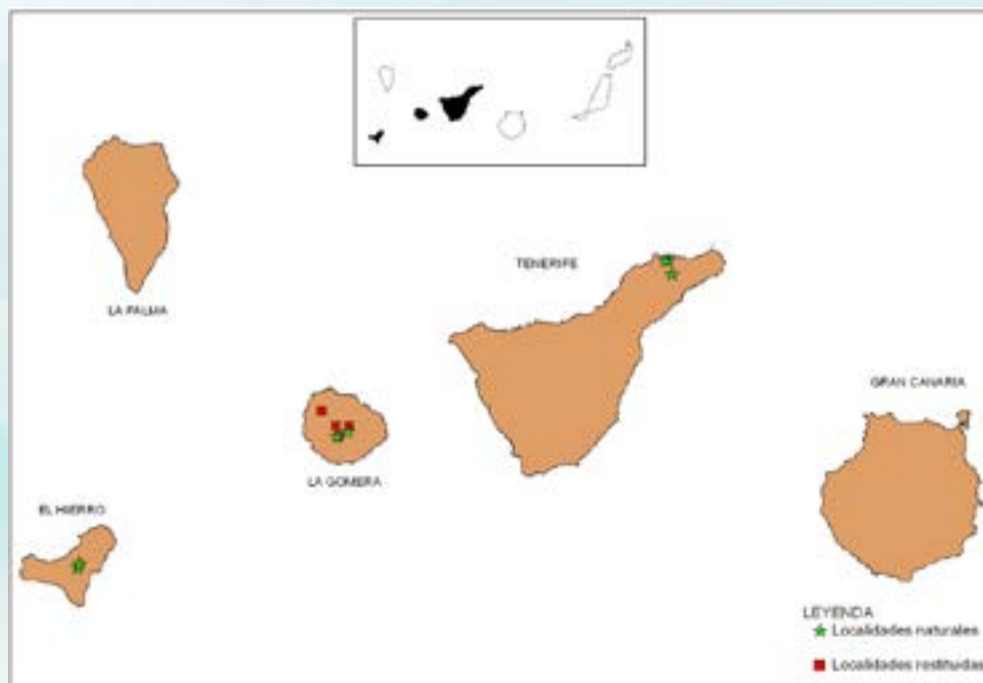
Como la subespecie típica, los efectivos de *Cistus chinamadensis* ssp. *gomeræ* se emplazan junto a las escasas manifestaciones de pinos canarios naturales de asentamiento rupícola en roques de naturaleza sálica, y también crece en sus proximidades, en sectores de escaso suelo, donde compite difícilmente con elementos comunes del sector, fundamentalmente *Chamaecytisus proliferus*, *Cistus monspeliensis* y *Erica arborea*. Su distribución está relegada al sector central de La Gomera, en torno a tres roques que sobresalen en el ambiente de monteverde del Parque Nacional de Garajonay, los Roques de Ojila, Agando y Zarcita, entre los 945 y 1.250 m s.m. No obstante, a este núcleo principal hay que añadir el encuentro de una población algo remota, en el sector centro-meridional insular, que da a conocer BAÑARES *et al.* (2008) en el Roque de Imada, en ambiente geológico similar, de la cual se tenía

constancia pero no se confirma en el momento del descubrimiento original del taxón. El censo inicial, dado por los autores en la localidad clásica (Agando) da a conocer tan solo 35 ejemplares, la mayoría juveniles, ya que un voraz incendio en 1984 arrasó parte importante de la población. Posteriormente, BELTRÁN *et al.* (1999) amplían su corología para los mencionados Roques de Ojila y La Zarcita, cifrándose posteriormente para los tres roques un total de 386 ejemplares (BAÑARES *et al.*, 2004).

Debido a su rareza, la subespecie fue promovida en un programa de recuperación en el Parque Nacional de Garajonay. Fruto del mismo, sus efectivos se han incrementado considerablemente a través de reforzamientos e introducciones en sectores potencialmente idóneos para el taxón. Así, censos realizados tras estas actividades desvelan un total de 305 ejemplares en el Roque de Agando, 68 en La Zarcita y 115 en Ojila (DEMOLY *et al.*, 2006) y un censo más reciente CARQUÉ *et al.* (2009) cifra 419 individuos (25% juveniles) para el conjunto de los tres roques, 168 ejemplares (23% juveniles) para el Roque de Imada, a la vez que da a conocer cuatro nuevas poblaciones restituidas en el Parque Nacional: Lajugal Bajo, junto a la anterior población (90 juveniles), Punta de Ilala, cerca de Los Roques (4 adultos), Cherelepín, en el sector central insular (36 ejemplares, 3 juveniles) y Roque de las Lajas, en el sector noroeste del Parque (62 ejemplares, 3 juveniles). Finalmente, VELÁZQUEZ & FERNÁNDEZ (2011) recogen los datos más actualizados de las poblaciones, tanto naturales como restituidas, en el interior del Parque Nacional, con un total de 1.073 ejemplares.

C. chinamadensis ssp. *ombriosus* fue dada a conocer para un enclave puntual al norte de la isla de El Hierro, donde crecen pequeñas poblaciones en sustrato basáltico, integrados en matorrales de orla forestal o posiblemente de regresión del monteverde insular, en ambiente seco a subhúmedo. Citada bajo topónimos diferentes (La Mareta y Montaña Masilba), BAÑARES *et al.* (2004; 2008) dieron a conocer tan solo 42 y 49 ejemplares, respectivamente. Posteriormente, CARQUÉ *et al.* (2009) incrementan considerablemente los efectivos de esta localidad, citando un total de 262 ejemplares (82% juveniles) y dan a conocer una nueva población, no muy distanciada de aquella, en el Bailadero de las Brujas, de 31 ejemplares (1 adulto).

Los censos aportados para la globalidad de la especie revelan discrepancias importantes, las cuales son atribuibles fundamentalmente a la significativa protección realizada mediante la instalación de cercados de exclusión de herbívoros en Tenerife, la realización de campañas de restitución en La Gomera y el descubrimiento de nuevas poblaciones a lo largo de los años. Considerando los datos más actualizados, para la totalidad de la especie se conocen un total de 5.577 ejemplares, de los cuales 4.211 (48% juveniles) corresponden a la ssp. *chinamadensis*, 1.073 a la ssp. *gomeræ* y 293 (84% juveniles) a la ssp. *ombriosus*. Aportamos en la Tabla los efectivos insulares, atendiendo sólo a individuos adultos conocidos hasta 2009.



Distribución de *Cistus chinamadensis*

Año	POBLACIÓN		
	Tenerife	La Gomera	El Hierro
1990	35	--	--
2002	2.499	--	--
2004	2.280	386	42
2006	--	488	42
2009	2.186	539	48

Efectivos insulares de *Cistus chinamadensis* (individuos adultos)

Dinámica poblacional

La población de *Cistus chinamadensis* ssp. *gomeræ* que se asienta en Agando fue objeto de un seguimiento demográfico que aportamos a continuación. En esta localidad los ejemplares muestran una distribución asociada a los materiales sálicos de piedemontes y escarpes del Roque de Agando. Si bien gran parte de la población es accesible, un importante número de individuos presenta hábitos rupícolas desarrollándose en grietas y pequeños andenes. Debido a la discontinuidad que presenta la distribución de ejemplares, se ubicaron 3 pequeñas parcelas de muestreo, que acogían a la mayoría

de los ejemplares que medraban en el piedemonte, para posteriormente unir todos los datos en un solo conjunto. De esta forma, el número de ejemplares inicialmente muestreados ascendió a 57 individuos, que representaban aproximadamente el 30% de la totalidad de la población. El resto no pudo ser muestreado debido a la inaccesibilidad del lugar.

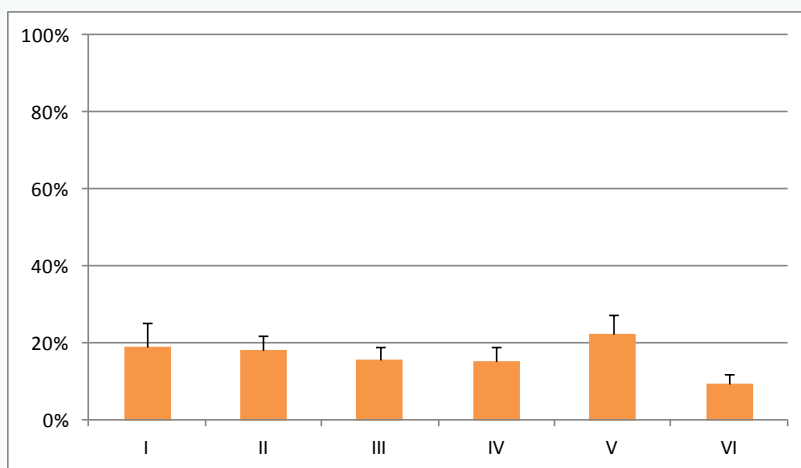
Evolución del número de ejemplares en la parcela de muestreo durante los años de seguimiento

Agando	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
	57	60	65	73	68	66	66	66	60	59

Estructura de clases

Cada ejemplar fue objeto de medición de su altura y diámetro, asimilando este al eje central de mayor tamaño tomado sobre la proyección teórica circular de la fronda de cada individuo. Para caracterizar la fertilidad de los individuos, para cada ejemplar reproductor se contaron todas las cápsulas producidas, observándose que existe una relación significativa entre la altura y la producción de frutos ($r^2=0,84$). En casi todos los muestreos se observaron nuevos reclutamientos procedentes de germinación, asumiéndose que el taxón no forma un banco de semillas permanente, y que la práctica totalidad de las semillas germina tras su diseminación coincidiendo con las condiciones adecuadas de temperatura y humedad.

Dado que se ha podido establecer una relación lineal significativa entre la altura y la producción de frutos, para el análisis demográfico se han utilizado las siguientes clases de tamaño: Clase I < 14 cm; Clase II: 15-27 cm; Clase III: 28-38 cm; Clase IV: 39-49 cm; Clase V: 50-73 cm; Clase VI >73. Para esta subdivisión en clases de tamaño se utilizó el algoritmo de Vandermeer- Moloney (MOLONEY, 1986; CASWELL, 2001).



Estructura poblacional (media y desviación estándar)

A partir de las nueve matrices anuales de transición, se han confeccionado la matriz media y la matriz media de elasticidades, las cuales se exponen a continuación.

Matriz de transición media						
Agando						
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV	Clase V	Clase VI
Clase I	0	0,205	0,411	0,822	1,233	1,438
Clase II	0,294	0,665	0,149	0,012	0	0
Clase III	0	0,216	0,528	0,192	0,015	0
Clase IV	0	0,016	0,184	0,480	0,172	0,022
Clase V	0	0	0,034	0,270	0,662	0,198
Clase VI	0	0	0	0	0,122	0,756

Matriz de elasticidad media						
Agando						
	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV	Clase V	Clase VI
Clase I	0	0,014	0,014	0,015	0,024	0,011
Clase II	0,079	0,164	0,018	0,001	0	0
Clase III	0	0,075	0,094	0,018	0,001	0
Clase IV	0	0,009	0,050	0,071	0,026	0,001
Clase V	0	0	0,012	0,052	0,131	0,015
Clase VI	0	0	0	0	0,028	0,068

Parámetros demográficos

Con las 9 matrices interanuales se han obtenido los siguientes valores para la tasa finita de crecimiento:

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)										
Agando	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	Media
	1,213	0,961	1,074	1,051	0,951	1,102	1,011	0,936	1,014	1,065

Los datos de λ revelan una población relativamente equilibrada, con una tendencia general hacia una lenta expansión. No obstante, en varios años se observan valores de λ inferiores a 1, que por lo general coinciden con una importante mortalidad en las clases de mayor tamaño (96/97; 99-00) o en las etapas más jóvenes (02/03). Del análisis de la matriz media se obtiene que la esperanza de vida al nacer es de aproximadamente 25 años, al mismo tiempo que las tres clases de tamaño superiores son las que mantienen los valores reproductivos más altos (Clase IV: 19,9%; Clase V: 25,8%; Clase VI: 29,8%), coincidiendo con los ejemplares reproductores de mayor

tamaño. Por su parte, la estructura estable difiere significativamente de las estructuras poblacionales observadas en todos los años, salvo en 1997 (G-test=8,669. P=0,05), lo cual puede ser reflejo de una variabilidad ambiental relativamente alta.

En el gráfico GLF se observa una distribución de las matrices hacia el sector inferior-derecho (altos valores de supervivencia y baja fecundidad), correspondiéndose con un patrón propio de plantas perennes (SILVERTON & FRANCO, 1993). Además se aprecia una clara distribución en tres grupos. Por un lado, y en solitario, la matriz correspondiente a la primera transición donde se obtuvo el valor de λ más alto. El segundo grupo está formado por las matrices 9, 4, 6 y 3, para las que se obtuvieron los valores de λ entre 1,014 y 1,102. Finalmente el tercer grupo estaría conformado por las matrices, con valores de λ más bajos (entre 0,936 y 1,011). De esta forma, parece ser que λ aumenta conforme lo hacen los valores asociados al crecimiento en la matriz de elasticidad.

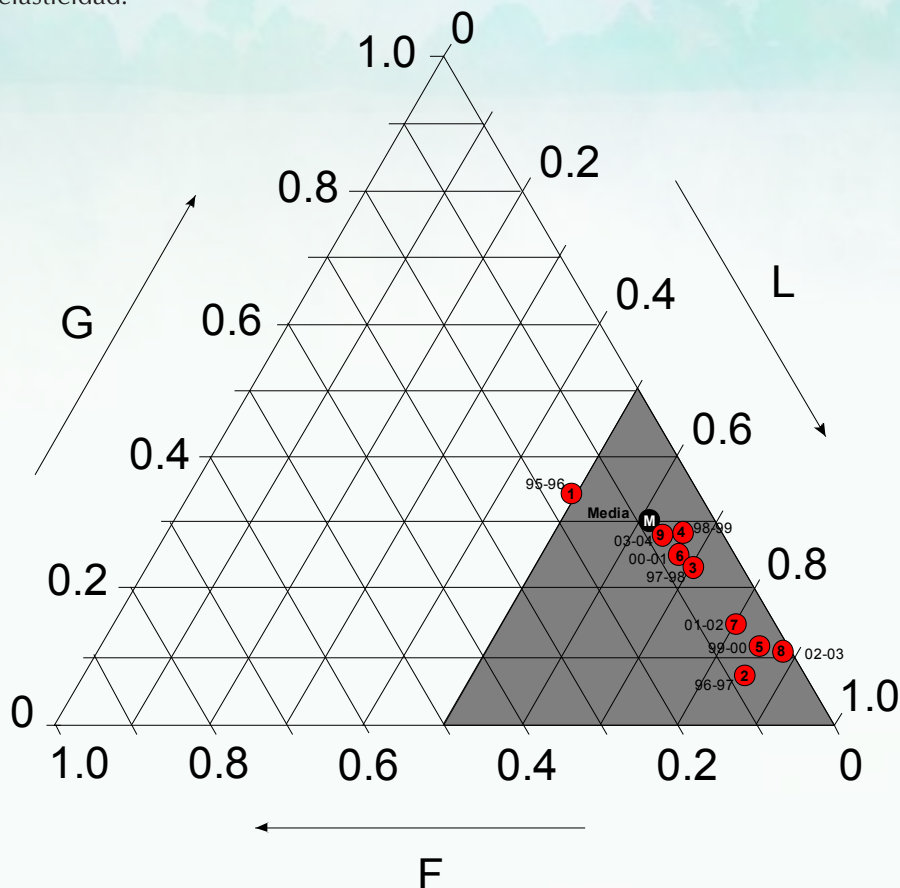
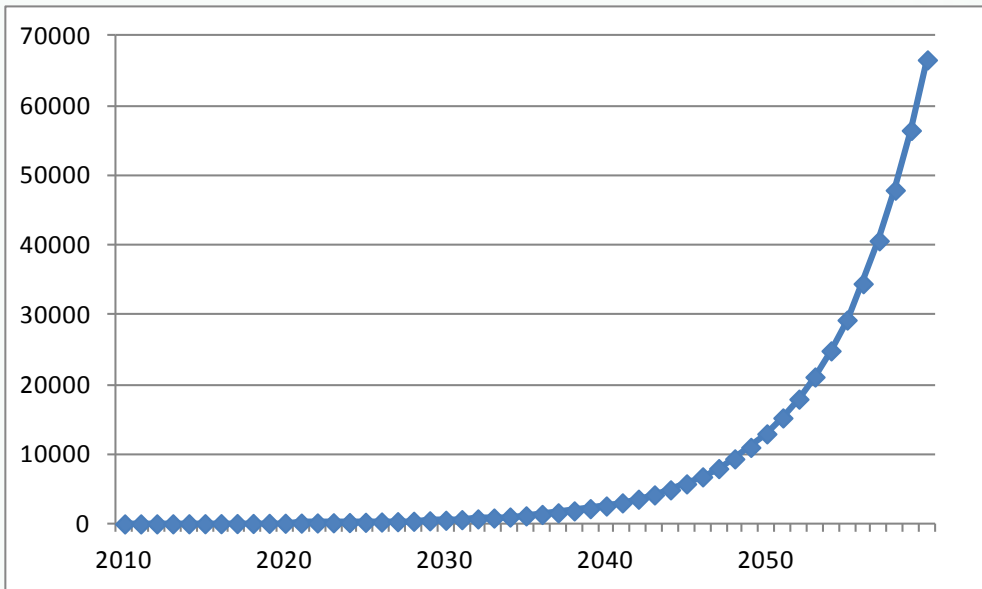


Diagrama triangular representando la posición de las nueve matrices obtenidas entre 1995 y 2004, a partir de la contribución (suma de elasticidades) de fecundidad (F), crecimiento (G) y supervivencia (L) a la tasa de crecimiento poblacional. Las matrices se han numerado cronológicamente desde 1 (1995-1996) hasta 9 (2003-2004)

Conclusiones

La estructura poblacional presenta una distribución que denota una cierta precariedad en las clases de menor tamaño, lo cual podría asimilarse a un cierto envejecimiento de la población y a la existencia de factores limitantes al reclutamiento de nuevos individuos. En cuanto a la elasticidad, los valores medios más elevados se corresponden con la estasis de los individuos en su propia clase, especialmente de aquellos pertenecientes a las Clases II y V.

El valor de λ correspondiente a la matriz media (1,065) indica, en términos generales, un claro equilibrio e incluso una lenta expansión. En lo que respecta a las matrices interanuales, también predominan los valores de λ superiores a la unidad, lo cual contribuye a confirmar lo anteriormente dicho. No obstante, esta situación contrasta con el aparente declive poblacional que se observa desde 1998. Todo ello puede interpretarse como consecuencia del peso que tiene el valor de λ del primer muestreo (1995-1996), que resulta ser bastante más alto que los que se observan en el resto de la serie, y que pudiera estar soslayando una ligera tendencia al declive. De hecho, en el diagrama triangular se observa cómo este muestreo mantiene patrones particulares que lo alejan de los datos obtenidos para el resto de las matrices. Muy posiblemente, esta distribución temporal de los valores de λ esté relacionada con determinadas variables climáticas, aunque ello necesita de análisis de mayor envergadura sobre datos climáticos obtenidos de estaciones próximas a la localidad estudiada. Aún con todo ello, los pronósticos a medio plazo (análisis estocástico: test de Montecarlo, 1.000 repeticiones) indican una probabilidad de extinción en 50 años inferior al 5%, con una población en continua expansión la cual solo estaría limitada por la disponibilidad de hábitat adecuado para la supervivencia del taxón.



Previsible evolución numérica de los efectivos de *Cistus chinamadensis* ssp. *gomerae* en Agando

Con las tasas de crecimiento observadas se ha realizado un análisis retrospectivo que revela unos efectivos muy precarios en décadas anteriores. De hecho, la presencia actual de la especie se explica perfectamente con una población muy reducida (< 10 ejemplares) hacia los años 80. Este dato, parece coincidir con un evento fundacional sucedido tras el incendio que asoló la zona en 1984.

Estado de conservación y actuaciones

	ESTATUS PROTECCIÓN		ESTATUS CONSERVACIÓN			
	LESRPE ¹	CCEP ²	LISTA ROJA ESPAÑA 2008	LISTA ROJA EUROPEA UICN 2011	CONVENIO BERNA	DIRECTIVA HÁBITATS
<i>Cistus chinamadensis</i> ssp. <i>chinamadensis</i>	Incluída	IEC ³	E	E	Anexo I	Anexo II
<i>Cistus chinamadensis</i> ssp. <i>gomeræ</i>	Incluída	V	CR	E	Anexo I	Anexo II
<i>Cistus chinamadensis</i> ssp. <i>ombriosus</i>	Incluída	E	CR	E	Anexo I	Anexo II

(1) Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, 2011. (2) Catálogo Canario de Especies Protegidas, 2010. (3) Interés para los Ecosistemas Canarios.

La aplicación de los resultados obtenidos con los estudios de viabilidad poblacional realizados con la subespecie de La Gomera (Los Roques) permite valorar el grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 (vers. 3.1) en función de los criterios A3b y E, ofreciendo los siguientes resultados.

La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 0% por lo que el criterio A3b le confiere la categoría “Casi Amenazado”. Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10 y 20 años son del 0%, y es del 8% para el intervalo de 100 años, por lo que el criterio E le confiere la categoría “Casi Amenazado”.

Roque de Agando				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	0%		
E	Probabilidad de extinción	0%	0%	8%

Solo los efectivos de La Gomera han sido objeto de actuaciones encaminadas a su conservación. Dichas labores fueron iniciadas en 1984 en el Parque Nacional de Garajonay (BAÑARES, 1994) el cual cuenta con un programa de recuperación en el que *Cistus chinamadensis ssp. gomerae* se encuentra promovida, junto a otros endemismos locales del monte verde insular (CARQUÉ & MARRERO, 2003; VELÁZQUEZ & FERNÁNDEZ, 2011). Dicho programa cuenta con criterios de actuación y unos objetivos encaminados a diagnosticar en profundidad su estado de conservación y a incrementar sus efectivos. Actualmente, se dispone de información genética de las poblaciones de Tenerife y La Gomera (BATISTA *et al.*, 2001), a lo que se suman los resultados del estudio demográfico de la *ssp. gomerae* que aportamos en el capítulo anterior.

Sorprendentemente, el mencionado estudio genético desvela que la población gomera –sobre la que cabría esperar un mayor impacto de la deriva genética debido a su escaso tamaño– presenta mayor variabilidad que la población tinerfeña, aconsejando, no obstante, el enriquecimiento de sus efectivos de cara a evitar riesgos de endogamia. Es importante reseñar que la distribución de *C. chinamadensis ssp. gomerae* en escasos núcleos poblacionales, la mayor parte de ellos muy cercanos entre sí, propicia que un solo impacto negativo afecte a la mayor parte de los efectivos. Disminuir esta probabilidad debe ser un objetivo fundamental para su conservación, por lo que sería recomendable incrementar el número de poblaciones hacia otros sectores del Parque Nacional de Garajonay, dentro de hábitats con condiciones ecológicas favorables para su establecimiento. De los resultados obtenidos del estudio de dinámica poblacional se desprende la necesidad de incrementar las probabilidades de supervivencia dentro de las distintas clases de tamaño, lo cual pasa principalmente por la preservación del hábitat, evitando la posible incidencia de factores de presión externos como los herbívoros introducidos. Igualmente, y con el fin de mejorar la estructura poblacional, las labores de reforzamiento de poblaciones deberían estar preferentemente asociadas a las clases de menor tamaño.

Las labores de restitución en el Parque Nacional de Garajonay comenzaron en el año 1995 con el reforzamiento de las poblaciones de los Roques y en gran medida se han venido mejorando en base a los mencionados estudios científicos. En el año 1998 se crea una nueva entidad local en el sector cacuminal insular, en Cherelepín, utilizando material obtenido *ex situ*, procedente del Roque de Agando. Dicha labor se prolongó a las otras tres localidades mencionadas en el apartado inicial (Lajugal Bajo, Roque de Las Lajas y Punta Ilala), de forma que aproximadamente la mitad de los efectivos

censados más recientemente constituyen material procedente de restituciones (543 ejemplares) (VELÁZQUEZ & FERNÁNDEZ, 2011).

Entre otras medidas de conservación realizadas en el Parque Nacional destaca el depósito de semillas en bancos de germoplasma, existiendo actualmente accesiones en el Banco de Germoplasma Vegetal-UPM “Cesar Gómez Campo” y en el Jardín Canario “Viera y Clavijo” en Las Palmas de Gran Canaria.



BORRIZA DE CUMBRE

(*Laphangium teydeum* Wildpret & Greuter)

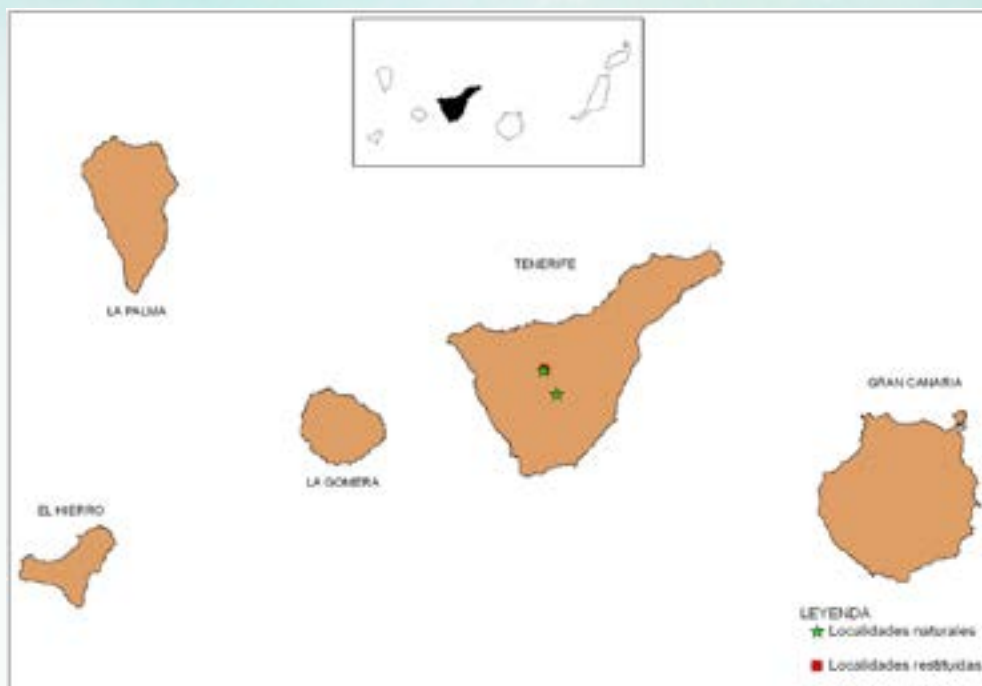




Distribución y tamaño de las poblaciones

La borriza de cumbre es un endemismo de Tenerife relegado a las Cañadas del Teide, donde muestra claras evidencias ecológicas por biotopos húmedos, rezumaderos y manantiales hidrotermales, en torno a fumarolas que todavía mantienen actividad en el complejo volcánico Teide-Pico Viejo, en el interior del Parque Nacional del Teide.

La especie se dio a conocer como *Gnaphalium teydeum* (KNAPP, 1976) a partir de ejemplares localizados en La Rambleta, a 3.540 m s.m. en las fisuras de una pequeña roca con actividad fumarólica. Posteriormente, se amplía su distribución a otra localidad del sector suroriental del Parque Nacional, próximo a la montaña Guajara, a 2.400 m s.m., conviviendo con otros elementos asimismo higrófitos, *Carex tumidicarpa* ssp. *cedercreutzii* y *Carex paniculada* ssp. *calderae*, (SOCORRO, 1985). También se conocen otras citas dudosas en Arenas Negras y Diego Hernández donde no se ha vuelto a encontrar.



Distribución de *Laphangium teydeum*

Los primeros censos directos de las poblaciones citan 117 y 68 ejemplares en las localidades de La Rambleta y Guajara respectivamente (BAÑARES *et al*, 2004), y datos posteriores recopilados por nosotros cifran para La Rambleta un total de 122 ejemplares en 2008, 202 en 2009, 154 en 2010 y 29 en 2011. Finalmente, en una visita realizada

en 2013 a la población de Guajara se advierte una reducción importante, contándose solamente veinte ejemplares, algunos de ellos en un nuevo y pequeño punto húmedo separado unos 40 metros del núcleo principal.

	Año					
	2003	2008	2009	2010	2011	2013
La Rambleta	117	122	202	154	29	--
Guajara	68	--	--	--		20

Efectivos de *Laphangium teydeum* en los últimos 10 años

Dinámica poblacional

El estudio se centra en la población más significativa de la especie localizada en La Rambleta, restringida a un pequeño roquedo donde se instaló una parcela de 5 x 3 m que abarcaba la práctica totalidad de los individuos. Esta parcela incluía inicialmente 106 ejemplares, que representaban aproximadamente el 85% de la población, la mayor parte de ellos localizados a escasos centímetros de pequeños puntos de emisión fumarólica; el 15% restante lo constituían ejemplares ubicados junto a un sendero bastante frecuentado, quedando obviado del muestreo por no querer llamar la atención de los transeúntes sobre la presencia de los mismos por el sistema de etiquetado.

Evolución del número de ejemplares en la parcela de muestreo durante los años de seguimiento

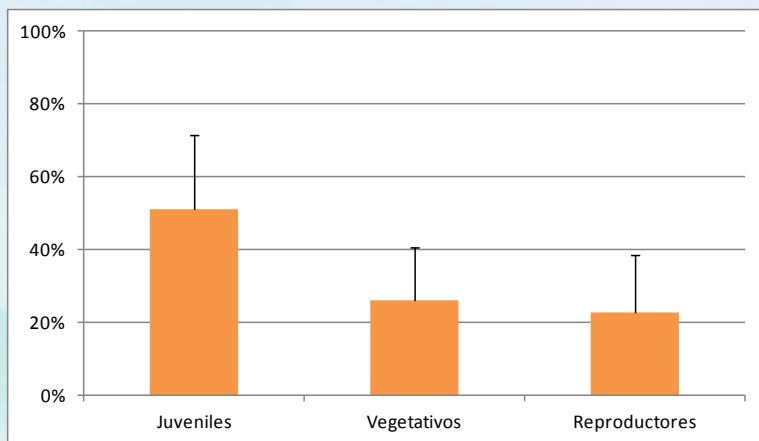
La Rambleta	2008	2009	2010	2011
	106	176	134	25

Estructura de clases

De cada ejemplar se midió su diámetro, asimilando éste al eje central de mayor tamaño tomado sobre la proyección teórica circular de la roseta basal del individuo. En lo que respecta a su fertilidad, para cada ejemplar reproductor se utilizó como unidad florífera los capítulos florales y como unidad fructífera los capítulos fructificados, observándose que no existe una clara correspondencia entre la floración/fructificación y el diámetro de los individuos. En todos los muestreos se observaron nuevos reclutamientos procedentes de germinación, sospechando que el taxón no tiende a formar un banco de semillas permanente, y que la práctica totalidad de las semillas germina tras su diseminación coincidiendo con las condiciones adecuadas de temperatura y humedad.

Dado que no ha sido posible establecer una relación lineal significativa entre el diámetro y la producción de capítulos, para el análisis demográfico se han utilizado las siguientes clases:

- Clase 1 (Juveniles): Individuos con menos de un año de vida, no florecidos.
- Clase 2 (Vegetativos): Individuos con más de un año de vida, no florecidos.
- Clase 3 (Reproductores): Individuos florecidos.



Estructura poblacional (media y desviación estándar)

Con los datos obtenidos de cada transición anual, se confeccionaron la matriz media y la matriz media de elasticidades expuestas a continuación, así como sus homólogas interanuales.

Matriz de transición media			
La Rambleta			
	Juveniles	Vegetativos	Reproductores
Juveniles	0	0	1,834
Vegetativos	0,161	0,067	0,068
Reproductores	0,045	0,181	0,278

Matriz de elasticidad media			
La Rambleta			
	Juveniles	Vegetativos	Reproductores
Juveniles	0	0	0,270
Vegetativos	0,148	0,021	0,021
Reproductores	0,122	0,168	0,249

Parámetros demográficos

Los valores de la tasa finita de crecimiento se exponen en la siguiente tabla:

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)				
La Rambleta	2008/09	2009/10	2010/11	Media
	0,675	0,943	0,153	0,603

Los datos de λ obtenidos muestran una clara tendencia al declive, tanto en los valores interanuales, como en la matriz media. Este hecho contrasta con el aparente incremento poblacional observado en algunas transiciones (2008-2009), aunque se explica por la alta mortalidad observada de vegetativos y reproductores, que no llega a ser compensada con los nuevos reclutamientos. Del análisis de la matriz media se obtiene que la esperanza de vida al nacer es de aproximadamente 3 años, lo cual concuerda con las observaciones de campo, mientras que los valores reproductivos más altos (66,5%) coinciden, como es lógico, con la fenofase reproductora. La estructura estable difiere significativamente de las estructuras poblacionales observadas los 3 primeros años, aunque es similar en el año 2011 (G-test, 2008=20,11; 2009=9,3; 2010=11,5; 2011=4,49. $P=0,05$), lo cual puede indicar la existencia de una importante variabilidad ambiental en el entorno.

El gráfico GLF obtenido para los tres muestreos denota una distribución hacia el centro del triángulo, lo cual suele ser propio de especies herbáceas plurianuales propias de ambientes no forestales, como es el caso del taxón estudiado. Así mismo se observa que durante el periodo de muestreo se produce un progresivo incremento de los valores de elasticidad para la fecundidad, en detrimento de los valores obtenidos para la supervivencia, con el consiguiente desplazamiento hacia la derecha del triángulo. De hecho, la especie parece tener su óptimo dentro de la región sombreada del triángulo desplazándose progresivamente hacia el borde, por lo que coincidiendo con SILVERTOWN & FRANCO (1993), las fuerzas que propician este desplazamiento pueden poner al taxón en riesgo de extinción.

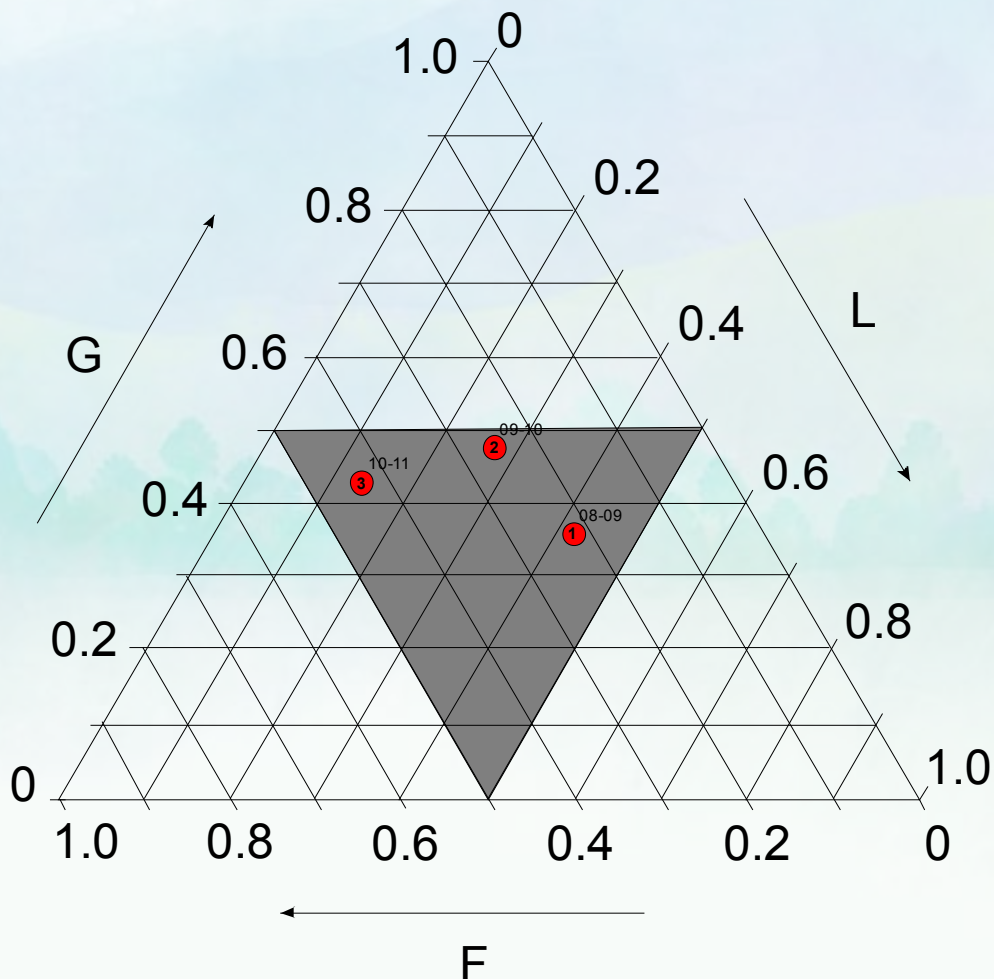
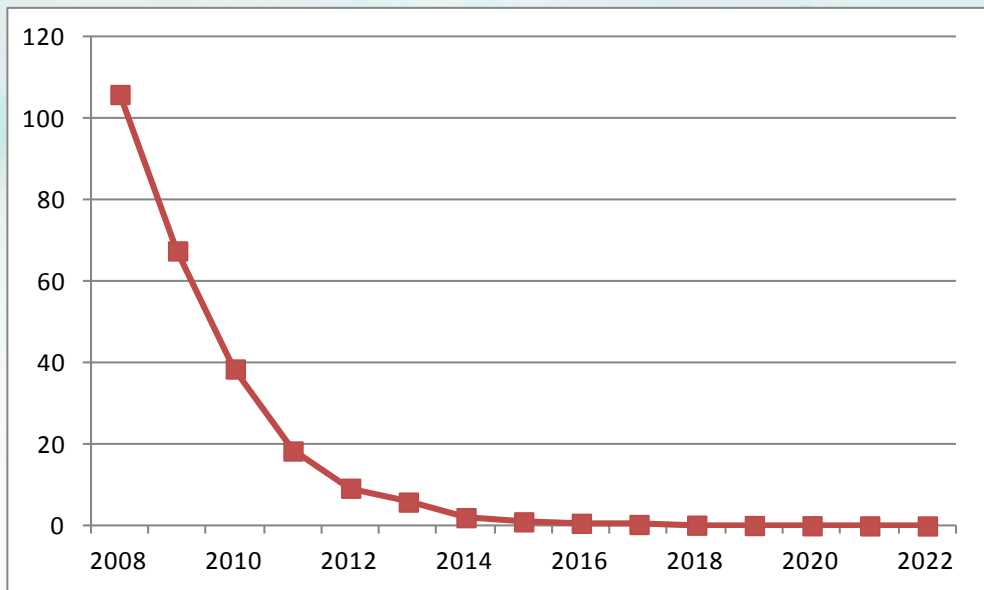


Diagrama triangular representando la posición de las tres matrices obtenidas entre 2008 y 2011, a partir de la contribución (suma de elasticidades) de fecundidad (F), crecimiento (G) y supervivencia (L) a la tasa de crecimiento poblacional. Las matrices se han numerado cronológicamente desde 1 (2008-2009) hasta 3 (2010-2011)

Conclusiones

La población aparenta una típica estructura en “j” invertida, que denota la abundancia de juveniles frente a reproductores. No obstante, aunque esta estructura tiende a mantenerse a lo largo de los años, se observa un claro declive generalizado propiciado por la merma de individuos en todas las fenofases. En cuanto a la elasticidad, los valores medios más elevados se corresponden con la estasis de los individuos reproductivos en su propia clase y con el reclutamiento de juveniles.

Como se ha comentado, los valores del declive obtenidos a partir de la tasa de crecimiento poblacional (λ) son muy importantes, con una reducción media superior al 50% anual, lo cual hace pronosticar una previsible extinción de la población en menos de 15 años. El análisis estocástico realizado confirma este hecho y revela una probabilidad de extinción del 99% en 15 años (Test de Montecarlo, 1.000 repeticiones). Esta situación se debe al incremento en la mortalidad observado en los últimos años y con el descenso del reclutamiento. Todo ello aparenta estar relacionado con un descenso de la humedad en el entorno, que puede deberse bien a la disminución observada de las precipitaciones en forma de nieve, o bien a un aumento de la fracción seca en los gases emitidos por las fumarolas (N. Pérez, *com. pers.*), con lo cual la humectación del terreno disminuye.



Previsible evolución numérica de los efectivos de *L. teydeum* en La Rambleta

Al igual que se proyectó hacia el futuro para conocer las tendencias poblacionales, proyectamos el modelo matricial hacia el pasado con el objeto de realizar análisis retrospectivos sobre los cuales hacer aproximaciones a la historia reciente del taxón. Estos análisis, que por tanto asumen una constancia de las condiciones ambientales, revelan que con las tasas de crecimiento observadas, la presencia actual de la especie en el lugar sólo se justificaría con la existencia de decenas de miles de ejemplares a principios de los años 90. Pero esta condición no se corresponde con las observaciones de campo realizadas por esas fechas, las cuales señalaban una distribución muy local y siempre sujeta a cierta rareza. Por tanto, para explicar esta discordancia entre las predicciones retrospectivas y las observaciones *in situ* hay que pensar que a principios de los 90 existían unas condiciones ambientales totalmente distintas a las del periodo

de muestreo (mucho más desfavorables), bien por una mayor frecuencia y duración del periodo nival, o bien por una mayor cantidad de vapor de agua en las emisiones fumarólicas. Bajo estas condiciones distintas a las actuales los valores de la tasa de crecimiento se ubicarían mucho más próximos a la unidad al ser más acentuado el proceso de supervivencia, y por tanto se garantizaría la persistencia de la población hasta la actualidad con un menor número de ejemplares.

Estado de conservación y actuaciones

	ESTATUS PROTECCIÓN		ESTATUS CONSERVACIÓN			
	LESRPE ¹	CCEP ²	LISTA ROJA ESPAÑA 2008	LISTA ROJA EUROPEA UICN 2011	CONVENIO BERNA	DIRECTIVA HÁBITATS
<i>Laphangium teydeum</i>	-	IEC ³	E	-	-	-

(1) Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, 2011. (2) Catálogo Canario de Especies Protegidas, 2010. (3) Interés para los Ecosistemas Canarios.

La aplicación de los resultados obtenidos con los estudios de viabilidad poblacional realizados sobre la especie en la población de La Rambleta, permite valorar el grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 (vers. 3.1) en función de los criterios A3b y E, ofreciendo los siguientes resultados.

La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 99% por lo que el criterio A3b le confiere la categoría “En Peligro Crítico”. La probabilidad de extinción estimada para el intervalo de 10 años es del 93%, y del 100% para los intervalos de 20 y 100 años, por lo que el criterio E le confiere la categoría “En Peligro Crítico”.

La Rambleta				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	99%		
E	Probabilidad de extinción	93%	100%	100%

Sólo rasgos fundamentalmente biométricos separan a este taxón del asimismo nativo y ampliamente distribuido *Gnaphalium luteo-album*, ambos recientemente afiliados taxonómicamente en el género *Laphangium* (GREUTER, 2003). Dada la escasez de este endemismo local y ante la duda de su validez taxonómica, la administración del Parque Nacional del Teide promovió su estudio genético de cara a la urgente necesidad de su conservación. El estudio, realizado por GONZÁLEZ *et al.* (2008), desveló para *L. teydeum* una variabilidad genética inferior a la de *L. luteo-album*, pero asimismo unos niveles de diferenciación que soportaban su rango específico. Los resultados obtenidos también citan que aunque las dos poblaciones de *L. teydeum* exhiben ciertos niveles de flujo genético, existen diferencias que sugieren un manejo riguroso en la recolecta de semillas, de cara a garantizar la variabilidad genética de las restituciones. Por ello, hasta la fecha actual, la especie ha sido propagada *ex situ*, habiéndose obtenido ejemplares con suma facilidad dada las condiciones de humedad en el ambiente de vivero establecido en el Parque Nacional, particularmente idóneas para la especie. Con los ejemplares obtenidos se realizó en 2012 un reforzamiento de 200 ejemplares en la localidad de La Rambleta, con material proveniente de la misma población.

De los resultados obtenidos del estudio de la dinámica poblacional se desprende que incrementar la supervivencia de los ejemplares reproductores o el reclutamiento de juveniles (etapas con mayor elasticidad) es difícil de acometer sin introducir una gestión del medio continuada y de carácter antrópico, por ejemplo a través de riegos periódicos. De esta manera, siempre y cuando los factores ambientales mantengan la tendencia observada durante el muestreo, este tipo de actuaciones relegaría al taxón a un claro régimen de dependencia. Por tanto, es necesario buscar otras medidas de conservación que permitan la supervivencia de la especie sin la necesidad de la injerencia continuada del ser humano. En este sentido trasladar la especie hacia otros sectores de la cumbre insular, donde se observen las condiciones de humedad del sustrato adecuadas (proximidades de nacientes y rezumaderos) puede ser la actuación más indicada, máxime cuando ya se ha constatado la presencia del taxón en ambientes de este tipo fuera del entorno de La Rambleta (población de Guajara). No obstante, este tipo de actividades debería realizarse con el debido asesoramiento genético con el fin de evitar fenómenos de depresión exogámica.



SAÚCO CANARIO

*(Sambucus nigra L. ssp. palmensis
(Link) R. Bolli)*

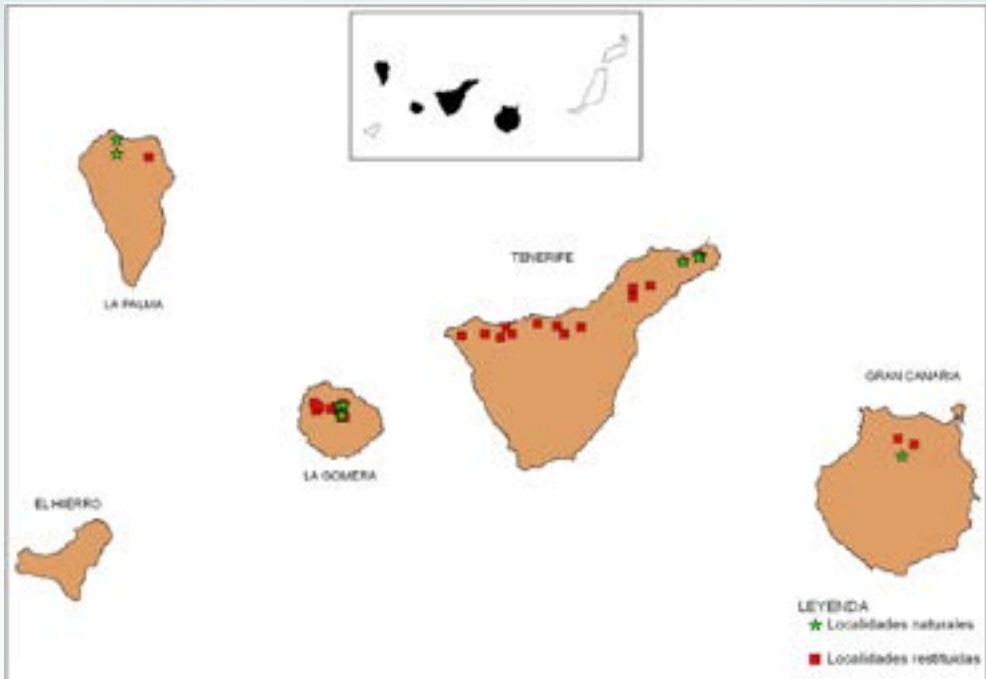




Distribución y tamaño de las poblaciones

El saúco canario es un endemismo de las islas Canarias presente en Tenerife, La Gomera, La Palma y Gran Canaria. Sus escasos efectivos naturales se emplazan entre los 500 y los 1.000 m en los sectores más umbríos y bien conservados del monteverde, sobre todo en vaguadas y cauces muy húmedos, comportándose también como especie rupícola en taludes rocosos que afloran en el bosque. Pero por otro lado, el saúco canario puede observarse en sectores marginales medianamente antropizados o incluso en enclaves profundamente alterados y proximidades de huertas de cultivo, producto de plantaciones con fines ornamentales o medicinales. De hecho, la especie es conocida tradicionalmente y existen numerosos topónimos en alusión a su presencia.

Globalmente, los datos disponibles sobre el tamaño de las poblaciones de *S. nigra* ssp. *palmensis* en Canarias son muy confusos, pues a la existencia de poblaciones naturales y plantaciones domésticas se suma una intensa labor de restituciones encaminadas a la recuperación del taxón, especialmente en la isla de La Gomera, algo que en ocasiones los autores no han discriminado a la hora de realizar los censos.



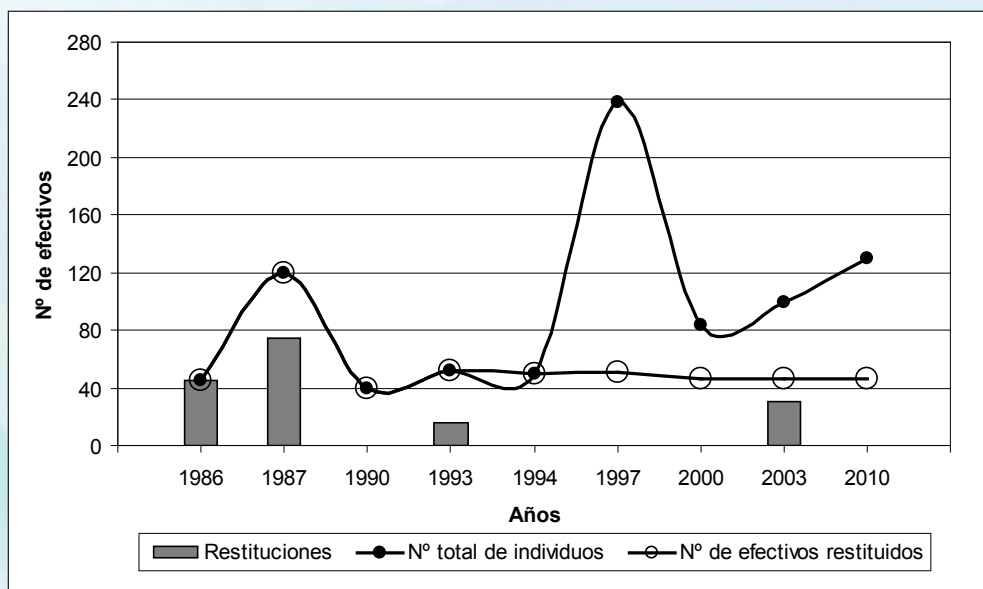
Distribución de *Sambucus nigra* ssp. *palmensis*

Tomando como referencia los censos más representativos [BELTRÁN *et al.* (1999), GARCÍA *et al.* (2000), DELGADO & MESA (2007), VELÁZQUEZ & FERNÁNDEZ (2011), TRAGSATEC (2012)], aportamos en las tablas la distribución de sus efectivos

a lo largo de los últimos 13 años, así como el número de localidades naturales y de restitución. Los datos más actualizados cifran un total de 1.387 individuos, de los que sólo 62 (4,4 %) constituyen ejemplares naturales distribuidos en 11 localidades o enclaves muy puntuales: Tenerife (148, 37 naturales), La Palma (123, 2 naturales), Gran Canaria (5, 2 naturales) y La Gomera (1.111, 21 naturales)

Para la isla de Tenerife, los datos son poco precisos en cuanto al número de ejemplares, naturalidad de los mismos y nominación de los topónimos. La mayor parte constituyen ejemplares cultivados o subespontáneos en zonas agrícolas de las medianías del norte de la Isla, así como en jardines, en los municipios de Los Realejos, La Orotava, Tacoronte, Garachico, Buenavista del Norte, Icod de los Vinos, La Guancha, El Rosario, La Laguna y Los Silos. El censo aportado por BAÑARES *et al.* (2004) arroja un total de 69 plantas, de las que 39 constituyen efectivos naturales en la vertiente norte del macizo de Anaga, El Pijaral (23 ejemplares), Chinobre (14) y Llano de las Vacas (Vueltas de Taganana)(2). Posteriormente DELGADO & MESA (2007) citan un total de 141 ejemplares para la isla, de ellos un total de 37 naturales en el macizo de Anaga y finalmente, TRAGSATEC (2012) cifra 148 ejemplares para la isla.

En La Gomera, la especie se halla representada por numerosos ejemplares cultivados en la vertiente norte insular. En estado silvestre se conocen 21 ejemplares en seis localidades del ámbito potencial del monte verde, Ancón de Candelaria (1), Cañada del Pelu (1), Ancón de Liria (16), Poyata de los Sabucos (1), La Laguneta (1) y Cabezo de Liria (1) (VELÁZQUEZ & FERNÁNDEZ, 2011). Las restituciones encaminadas a la recuperación de la especie, realizadas en esta isla por la administración del Parque Nacional de Garajonay comienzan en 1984, habiéndose promovido el reforzamiento de poblaciones naturales con escasos efectivos (Ancón de Candelaria y Cañada del Pelu) así como implantaciones en su hábitat potencial, en un total de 18 localidades dentro de los límites del espacio protegido. Fruto de esta actividad, en 1990 se habían reintroducido 370 ejemplares de los que progresaron en torno al 50%, contabilizándose en 1997 un total de 179 individuos establecidos favorablemente (35% reproductores) a la vez que experimentaron reclutamiento en cuatro localidades, albergando una de ellas (Meseta de Vallehermoso) un total de 238 descendientes a partir de germinaciones producidas desde 1995 (BAÑARES, 1990; BAÑARES *et al.*, 2001).



Evolución de la restitución de *Sambucus nigra* ssp. *palmensis* en Meseta de Vallehermoso (Parque Nacional de Garajonay)

Tras estas labores pioneras, las actividades de restitución se han prolongado hasta la actualidad, habiéndose citado en el documento más reciente un total de 1.111 ejemplares (VELÁZQUEZ & FERNÁNDEZ, 2011).

Para la isla de La Palma, a juzgar por las citas existentes no podemos afirmar su carácter nativo, pues tanto las referencias tradicionales (P.B. Webb y S. Berthelot, L. Ceballos y F. Ortuño, A. Santos) como censos actuales (DELGADO & MESA, 2007; TRAGSATEC, 2012) no apuntan este aspecto con claridad. Como indicábamos para la isla de Tenerife los topónimos usados resultan muy confusos a la vez que se han producido diversas extinciones locales, algunas confirmadas recientemente. Los datos más actuales cifran un total de 123 ejemplares (posiblemente 2 naturales) distribuidos en varias localidades del norte de la isla, siendo la más notoria en la Reserva MAB El Canal y Los Tiles, en el municipio de Los Sauces. También en La Palma se han llevado a cabo actividades encaminadas a su recuperación, ya que la especie ha estado promovida en un proyecto Life destinado a su conservación, junto a otras especies del monte verde canario (GARCÍA *et al.*, 2000)

En la isla de Gran Canaria, solo se conocen 2 ejemplares posiblemente naturales en Barranquillo del Saugo (Valsendero), reducido areal relictico del monte verde insular. La acusada degradación de esta formación forestal y la consiguiente reducción de su hábitat potencial pudiera ser la razón de su rareza. Al parecer no ha existido tradición por su cultivo como en las islas occidentales y algunas plantaciones promovidas para

su recuperación (GARCÍA *et al.*, 2000) han resultado poco exitosas, contabilizándose en la actualidad tan solo 5 ejemplares (TRAGSATEC, 2012).

Año	POBLACIÓN			
	La Gomera	Tenerife	La Palma	Gran Canaria
1999	207	21		
2000		173	110	26
2007	421	141 (37*)	63	6
2012	1.111 (21*)	148	123 (2*?)	5 (2*?)

Tamaños poblacionales de *S. nigra ssp. palmensis* (años 1999-2012) (incluye individuos adultos y juveniles, naturales* y restituidos)

Isla	Localidades naturales	Individuos naturales	Localidades de restitución	Individuos plantados y descendientes
La Gomera	6	21	18	1.090
Tenerife	3	37	9	111
La Palma	1	2	2	121
Gran Canaria	1	2	2	3
Total individuos		62		1.325
		1.387		

Localidades y efectivos naturales y restituidos de *Sambucus nigra ssp. palmensis*

Dinámica poblacional

Con los datos previos existentes a principios de los años 90, se tenía relativamente claro que los factores que limitaban la supervivencia de la especie estaban relacionados con el reclutamiento de nuevos individuos, bien asimilables a la etapa de germinación o bien a la supervivencia del germinado. De hecho, sólo en muy contadas ocasiones se había obtenido descendencia en vivero, y nunca habían sido observadas plántulas en las distintas poblaciones del taxón. No obstante, a mediados de los 90 se comienzan a ver abundantes germinaciones en algunas de las restituciones realizadas en el Parque Nacional de Garajonay, por lo que se planteó la ocasión para comenzar un exhaustivo seguimiento de la fase juvenil a lo largo de años sucesivos. La localidad objeto de muestreo se ubicó en Meseta de Vallehermoso, donde se observaron las mayores cantidades de plántulas, siempre próximas a ejemplares arbóreos de saúco allí existentes, fruto de restituciones realizadas en años precedentes.

El ámbito de muestreo se localizó en el seno de una masa forestal bien conservada de monte verde húmedo, bajo un dosel arbóreo denso y con suelos húmicos de gran potencia. Coincidiendo con un sector de aproximadamente 200 m², en diciembre de 1995 se etiquetó todo el germinado existente. Las visitas se repitieron en años

siguientes, contabilizando y etiquetando los individuos pertenecientes a las sucesivas cohortes y comprobando la supervivencia de los mismos, así como las tasas de crecimiento observadas.

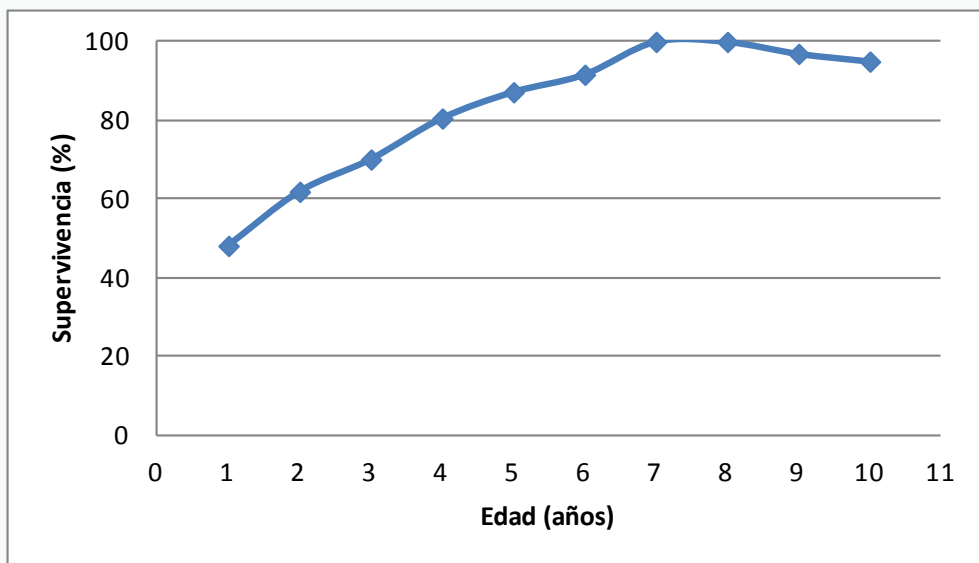
Evolución del número de ejemplares juveniles en la Meseta de Vallehermoso

Meseta de Vallehermoso	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Cohorte 1*	16	12	12	10	9	9	9	9	9	9	7
Cohorte 2*	18	18	18	16	12	11	11	11	11	10	9
Cohorte 3		24	12	8	6	5	4	3	3	3	3
Cohorte 4					32	0	0	0	0	0	0
Cohorte 5								55	25	12	2
Cohorte 6									11	5	1
TOTAL	34	54	42	34	59	25	24	78	59	39	32

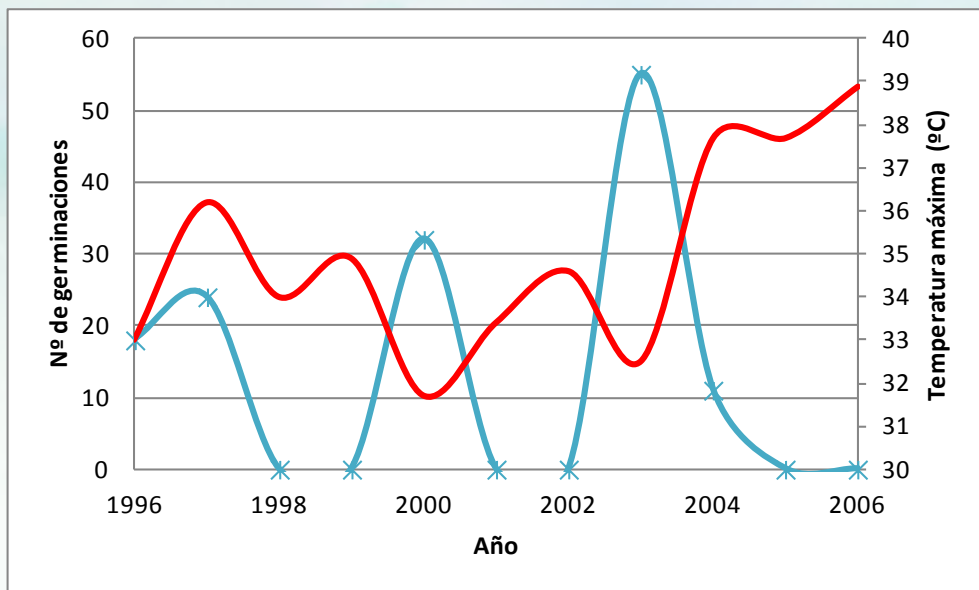
*Las plántulas de las cohortes 1 y 2 se etiquetaron el mismo año. Se diferenciaron ambas cohortes en función de la presencia (cohorte 2) o ausencia (cohorte 1) de cotiledones o sus restos. También se utilizó como parámetro definitorio si el tallo estaba ligeramente lignificado en su base (cohorte 1) o no (cohorte 2).

Análisis

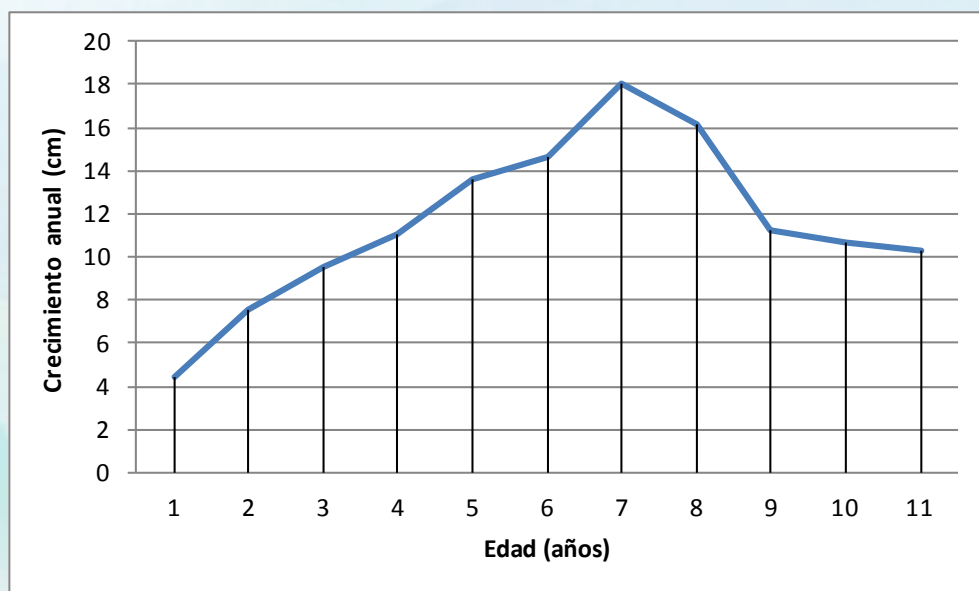
Uno de los aspectos analizados fue la supervivencia de las plántulas según la edad. En el gráfico adjunto se observa cómo en los primeros años la supervivencia puede ser relativamente baja (próxima al 50%), aunque ésta se incrementa alcanzando el 100 al séptimo año de vida. De esta forma, y hasta el décimo año de vida se puede asumir para las plántulas del taxón una probabilidad acumulada de supervivencia del 12%.



Otro aspecto que llama la atención es la existencia de años con ausencia de germinaciones (como sucedió en 1998, 1999, 2001 y 2002), al mismo tiempo que se observan varios pulsos de germinación a lo largo del periodo de estudio (años 1997, 2000 y 2003). Esta situación posiblemente tenga relación con determinadas variables de carácter climático. De esta forma, y aunque se deben realizar análisis mucho más profundos para determinar la existencia de este tipo de relaciones, *a priori* puede observarse una cierta coincidencia con el régimen térmico. En el gráfico adjunto se observa cómo los pulsos de germinación en azul tienden a coincidir con los años en que la media de las temperaturas máximas absolutas adquiere menores valores, y las ausencias de germinación con valores altos.



El segundo parámetro estudiado fue el crecimiento de los ejemplares. Como se observa en el gráfico siguiente el crecimiento de los individuos se hace más rápido conforme se incrementa la edad, alcanzando el máximo al séptimo año de vida, cuando los ejemplares crecen una media de 18 cm al año. A partir de ese momento el aumento en tamaño tiende a ralentizarse.



Conclusiones

Por lo que se observa en la población muestreada, las plántulas de *Sambucus nigra* ssp. *palmensis* son relativamente débiles en los primeros años de vida, sucumbiendo más del 75% de ellas antes de alcanzar el séptimo año. La mortalidad observada puede deberse sobre todo a la sequía estival, ya que a medida que los supervivientes van desarrollando su sistema radicular se incrementa la probabilidad de alcanzar capas más profundas del suelo con mayor cantidad de recursos hídricos.

Parece existir relación entre el éxito germinativo y el régimen térmico imperante. De hecho, y aunque sería necesario análisis más profundos y experimentación al respecto, los años con mayores temperaturas máximas absolutas (generalmente estivales) suelen coincidir con ausencia de germinación (generalmente otoñal). Estos datos parecen coincidir con las referencias existentes para *Sambucus nigra* ssp. *nigra*, que citan un mayor éxito germinativo tras un estratificado en frío.

Es llamativo que las máximas tasas de supervivencia se observan coincidentes con el periodo de máximo crecimiento, más o menos sobre los 7 años de vida. Este rápido crecimiento inicial pudiera estar relacionado con ciertas apetencias heliófilas, de tal forma que las plántulas se desarrollan cada vez con mayor rapidez para alcanzar la mayor altura posible y poder competir con otras especies del sotobosque por los escasos recursos lumínicos existentes bajo la fronda forestal. De esta forma, y aunque la sombra puede favorecer inicialmente la germinación y el establecimiento en sus primeros años como consecuencia de una menor pérdida de agua en el suelo y unas

tasas más bajas de transpiración, a partir de cierta edad (sobre los 7 años) la especie demanda de ambientes más abiertos y soleados. Esta situación se asocia con especies ligadas a claros esporádicos en la masa forestal (treefall gap) motivados generalmente por la caída de árboles de gran tamaño (BROKAW, 1982).

Con todo ello, estaríamos ante un taxón escaso por su propia autoecología, limitado a claros en el bosque en sectores relativamente húmedos. No obstante, en épocas pasadas con un mayor régimen pluviométrico, y posiblemente temperaturas más bajas, pudo tener una valencia ecológica más amplia, formando poblaciones de mayor entidad. De hecho, los estudios realizados en sedimentos de La Laguna (Tenerife), en pleno ambiente potencial del monteverde revelan que entre 400 BP y 2.000 BP, el taxón tuvo un protagonismo similar al que tienen otras especies actualmente frecuentes del monteverde (DE NASCIMENTO *et al*, 2009).

Estado de conservación y actuaciones

	ESTATUS PROTECCIÓN		ESTATUS CONSERVACIÓN			
	LESRPE ¹	CCEP ²	LISTA ROJA ESPAÑA 2008	LISTA ROJA EUROPEA UICN 2011	CONVENIO BERNA	DIRECTIVA HÁBITATS
<i>Sambucus nigra ssp. palmensis</i>	E*	V ³	CR	E	Anexo I	Anexo II (prioritaria)

(1) Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, 2011 [* Catálogo Español de Especies Amenazadas]. (2) Catálogo Canario de Especies Protegidas, 2010. (3) Categoría supletoria en caso de reducción de categoría en Catálogo Español de Especies Amenazadas.

El saúco canario ha ido en los últimos años en regresión como lo demuestran diversas citas de su existencia en las Islas y el conocimiento que se tiene de ellas por los campesinos. Su emplazamiento en los sectores más frágiles y vulnerables del monteverde canario así como su baja capacidad reproductiva no ha propiciado el mantenimiento de poblaciones estables. Diversas aves contribuyen a su dispersión pero solo en raras ocasiones se ha podido confirmar el establecimiento de plantas bajo posaderos de las mismas. Posibles problemas de autoincompatibilidad reproductiva, baja diversidad genética así como otros factores inherentes a la intervención humana pudieran constituir las razones de su acusada rareza.

Dada la precariedad de sus poblaciones, una de las primeras conclusiones que podría extraerse de cara a su conservación es la necesidad de reforzamiento de las mismas.

No obstante, esto debe realizarse con prudencia ya que en muchos casos el hábitat disponible para la especie se encuentra colapsado por el dominio de la masa forestal que limita la entrada de luz. En estos casos, dichos reforzamientos deberían realizarse con pocos individuos distribuidos de forma dispersa buscando la probabilidad de que en el futuro se produzcan claros en el bosque que permitan su asentamiento definitivo. No obstante, y a la vista de los resultados, parece también necesario identificar lugares adecuados en el borde de la masa forestal con suficiente luz y humedad donde realizar introducciones con un mayor número de individuos, que propicien a medio plazo el asentamiento de poblaciones viables. Por otra parte, y en cuanto a las estrategias de plantación, parece recomendable evitar el uso de ejemplares con menos de tres años ya que las probabilidades de supervivencia de los mismos son bastante bajas.

Los estudios genéticos realizados con la especie, tras haberse muestreado material de las diferentes islas donde se encuentra, han dado resultados dispares, pues mientras WERNER & ROS (2004) identifican niveles muy bajos de variabilidad entre y dentro de las poblaciones, SOSA *et al.* (2010) defienden niveles de variabilidad genética considerablemente altos, presencia de alelos específicos por islas y en definitiva, diferencias genéticas significativas entre las poblaciones ubicadas en diferentes islas. Sugieren por tanto estos autores la necesidad de conservar la mayor cantidad de las poblaciones pequeñas y priorizar los esfuerzos en incrementarlas para evitar la pérdida de la variabilidad genética de la especie.

A pesar de su rareza, el saúco canario no cuenta aún con un plan de recuperación, pero sí que ha estado promovida en iniciativas diversas de cara a su conservación por parte del Gobierno de Canarias, habiendo estado beneficiada por dos proyectos con fondos europeos (LIFE y Feder), dada su condición de especie prioritaria en la Directiva Hábitats.

Pero sin duda la labor pionera y más prolongada en su conservación ha residido en La Gomera, donde la administración del Parque Nacional de Garajonay la ha promovido en programas de recuperación desde hace casi una treintena de años. Diversos documentos ilustran un sinnúmero de iniciativas encaminadas a incrementar su conocimiento y garantizar su conservación (CARQUÉ *et al.*, 2003; VELÁZQUEZ & FERNÁNDEZ, 2011), y, actualmente, gran parte de las actuaciones que se realizan en dicha isla han estado precedidas por estudios científicos promovidos por la administración del Parque Nacional.

En general, las actuaciones de recuperación de la especie han sido realizadas mediante el manejo por separado de las poblaciones de cada isla, el reforzamiento de los pequeños núcleos poblacionales y la creación de nuevas entidades locales en el hábitat potencial de la especie. La recolección de material reproductivo se ha llevado a cabo con un control exhaustivo a nivel individual y la multiplicación en vivero se ha visto facilitada por su capacidad de propagación vegetativa (BAÑARES, 1992), tanto por esquejes como por acodos, siendo menos exitosa la siembra de semillas. En el Parque

Nacional de Garajonay, dada la prolongada labor de conservación de la especie y el número de efectivos alcanzados, sus objetivos se centran actualmente en el seguimiento de las poblaciones, mejora del hábitat, aclareo de especies competidoras, protección local de ejemplares a la vez que tratar de aumentar el número de genetas en los reforzamientos y traslocaciones realizadas, siguiendo una estrategia de maximización de la variabilidad genética. Asimismo, en aquellos años en los que la proliferación de plántulas en el medio natural ha sido considerable, se ha optado por su traslocación y mantenimiento en lugares próximos a la localidad de recolección. Finalmente, destacar que parte de las recolectas de semillas son enviadas a bancos de germoplasma donde se han almacenado accesiones procedentes de gran parte de las poblaciones insulares (UPM “Cesar Gómez Campo” y Jardín Canario “Viera y Clavijo”).



CANUTILLO DEL TEIDE

(Silene nocteolens Webb & Berth.)

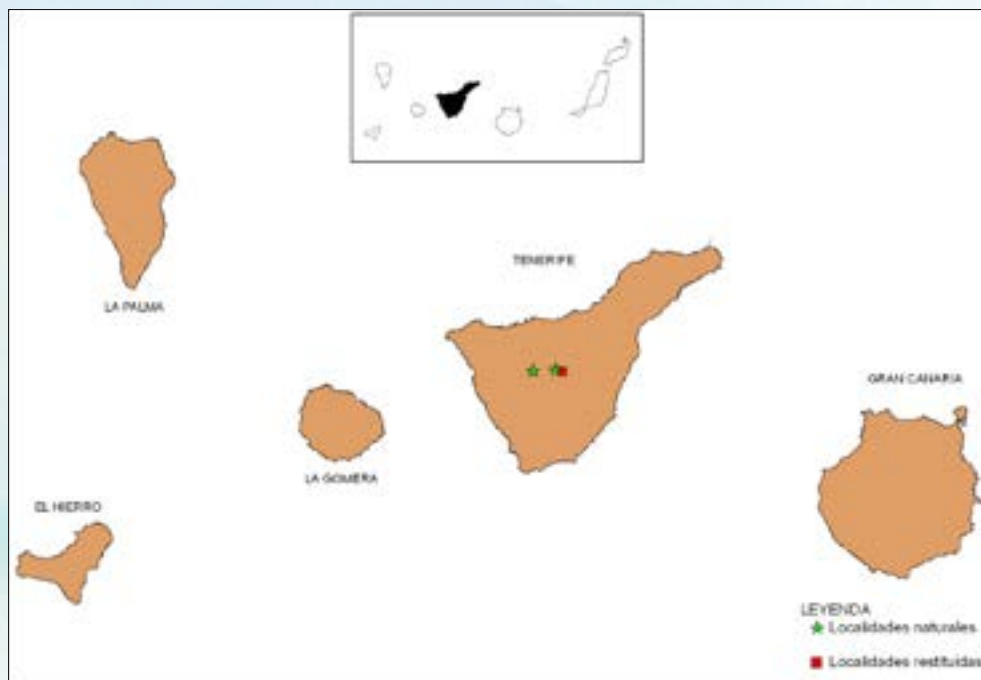




Distribución y tamaño de las poblaciones

El canutillo del Teide es un endemismo restringido a las cumbres centrales de Tenerife, en el interior del Parque Nacional del Teide, entre los 2.000 y 3.200 m. Su distribución responde a un claro patrón de disyunción entre dos localidades separadas por el estratovolcán Teide-Pico Viejo: Montaña Blanca y Pico Viejo, donde se instala sobre suelos de pendiente escasa o moderada, que normalmente albergan una capa superficial de piroclastos pumíticos. La localidad clásica corresponde a Montaña Blanca, donde sus efectivos se presentan en dos núcleos principales, entre los que se intercalan ejemplares dispersos, a veces bastante aislados. Por el contrario, en el volcán de Pico Viejo, la mayor parte de los efectivos están concentrados en el interior de su gran cráter, localizándose en el exterior pequeñas colonias y ejemplares dispersos. La especie ha sido citada por muchos autores para estos dos emplazamientos, pero también existen numerosas referencias aportadas por autores clásicos como Oscar Burchard, Eric Sventenius y otros más recientes, en localidades idóneas para la especie donde no ha vuelto a encontrarse, posiblemente por tratarse de emplazamientos poco significativos y fugaces -como recientemente hemos podido contemplar- o bien debido a la acción herbívora, ya sea por el intenso pastoreo que caracterizaba las cañadas del Teide antes de la declaración del Parque Nacional como por la acción de conejos y muflones (*Ovis ammon musimon*), introducido éste en 1974. No obstante, algunas citas deben ser tomadas con reserva, pudiendo responder a confusiones con otras especies del género (*S. berthelotiana*, *S. nutans*, etc.) (BAÑARES *et al.*, 2004; CARQUÉ & MARRERO, 2008), dándose asimismo el caso de citas de la especie en las cumbres de Gran Canaria, para donde BRAMWELL (1995) la segrega como *Silene tamaranae*.

El primer censo directo de *Silene nocteolens* cita un total de 756 ejemplares adultos distribuidos en una cuadrícula de 1 km² en la localidad de Montaña Blanca y 60 en dos cuadrículas de Pico Viejo (excluyéndose el interior del cráter) (BAÑARES *et al.*, 2004), siendo estas cifras muy semejantes a un censo preliminar realizado dos años antes (MARRERO *et al.*, 2002). En el año 2006, el personal del Parque Nacional del Teide lleva a cabo un censo de las dos poblaciones, cuyo resultado fue de 786 ejemplares para Montaña Blanca y 502 en Pico Viejo y finalmente, CARQUÉ & MARRERO (2008), tras un censo más exhaustivo, citan un total de 2.629 ejemplares, correspondiendo 876 (47% adultos reproductores, 12% adultos vegetativos y 41% juveniles) a Montaña Blanca y 1.753 (88% adultos y 12% juveniles) a Pico Viejo.



Distribución de *Silene nocteolens*

Año	Montaña Blanca	Pico Viejo
2002	796	50
2004	756	60
2006	786	502
2008	516	1.542

Efectivos adultos de *Silene nocteolens*

Dinámica poblacional

El análisis de la dinámica poblacional de *Silene nocteolens* se ha realizado en la población de Montaña Blanca. Se trata de una pequeña vaguada ubicada a los pies del edificio volcánico Teide-Pico Viejo, orientada siguiendo un eje NW-SE. En este pequeño espacio el sustrato está compuesto por piroclastos de granulometría variable y naturaleza sálica, bajo los cuales se observa un suelo relativamente potente francoarcilloso o arenoso de 60 a 150 cm de profundidad. La mayor parte de los ejemplares de la especie se desarrollan de forma dispersa en una superficie próxima

a 1 ha, aunque algunos individuos progresan aisladamente por los sectores limítrofes abarcando una superficie total de la población de 15 ha. Dada la dispersión de los ejemplares en la zona se instalaron inicialmente 6 parcelas de 1 m², que incluían una muestra representativa de la población y de todas las fenofases presentes, alcanzando el conjunto muestreado aproximadamente el 10 % del total de individuos en el lugar. Posteriormente, y dada la rapidez con la que evolucionaba la población, en 2002 se incorporaron al muestreo 3 parcelas adicionales de similares dimensiones, que incluían en su conjunto 38 nuevos individuos representativos de las distintas fenofases.

Evolución del número de ejemplares en la parcela de muestreo durante los años de seguimiento

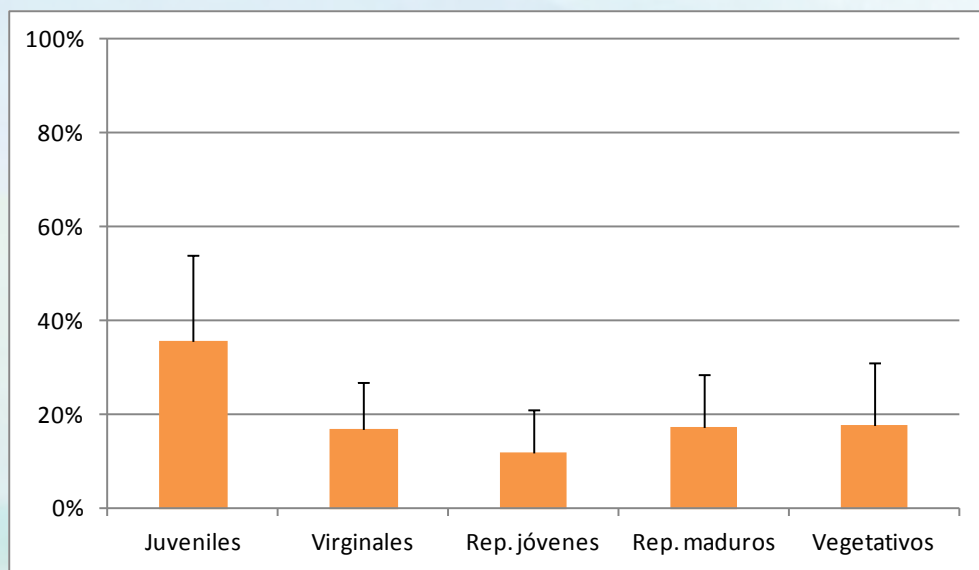
Montaña Blanca	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
	72	69	45	25	55*	51	47	37	39	21

*El incremento de individuos en 2002 se debe a la incorporación de 3 nuevas parcelas al muestreo con 38 ejemplares

Estructura de clases

Cada ejemplar fue objeto de medición de sus principales parámetros biométricos: diámetro (se asimila este al eje central de mayor tamaño tomado sobre la proyección teórica circular de la cobertura del ejemplar), altura (sin contar la inflorescencia), número de rosetas y número de frutos. La fertilidad de cada ejemplar reproductor se valoró en función del número de cápsulas maduras, observándose que aquellos ejemplares reproductores con mayor número de rosetas presentaban una mayor producción de frutos, al portar un mayor número de inflorescencias (generalmente una inflorescencia por cada roseta). Por ello, la fenofase reproductora se segregó en dos clases en función del número de rosetas. Con todo ello, para el análisis demográfico se han utilizado las siguientes clases:

- Clase 1 (Juveniles): Individuos no ramificados (con una sola roseta), no florecidos y que tampoco lo han hecho en años precedentes.
- Clase 2 (Virginales): Individuos ramificados (con más de una roseta), no florecidos y que tampoco lo han hecho en años precedentes.
- Clase 3 (Reproductores jóvenes): Individuos florecidos, típicamente con menos de 3 rosetas.
- Clase 4 (Reproductores maduros): Individuos florecidos, típicamente con más de 3 rosetas.
- Clase 5 (vegetativos): Individuos no florecidos, pero que si lo han hecho en años anteriores.



Estructura poblacional (media y desviación estándar)

Con los datos obtenidos, de los diez años de muestreo se confeccionaron 9 matrices de transición anual, a partir de las cuales se construyó la matriz media y la matriz media de elasticidades expuestas a continuación.

Matriz de transición media					
Montaña Blanca					
	Juveniles	Virginales	Rep. jóvenes	Rep. maduros	Vegetativos
Juveniles	0,449	0,019	0,146	1,082	0
Virginales	0,109	0,456	0	0	0
Rep. jóvenes	0,017	0,223	0,268	0,065	0,067
Rep. Maduros	0	0,010	0,241	0,546	0,097
Vegetativos	0	0	0,319	0,305	0,385

Matriz de elasticidad media					
Montaña Blanca					
	Juveniles	Virginales	Rep. jóvenes	Rep. maduros	Vegetativos
Juveniles	0,091	0,001	0,007	0,071	0
Virginales	0,063	0,075	0	0	0
Rep. jóvenes	0,016	0,058	0,054	0,019	0,023
Rep. maduros	0	0,004	0,077	0,250	0,052
Vegetativos	0	0	0,032	0,043	0,064

Parámetros demográficos

El análisis de las 9 matrices interanuales y de la matriz media revela los siguientes valores para la tasa finita de crecimiento:

Tasa finita de crecimiento de la población (λ)										
Montaña Blanca	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	05/06	06/07	Media
	1,205	0,796	0,600	0,600	1,004	0,978	0,892	0,979	0,648	0,837

Los datos de λ obtenidos muestran una clara tendencia al declive, tanto en los valores interanuales (sólo dos transiciones con $\lambda > 1$), como en la matriz media, lo cual coincide claramente con las observaciones de campo. El análisis determinístico de la matriz media revela una esperanza de vida al nacer de aproximadamente 7 años, debido sobre todo a la alta mortalidad que llega a observarse, fundamentalmente en las fases juveniles. No obstante, tal y como revelan los valores teóricos medios obtenidos para la edad media de los parentales, en condiciones óptimas (matrices interanuales con $\lambda > 1$ o próximo a este valor) la esperanza de vida puede superar los 40 años. En cuanto a los valores reproductivos más altos, coinciden con las fenofases reproductoras (25,5% para reproductores jóvenes y 40,1% para reproductores adultos), aunque llama la atención el valor ligeramente más alto obtenido para los virginales (16,3%) que para los vegetativos (12,4%). Por su parte, la estructura estable difiere significativamente de las estructuras poblacionales observadas en la mayoría de los años, salvo en dos ocasiones (G-test, año 2000=2,39; año 2006=7,01. $P=0,05$), lo cual puede indicar la existencia de una importante variabilidad ambiental en el entorno.

En el gráfico GLF se observa una distribución de las matrices hacia el sector inferior-derecho (altos valores de supervivencia y baja fecundidad), lo cual suele ser propio de plantas perennes (SILVERTOWN & FRANCO, 1993), aunque no se observa un claro patrón en la distribución consecutiva de los datos interanuales.

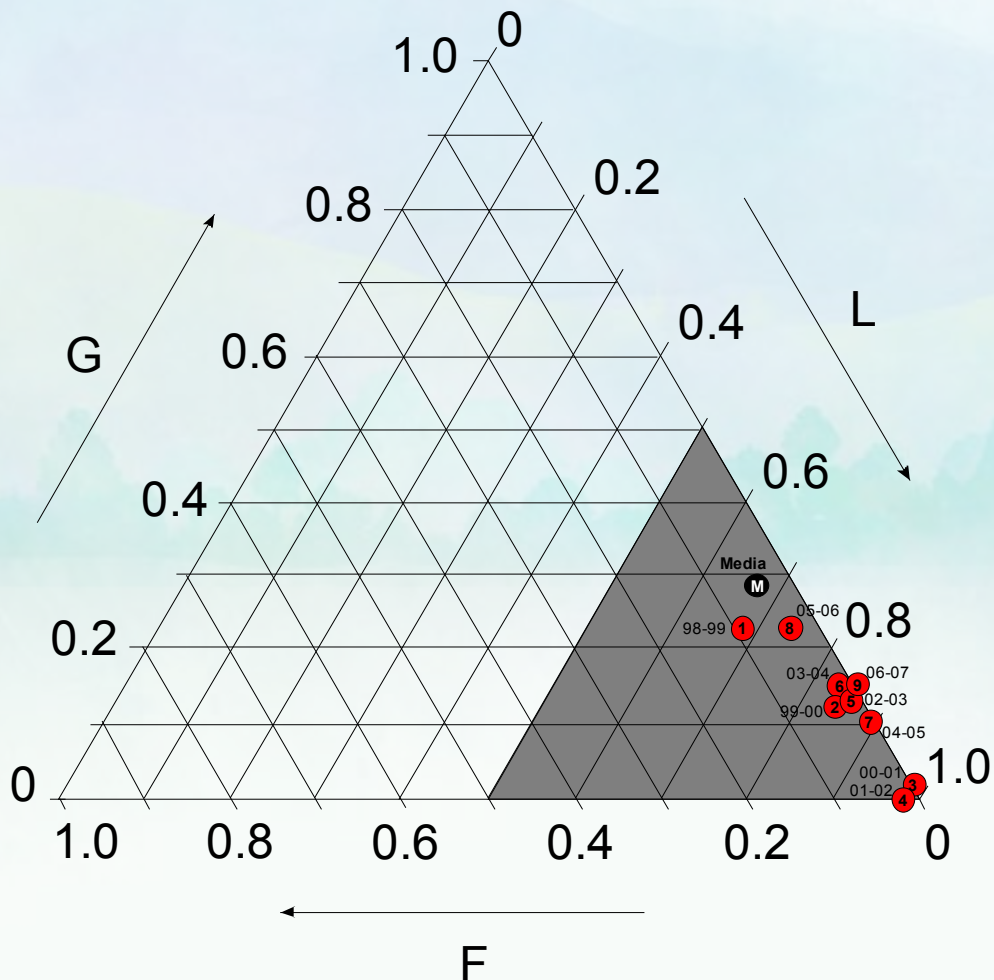
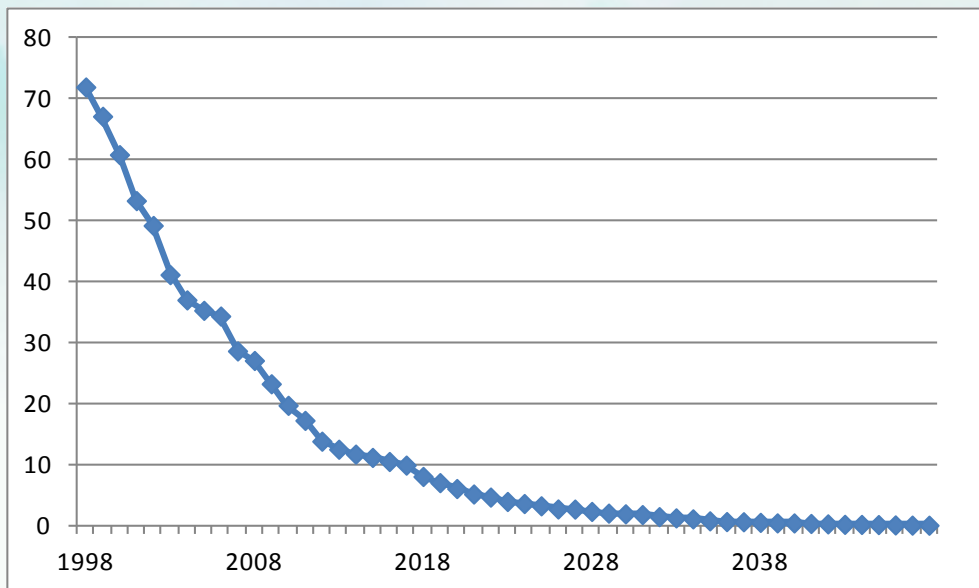


Diagrama triangular representando la posición de las tres matrices obtenidas entre 1998 y 2007, a partir de la contribución (suma de elasticidades) de fecundidad (F), crecimiento (G) y supervivencia (L) a la tasa de crecimiento poblacional. Las matrices se han numerado cronológicamente desde 1 (1998-1999) hasta 9 (2006-2007)

Conclusiones

Aunque en la estructura de la población se observa un claro predominio de los ejemplares juveniles, el peso porcentual de esta clase es similar al de las dos clases reproductoras en su conjunto. Este dato apunta hacia una población envejecida, en la que el reclutamiento de nuevos individuos es un proceso relativamente poco frecuente. Este bajo reclutamiento, unido a la mortalidad general observada es responsable de una clara tendencia regresiva. En cuanto a la elasticidad, los valores medios más elevados se corresponden con la estasis de los individuos reproductores maduros y juveniles en su propia clase.

Como se ha comentado, los valores de λ indican una progresiva reducción que hace previsible una extinción de la población a medio plazo. El análisis estocástico realizado confirma este hecho y revela una probabilidad de extinción del 99% en 50 años (Test de Montecarlo, 1.000 repeticiones). No obstante, todavía no se ha podido relacionar claramente este hecho con la incidencia de variable ambiental alguna, tanto por la propia escasez de datos al respecto como por la complejidad que puedan presentar este tipo de procesos. Aún así, existen indicios de que el mencionado proceso regresivo pueda tener relación con algunas variables climáticas, y en especial la duración de la cobertura nival invernal (que cada año es menor), o con un incremento de la presión de herbívoros introducidos (fundamentalmente conejos).



Previsible evolución numérica de los efectivos de *S. nocteolens* en Montaña Blanca

Los análisis retrospectivos a corto plazo (20 años) revelan que con las tasas de crecimiento observadas, la población en un pasado próximo pudo albergar un número de individuos mucho mayor, aunque siempre en el orden de unos pocos centenares de ejemplares. Esta situación coincide con las observaciones de campo, que indican una presencia siempre local y ajustada a cierta rareza.

Estado de conservación y actuaciones

	ESTATUS PROTECCIÓN		ESTATUS CONSERVACIÓN			
	LESRPE ¹	CCEP ²	LISTA ROJA ESPAÑA 2008	LISTA ROJA EUROPEA UICN 2011	CONVENIO BERNA	DIRECTIVA HÁBITATS
<i>Silene nocteolens</i>	V*	V	CR	CR	Anexo I	-

(1) Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, 2011 [* Catálogo Español de Especies Amenazadas]. (2) Catálogo Canario de Especies Protegidas, 2010.

La aplicación de los resultados obtenidos con los estudios de viabilidad poblacional realizados sobre la población de Montaña Blanca permite valorar el grado de amenaza según los criterios de la UICN del año 2001 (vers. 3.1) en función de los criterios A3b y E, ofreciendo los siguientes resultados.

La reducción proyectada de la abundancia en el plazo de 10 años con una probabilidad $p=0,90$ es del 62%, por lo que adoptando el criterio A3b, el taxón calificaría como “En Peligro”. Las probabilidades de extinción estimadas para los intervalos de 10, 20 y 100 años son del 0%, 6% y 100%, respectivamente por lo que el criterio E le confiere la categoría “Vulnerable”.

Montaña Blanca				
Criterio UICN	Concepto	10 años	20 años	100 años
A	Reducción proyectada ($p=0,90$)	62%		
E	Probabilidad de extinción	0%	6%	100%

Como se ha comentado, muchos núcleos poblacionales citados en el pasado reciente no han sido observados en los últimos años por razones de mortalidad por herbivoría o por ser ejemplares aislados que han desaparecido o bien en algunos casos debido a fenómenos climatológicos adversos que con carácter catastrófico han afectado localmente al estado de conservación de las poblaciones debido a desprendimientos y avenidas con fuertes escorrentías en el terreno. Así, en la población de Montaña Blanca se ha podido constatar el soterramiento y muerte de ejemplares como consecuencia de avenidas en periodos de fuertes lluvias. Asimismo, sequías prolongadas o la ausencia de cobertura nival en invierno aumentan las tasas de mortalidad, sobre todo de plántulas y juveniles, y además disminuye considerablemente la tasa reproductiva. Otro efecto a destacar que merma la productividad de las poblaciones es la predación de los

capullos florales por parte de los conejos en periodo de prefructificación, alcanzando en algunos años hasta el 95% de la población, al menos en Montaña Blanca. La población de Pico Viejo resulta mucho más sensible en su emplazamiento externo al cráter, observándose la incidencia constante de predadores, mientras que los efectivos del interior están menos expuestos a la depredación herbívora, siendo en esta colonia donde se encuentran el mayor número de efectivos.

Los estudios moleculares (GONZÁLEZ, 2011) desvelan para *S. nocteolens* unos niveles de diversidad genética inesperadamente altos si tenemos en cuenta el escaso areal de ocupación de la especie, siendo superiores en la población de Pico Viejo, en la cual a su vez reside una mayor riqueza en alelos exclusivos. También resulta sorprendente que a pesar del relativo aislamiento existente entre sus dos poblaciones (6 km de distancia entre ambos núcleos y una barrera significativa que las separa, el volcán del Teide) se observan unos niveles de diferenciación genética reducidos, existiendo entre ellas un flujo genético importante, posiblemente relacionado con su reciente separación o que han sido fundadas recientemente por individuos de la misma población ancestral o bien por la existencia de plantas que crecen esporádicamente entre Montaña Blanca y Pico Viejo, que actúan como eslabones de intercambio genético. De esta manera, la existencia de este flujo genético pudiera ser el responsable de los altos niveles de diversidad genética, no siendo necesario el incremento de los niveles de variabilidad mediante introducción de nuevos efectivos al no esperarse procesos de depresión endogámica. No obstante, el estudio aconseja priorizar esfuerzos en la conservación de la población de Pico Viejo y en cuanto a recolección de semillas ha de propiciarse el muestreo de plantas suficientemente separadas, garantizando una mayor diferenciación genética de las muestras.

Por el contrario, los resultados obtenidos del seguimiento demográfico de la población de Montaña Blanca, señalan la posibilidad de hipotetizar sobre un proceso regresivo de la misma condicionado por el incremento en los niveles de endogamia y la pérdida de resistencia a la sequía estival por lo que, sobre la base de las indicaciones que al respecto dictaminen estudios genéticos específicos, se estima necesario llevar a cabo actuaciones encaminadas al enriquecimiento de la población. El mencionado estudio demográfico apunta que al mismo tiempo que ha de profundizarse en el conocimiento de las razones que están produciendo el declive de la población estudiada, los datos obtenidos de la matriz de elasticidad aconsejan incrementar la supervivencia de los ejemplares reproductores y de los juveniles (etapas con mayor elasticidad), siendo esta actuación prioritaria de cara a la conservación del taxón. De esta forma, resulta necesario realizar el vallado o protección de la población frente a los herbívoros introducidos (fundamentalmente conejos) con el fin de aumentar las tasas de supervivencia. Igualmente, puede constituir una buena alternativa, el reforzamiento de la población con ejemplares obtenidos *ex situ*, preferentemente en fenofase reproductora o virginal, ya que son las etapas con mayor valor reproductivo. Aunque con esta actuación no se conseguiría mitigar totalmente el proceso regresivo,

ya que seguirían imperando los factores de presión que condicionan valores de λ inferiores a 1, si que podría dilatar dicho proceso en el tiempo al contar con un mayor número de ejemplares de partida, dando oportunidad a incrementar los niveles de conocimiento sobre el taxón y su autoecología.

Aparte de la importante contribución del Parque Nacional del Teide para la conservación de este singular endemismo en cuanto a la preservación de su hábitat y el control de herbívoros, los esfuerzos realizados en los últimos años han estado centrados en su propagación, habiéndose creado una nueva población, con carácter experimental, en Minas de San José, una localidad próxima a Montaña Blanca, en la que se han realizado siembras y pequeñas plantaciones controladas dentro de un vallado establecido para tal fin. Asimismo, la recolecta de semillas destinada a su propagación en el vivero del Parque Nacional ha estado compartida con su depósito en el banco de germoplasma de la Universidad Politécnica de Madrid.

BIBLIOGRAFÍA

- BAÑARES, Á. (1990). La flora amenazada de los Parques Nacionales canarios con especial referencia al Parque Nacional de Garajonay. In: J.E. Hernández, M. Clemente & V. Heywood (eds.): *Conservation Techniques in Botanic Gardens*: 87-90. Koeltz Scientific Books. Koenigstein.
- BAÑARES, Á. (1992). Contribución a la propagación vegetativa y sexual de las especies vegetales de la laurisilva canaria I. *Botánica Macaronésica* 19-20: 53-64.
- BAÑARES, Á. (1994). Recuperación de la flora amenazada de los Parques Nacionales canarios. Metodología para su planificación y ejecución. *Ecología* 8: 227-244.
- BAÑARES, Á. & P. ROMERO (1990). *Cistus chinamadensis* sp. nov. (Cistaceae), nuevo endemismo canario. *Studia Botanica* 9: 119-128.
- BAÑARES, Á., M. MARRERO, E. CARQUÉ & P. SOSA (2001). Biología de la Conservación de la flora amenazada en los Parques Nacionales Canarios. In: César Gómez Campo (coord.): *Conservación de especies vegetales amenazadas en la región mediterránea occidental. Una perspectiva desde el fin de siglo*: 35-62. Fundación Ramón Areces. Madrid
- BAÑARES, Á., G. BLANCA, J. GÜEMES, J.C. MORENO & S. ORTIZ (2004). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*, Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- BAÑARES, Á., G. BLANCA, J. GÜEMES, J.C. MORENO & S. ORTIZ (2008). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Adenda 2008. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) - Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid.
- BATISTA, F., Á. BAÑARES, J. CAUJAPÉ-CASTELLS, E. CARQUÉ, M. MARRERO & P. SOSA (2001): Allozyme diversity in three endemic species of *Cistus* (Cistaceae) from the Canary Islands: Intraespecific and interspecific comparisons and implications for genetic conservation. *American Journal of Botany* 88 (9), 1582-1592.
- BELTRÁN, E. W. WILDPRET, M.C. LEÓN, A. GARCÍA & J. REYES (1999). *Libro Rojo de la Flora Canaria contenida en la Directiva Hábitats Europea*: Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- B.O.C. (2003). 1672 Orden de 25 de septiembre de 2003, por la que se dictan criterios para evaluar especies amenazadas de Canarias. Boletín Oficial de Canarias 2003/197.
- BRAMWELL, D. (1995). A new species of *Silene* from Gran Canaria. *Botanica Macaronésica* 22: 121-122.

- BROKAW, N.V.L. (1982). The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 14(2): 158-160.
- CARQUÉ, E. & M. MARRERO (2003). Programa de recuperación de *Cistus chinamadensis* ssp. *gomeræ* Bañares & Romero. Documento interno (Parque Nacional de Garajonay).
- CARQUÉ, E. & M. MARRERO (2008). Seguimiento de poblaciones de especies amenazadas. *Silene nocteolens*. Documento interno de la Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- CARQUÉ, E., M. MARRERO & E. OJEDA (2003). Documento de Diagnóstico de la situación de las especies de la flora vascular “en peligro de extinción” del Parque Nacional de Garajonay. Documento interno del Parque Nacional de Garajonay.
- CARQUÉ, E., M. MARRERO & R. MESA (2009). Seguimiento de poblaciones de especies amenazadas. *Cistus chinamadensis* Á. Bañares & P. Romero. Documento interno de la Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- CASWELL, H. (2001). *Matrix population models: construction, analysis and interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- DELGADO, M.A. & R. MESA (2007). Seguimiento de poblaciones de especies amenazadas. *Sambucus palmensis*. Documento interno de la Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- DEMOLY, J.P. (2005). Una nouvelle espèce et une nouvelle sous-espèce du genre *Cistus* (L.) (Cistaceae) endémiques de El Hierro (Îles Canaries). *Biocosme Mésogéen* 22 (3): 117-120.
- DEMOLY, J.P., M. MARRERO & Á. BAÑARES (2006). Contribution à la connaissance des cistes de la section *Macrostyliia* Willk. (*Cistus* L., Cistaceae). *Journal de Botanique de la Société Botanique de France* 36: 13-38.
- DE NASCIMENTO, L., K.J. WILLIS, J.M. FERNÁNDEZ, C. CRIADO & R. WHITTAKER (2009). The long-term ecology of the lost forests of La Laguna, Tenerife (Canary Islands). *Journal of Biogeography* 36: 499–514.
- GARCÍA, J., M. GONZÁLEZ, M. NARANJO, E. OJEDA & C. SAMARÍN (2000). Conservación de cinco especies prioritarias del monteverde de Canarias. Proyecto Life. Documento interno de la Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- GONZÁLEZ, E. (2011). Análisis de la diversidad genética en poblaciones naturales de especies vegetales amenazadas: *Ilex perado* ssp. *lopez-lilloi* (Aquifoliaceae), *Silene nocteolens* (Caryophyllaceae) y *Sorbus aria* (Rosaceae). Tesis Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

- GONZÁLEZ, M.A., M.D. LLEDÓ, M. FAY, C. LEXER & P. SOSA (2004). Isolation and characterisation of microsatellite loci in *Bencomia exstipulata* and *B. caudata* (Rosaceae). *Molecular Ecology Notes* 4: 130–132.
- GONZÁLEZ, M.A., P. SOSA, E. GONZÁLEZ, Á. BAÑARES, M. MARRERO, E. CARQUÉ & M. POLIFRONE (2008). *Gnaphalium teydeum* and *Gnaphalium luteoalbum*: two taxa of the Canary Islands with different genetic histories. *Plant Systematic and Evolution* 276: 39-49
- GONZÁLEZ, M.A., M.D. LLEDÓ, C. LEXER, M. FAY, M. MARRERO, Á. BAÑARES, E. CARQUÉ & P. SOSA (2009). Genetic diversity and differentiation in natural and reintroduced populations of *Bencomia exstipulata* and comparisons with *B. caudata* (Rosaceae) in the Canary Islands: an analysis using microsatellites. *Botanical Journal of the Linnean Society* 160: 429-441.
- GREUTER, W. (2003). The Euro+Med treatment of *Gnaphalieae* and *Inuleae* (Compositae) - generic concepts and required new names. *Willdenowia* 33: 239-244
- HARPER J.L. (1977). *Population Biology of Plants*. Academic Press. London.
- HOOD, G. (2002). Poptools v. 2.4. <http://www.cse.csiro.au/CDG/poptools>.
- IRL, S.D.H., M.J. STEINBAUER, W. BABEL, C. BEIERKUHNLEIN, G. BLUME-WERRY, J. MESSINGER, Á. PALOMARES, S. STROHMEIER & A. JENTSCH (2012). An 11-yr enclosure experiment in a high-elevation island ecosystem: introduced herbivore impact on shrub species richness, seedling recruitment and population dynamics. *Journal of Vegetation Science* 23: 1114–1125.
- KNAPP, R. (1976). Endemisch Pflanzen und anthropogene Ausbreitung am Beispiel der Vegetation und der Flora von Tenerife, Canarische Inseln, und von Hessen. *Oberhessische Naturwissenschaftliche Zeitschrift* 42: 77-95.
- MARRERO, M., E. CARQUÉ & Á. BAÑARES (2002). Metodología del seguimiento de las poblaciones de especies amenazadas en los Parques Nacionales canarios. In: Á. Bañares (coord.): *Biología de la conservación de plantas amenazadas*: 193-232. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MARRERO, M, Á. BAÑARES & E. CARQUÉ (2003). Plant resource conservation planning in protected natural areas: an example from Canary Islands, Spain. *Biological Conservation* 113: 399–410.
- MESA, R. (2002). Seguimiento de poblaciones de especies amenazadas. *Cistus chinamadensis* Á. Bañares & P. Romero. Tenerife. Documento interno de la Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- MOLONEY, K. (1986). A Generalized Algorithm for Determining Category Size. *Oecologia*, 69, 176-180.

- OLESEN, J.M. & Á. VALIDO (2003). Lizards as pollinators and seed dispersers: an island phenomenon. *Trends in Ecology and Evolution* 18:177–181.
- SILVERTOWN, J & M. FRANCO (1993). Plant demography and habitat: a comparative approach. *Plant Species Biology* 8: 67-73.
- SOCORRO, J.S. (1985). Contribución al conocimiento de la flora y vegetación del piso bioclimático supracanario: Vegetación higrohidrófila de Las Cañadas del Teide. Memoria de licenciatura. Departamento de Botánica. Facultad de Biología. Universidad de La Laguna.
- SOSA, P., M.A. GONZÁLEZ, C. MORENO & J.B. CLARKE (2010). Conservation genetics of the endangered endemic *Sambucus palmensis* Link (Sambucaceae) from the Canary Islands. *Conservation Genetics*. 11: 2357-2368
- TRAGSATEC (2012). Seguimiento de poblaciones de especies amenazadas. *Sambucus palmensis*. Documento interno de la Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- VELÁZQUEZ, M.E. & Á. FERNÁNDEZ (2011). Programa de recuperación de especies amenazadas del Parque Nacional de Garajonay. TRAGSATEC. Documento interno del Parque Nacional de Garajonay.
- WERNER, O. & R.M. ROS (2004). Estudio de la caracterización genética de varias especies en peligro de extinción y su aplicación al Programa de Recuperación Genética del Parque Nacional de Garajonay. Informe sobre *Sambucus nigra* subsp. *palmensis* (Link) Bolli. Documento interno del Parque Nacional de Garajonay.

Colaboran:



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

CENTRO DE PUBLICACIONES
Paseo de la Infanta Isabel, 1 - 28014 Madrid