

ANALIZANDO LA PRODUCTIVIDAD DE LAS ESPECIES DEL
GÉNERO *ECHIU*M EN LA ISLA DE TENERIFE

JONAY CUBAS¹*, ISAAC TORRES¹, ANA LEÓN-IZQUIERDO¹, VÍCTOR
BELLO-RODRÍGUEZ¹, JUAN JOSÉ GARCÍA-ALVARADO¹ & JUANA
MARÍA GONZÁLEZ MANCEBO¹

¹ Plant Conservation and Biogeography Research Group. Departamento de Botánica, Eco-
logía y Fisiología Vegetal. Universidad de La Laguna. Avda. Francisco Sánchez s/n, 38200
Apdo. 456. La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España. [*jcubasdi@ull.edu.es]

Cubas, J., I. Torres, A. León-Izquierdo, V. Bello-Rodríguez, J.J. García-Alvarado & J.M.
González-Mancebo (2025). Analyzing the productivity of species of the genus *Echium* on
the island of Tenerife. *Vieraea* 48: <https://doi.org/10.31939/vieraea.2025.48.12>

ABSTRACT: Many negative factors are affecting the flora of the islands, which makes it necessary to analyse its capacity to survive and adapt to environmental changes. Studies on the productivity of Canary flora species are scarce. In this work, we have analysed the distribution and productivity of flowers and seeds of eleven species of the genus *Echium* spp. in Tenerife. Data on morphological characters were collected and correlated with reproductive effort. The analyses obtained indicate that there are significant differences between morphological and productivity characters for the different species, as well as for growth type, with *E. wildpretii* being the species with the highest

production. Significant differences in flower production between localities were obtained for the same species in 66.6% of the taxa studied, indicating that the species change their production depending on the locality where they are found. However, the current distribution and abundance of this genus in Tenerife cannot be explained exclusively by their productivity; the management developed with some of the taxa and the anthropic influence also explain the proportion of potential area occupied.

KEYWORDS: Adaptation / climate change / endemism / oceanic islands /
tajanastes / seeds viability.

RESUMEN: Son múltiples los factores negativos que están afectando a la flora de las islas, lo que hace necesario analizar su capacidad de supervivencia y adaptación a los cambios ambientales. Los estudios sobre la productividad de las especies de flora canaria son escasos. En este trabajo se ha analizado la distribución y productividad de flores y semillas de once especies del género *Echium spp.* en Tenerife. Se tomaron datos de caracteres morfológicos que posteriormente fueron correlacionados con la productividad. Los análisis obtenidos indican que hay diferencias significativas entre los caracteres morfológicos y reproductores para las distintas especies, así como para el tipo de crecimiento, siendo *E. wildpretii* la especie de mayor

producción. Se obtuvieron diferencias significativas en la producción de flores entre localidades para una misma especie en el 66,6% de los taxones estudiados lo que indica que las especies cambian su producción dependiendo de la localidad donde se encuentren. Pero la actual distribución y abundancia de las especies de este género en Tenerife no se explica exclusivamente por su productividad, la gestión desarrollada con algunos de los táxones y la influencia antrópica explican también la proporción de área potencial ocupada.

PALABRAS CLAVE: Adaptación / cambio climático / endemismos / islas oceánicas / tajinastes / viabilidad de semillas.

INTRODUCCIÓN

Canarias está considerada como un laboratorio natural debido a la diversidad y riqueza de especies de flora y fauna única en el mundo (Martín-Esquivel *et al.*, 2005). Esta diversidad exclusiva se debe a diversos factores, entre ellos la edad de las islas, la distancia con el continente más próximo y su potencial carácter evolutivo (Whittaker *et al.*, 2017; Whittaker & Fernández-Palacios, 2007). En estas islas habitan un total de 16.159 especies de las que alrededor de 4.400 son endémicas (casi el 30%) (Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias, 2024). La gran mayoría de los endemismos están restringidos a una sola isla (Fernández-Palacios *et al.*, 2005).

Desafortunadamente el archipiélago canario forma parte de un punto caliente de biodiversidad, es decir, un área biogeográfica con un elevado número de especies amenazadas (Myer *et al.*, 2000). Esto se debe a diversas causas directa o indirectamente relacionadas con las actividades antrópicas (de Nascimento *et al.*, 2020). Una de esas consecuencias es la pérdida de hábitats (del Arco *et al.*, 2010), que representa no sólo una reducción de la superficie sino también una elevada fragmentación (Haila, 2002; Laurance, 2008). Para la flora endémica de Canarias, la principal causa de pérdida de biodiversidad es la introducción de especies exóticas, en concreto los herbívoros invasores (Garzón-Machado *et al.*, 2010; Irl *et al.*, 2012; Cubas *et al.*, 2019). Estas especies se introdujeron paulatinamente durante la era prehispánica comenzando con las cabras, a las cuales siguieron los conejos tras la conquista de Canarias en el siglo XV (de Abreu-Galindo, 1977) y en la década de los 70 muflones y arruís (Nogales *et al.*, 2006) promovidos por el entonces llamado Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA). Estos últimos para la práctica de caza mayor en las islas de La Palma y Tenerife (Nogales *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2008). Su efecto negativo sobre numerosas especies ha sido constatado en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (Bañares *et al.*, 2004; Carqué *et al.*, 2004; Bañares *et al.*, 2008; Moreno, 2008; Bañares *et al.*, 2010).

Además de los factores comentados, el cambio climático se presenta como un agente que viene a incrementar aún más la pérdida de biodiversidad (del Arco, 2008; Bramwell, 2011; Bello-Rodríguez *et al.*, 2020; González-Mancebo *et al.*, 2023) ya provocada por la transformación del territorio en Canarias (del Arco *et al.*, 2010). En la isla de Tenerife, la tendencia media de ascenso de temperatura desde el año 1944 ha sido de $0,09 \pm 0,04^{\circ}\text{C}/\text{década}$, suponiendo casi una décima de grado por década (Martín *et al.*, 2012). Aunque desde mediados de los años 70, este ritmo se ha acelerado hasta $0,17 \pm 0,09^{\circ}\text{C}/\text{década}$ (Martín *et al.*, 2015). El calentamiento ha sido más intenso en zonas de alta montaña que en otros sectores situados bajo la capa de inversión térmica (entre 600 y 1400 m de altitud), siendo progresivamente

más suave hacia la zona costera (Martín *et al.*, 2012). De manera general, el aumento de temperatura en la isla es menor que en áreas continentales cercanas, caracterizado por los vientos alisios y la proximidad al mar (Martín *et al.*, 2015).

En islas oceánicas, debido a su evolución aislada (Emerson, 2002), las especies de flora endémica no están lo suficientemente preparadas para estos cambios ambientales (Cronk, 1997; Harter *et al.*, 2015; Gillespie *et al.*, 2008). La flora insular tiende a reducir su capacidad de dispersión y, además estas especies suelen ser poco competitivas frente a las introducidas e invasoras (Hellman *et al.*, 2008; Lenzner *et al.*, 2020), que son las principales impulsoras de la pérdida de especies endémicas y de la transformación de los hábitats (Caujapé-Castells *et al.*, 2010). La migración es una respuesta común de las especies al cambio climático, pero no es una opción generalizable. En las islas muy transformadas las opciones que tienen las especies endémicas para migrar pueden estar muy limitadas debido a diversas restricciones a su capacidad adaptativa (González-Mancebo *et al.*, 2023).

Como consecuencia de estos cambios, la respuesta fundamental de la vegetación será los desplazamientos latitudinales y altitudinales para evitar la extinción (del Arco, 2008; Hanz *et al.*, 2023) dentro de la propia isla o hacia las islas vecinas, si están a su alcance (Gillespie *et al.*, 2008). La velocidad de estos dependerá de varios factores relacionados con la capacidad migratoria de las especies (González-Mancebo *et al.*, 2023; Bello-Rodríguez *et al.*, 2023). Aquellas especies que tengan un mayor espectro altitudinal y geográfico, así como una alta densidad de individuos y diversidad genética en sus poblaciones verán favorecida su supervivencia (del Arco, 2008; Somero, 2010). Se espera una simplificación estructural de la vegetación y la extinción de especies locales frente a la recolonización de especies tolerantes y de amplia distribución, al menos en áreas continentales (Fernández *et al.*, 2005). Según los escenarios de cambio climático del siglo XXI, los niveles de amenaza para las plantas de las islas se exacerbarán (Fortini *et al.*, 2013; Gillespie *et al.*, 2008). Conocer las especies más vulnerables y susceptibles de riesgo frente al cambio climático es importante para establecer medidas enfocadas a la conservación de la biodiversidad.

El análisis de rasgos funcionales se ha utilizado para evaluar cuantitativamente la adaptación de las plantas a los cambios en las condiciones ambientales (Cornelissen *et al.*, 2003). Estos rasgos funcionales varían tanto a lo largo de gradientes ambientales, como entre especies que ocupan condiciones similares (Ackerly & Cornwell, 2007). Uno de los rasgos funcionales más importantes para entender las diferencias de la capacidad de respuesta de las especies al cambio climático es la tasa de producción de flores y semillas (Cubas *et al.*, 2024). Las especies menos tolerantes a los cambios ambientales normalmente experimentarán una reducción en la tasa de reproducción, debilitándose progresivamente debido también a

posibles cambios en la disponibilidad de recursos y la presencia de enfermedades de especies oportunistas (del Arco 2008; Chapin *et al.*, 2011; Menges & Guerrant, 2016). Presumiblemente la productividad dependerá, en primera instancia del tamaño de la planta, rasgo funcional que tiene limitaciones en la tolerancia al estrés ambiental, ya sea climático o de nutrientes (Cornelissen *et al.*, 2003). Pero también del biotipo, rasgo funcional que se define según las posiciones de las yemas de renovación respecto al suelo (Whittaker, 1975) lo que puede determinar diferencias en la tasa de supervivencia de las especies (Cornelissen *et al.*, 2003).

Para cuantificar el éxito reproductivo también es importante conocer la viabilidad de las semillas. Si bien el método directo más usado es la prueba de germinación, éste es un método que requiere de periodos relativamente largos para la obtención de resultados. Por ello, existen alternativas que permiten evaluar con rapidez este parámetro atendiendo a la actividad metabólica de las semillas (ej. Moore, 1969, MacKay, 1972, Kranner *et al.*, 2010, Milošević *et al.*, 2010). Estas pruebas suelen dar como resultado porcentajes de viabilidad mayores que los que se obtienen con las experiencias de germinación, principalmente debido a que las condiciones bióticas y abióticas en las que se lleva a cabo la germinación no siempre son óptimas ni homogéneas y alteran la germinación de las semillas (Bradbeer, 1988).

Las especies del género *Echium*, distribuidas en un amplio rango de combinaciones bioclimáticas de las islas, son generalmente poco palatables para los herbívoros invasores (Cubas *et al.*, 2019), lo que las convierte en un grupo especialmente adecuado para testar las relaciones entre rasgos funcionales y distribución en el territorio. El objetivo de este trabajo es analizar si existe relación entre la producción de flores y semillas y la abundancia y distribución de las especies. Así, nos hemos planteado la hipótesis de que las especies que producen mayor número de semillas viables tienen una distribución más amplia en su área potencial. Además, nos planteamos si la producción de semillas en cada especie es variable dependiendo de las condiciones climáticas de las localidades muestreadas.

METODOLOGÍA

- **Área de estudio y selección de especies**

El estudio se ha llevado a cabo en la isla de Tenerife (islas Canarias). Se trata de la isla mayor altitud (3.715 m s.n.m) del archipiélago, lo que permite que se instalen hasta cinco termotipos diferentes, desde el inframediterráneo al oromediterráneo lo que la convierte en la isla más diversa en clima y en especies de canarias (del Arco & Rodríguez-Delgado, 2018). Posee amplios gradientes climáticos determinados por las diferencias entre las áreas influenciadas por los vientos alisios del noreste, más húmedos y lluviosos, y aquellas zonas que no están afectadas por estos vientos, originando una variabilidad que va desde zonas con una temperatura media de 22°C y menos de 200 mm de precipitación anual en las áreas costeras más secas, hasta de 5°C y 400 mm en las regiones de cumbres, así como zonas de laurisilva donde las precipitaciones pueden superar los 800 mm (del Arco *et al.*, 2006). Como resultado, Tenerife alberga una amplia gama de ecosistemas muy distintos fuertemente influenciados por su posición mediterránea.

Para este trabajo seleccionamos once especies del género *Echium*, de amplia distribución en la isla de Tenerife, cuyas especies son conocidas popularmente como taginastes, arreboles o viborinas. Este género, con 32 especies y subespecies en Canarias (Sauerbier *et al.*, 2023), contiene 12 especies y 3 subespecies distribuidas en la isla de Tenerife. Todas ellas endémicas de Canarias incluso algunas exclusivas de la isla (7 especies y 1 subespecie). La única excepción es *Echium plantagineum* L., especie ruderal cosmopolita de amplia distribución por Europa, Asia y el Norte de África (Valdés, 1997). Además se ha excluido de este estudio *Echium sventenii* Bramwell por tratarse de un taxón con un área de distribución muy reducida debido a la sobreexplotación hídrica (Jaén-Molina *et al.*, 2004).

El crecimiento de las especies de este género puede ser anual, bianual o perenne. Presentan generalmente hojas enteras de disposición variada (las caulinares alternas, las medias o superiores, sésiles). Existen especies leñosas y herbáceas. Algunas pueden presentar una única inflorescencia piramidal de gran tamaño (p.e. *E. wildpretii*) o incluso cónicas de porte ramificado con múltiples inflorescencias (p.e. *E. giganteum*). Todas tienen en común el tipo de sub-inflorescencia en cima escorpioide monocasio donde se agrupan un conjunto pequeño de flores zigomorfas que dan lugar a frutos con cuatro núculas pequeñas de color negro al madurar (Valdés, 1997).

Todas las especies que incluye este estudio tienen una distribución específica dentro del conjunto de la isla (Figura 1). *Echium wildpretii* y *E. auberianum* se localizan exclusivamente en la zona de retamar de cumbre, aunque el primero puede descender por los pinares en la vertiente sur. *E. virescens* se distribuye prefe-

rentemente en los pinares de la vertiente sur, pero también puede encontrarse a cotas inferiores en áreas del bosque termoesclerófilo. *E. aculeatum* está localizada exclusivamente en ambientes del Parque Rural de Teno al oeste de la isla, en áreas de cardonal y de bosques termoesclerófilos, ocupando también zonas de retamar blanco. Por el contrario, *E. leucophaeum* se localiza en la vertiente este de la isla, concretamente dentro del Parque Rural de Anaga, también en áreas de cardonal y bosques termoesclerófilos. Además en el macizo de Anaga se localiza *E. simplex*, mientras que en la vertiente norte, se encuentra *E. giganteum* ambas preferentemente en zonas de bosques termoesclerófilos. De distribución algo más amplia, pero también en este tipo de bosques, se encuentra *E. strictum*. En áreas de tabaibal-cardonal del sector SW de la isla se encuentra *E. plantagineum* se distribuye generalmente en áreas degradadas y campo de cultivos abarcando toda la isla con la excepción del retamar de cumbre.

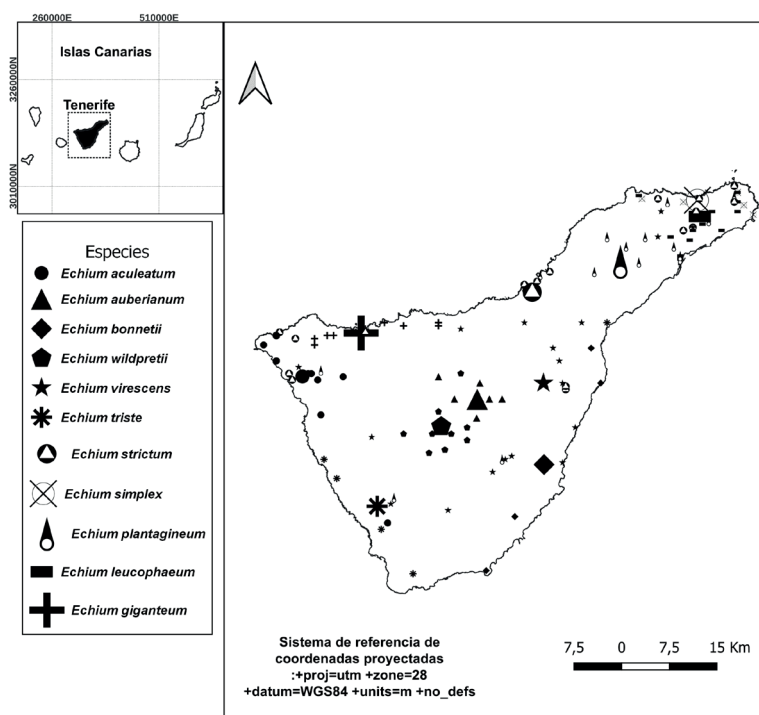


Figura 1: Mapa de distribución de las especies estudiadas.

- **Superficie potencial de las especies**

En una primera aproximación, se realizó un análisis exhaustivo para conocer la distribución potencial de las especies del género *Echium* en Tenerife. Para ello, a través de la información proporcionada por el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (celdas de precisión 1) y datos propios de campo, se tomaron las celdas de ocupación de cada especie. El número de celdas de ocupación de cada una de las especies se relacionó con capas climáticas elaboradas por este equipo, incluyendo interpolaciones de temperatura media y precipitación media anual junto a una aproximación a la frecuencia de las nieblas en la isla según datos de Braojos (2015). Tanto los datos de presencias como las capas ambientales mencionadas se han combinado en el software Maxent 3.4.1 (Philips *et al.*, 2006) dando lugar a los modelos de distribución potencial de las especies considerando el periodo actual (1990-2019). Además, para comprobar el efecto de la ocupación antrópica sobre la superficie potencial de las especies estudiadas y observar las posibilidades reales de expansión que tienen, se ha superpuesto una capa de usos del territorio (CORINE Land Cover 2018), restando aquellas áreas con edificaciones o usos agrarios.

- **Análisis de la productividad**

Para cada especie se seleccionaron tres localidades a través de las cuadrículas proporcionadas por el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (precisión 1).

En cada núcleo poblacional se seleccionaron al azar 15 ejemplares de cada especie que se encontraban en su pico óptimo de floración en el momento del muestreo. De cada individuo se tomaron datos morfométricos (altura y dos diámetros perpendiculares), y se estimó el número de inflorescencias, flores y semillas. El recuento del número de flores se llevó a cabo de dos maneras diferentes; Por un lado, en aquellas especies de porte ramificado (p.e. *E. giganteum*), se contabilizaron todas las inflorescencias y se eligió al azar una muestra representativa (unas 10 inflorescencias) en cada localidad, para conocer el número de flores por inflorescencia. Luego fue extrapolado al conjunto total de inflorescencias por especie. Por otro lado, las especies con crecimiento monopódico (p.e. *E. simplex*), se cuantificó en campo el número de flores presentes realizando pequeños cuadrantes de 25 cm² seleccionándose al azar 10-12 cuadrantes distribuidos a diferentes alturas de la inflorescencia, valor que luego fue extrapolado a la superficie total de la inflorescencia. En este último caso, se calculó el número total de flores según los datos morfométricos obtenidos para la inflorescencia, utilizando la fórmula del área de la figura geométrica que más se asimilaba a la morfología de la planta, que en este caso corresponde a un cono. La estimación del número de semillas se realizó multiplicando por cuatro el número de flores, ya que una de las características de

esta familia es su fruto seco en tetranúcula (Valdés, 1997). No observamos en campo pérdida de semillas respecto a este número en ninguna de las especies analizadas.

- **Viabilidad de semillas**

Para el análisis de viabilidad de las semillas de las diferentes especies del género *Echium*, se recolectaron en las mismas localidades donde se llevó a cabo el análisis de productividad, un total de 100 semillas de manera aleatoria de cada una de las especies. Las semillas fueron depositadas en sobres de papel.

Siguiendo los protocolos previamente descritos para otras especies canarias (Pérez de Paz *et al.*, 1986) y debido a que la prueba de tetrazolium requiere de la extracción inicial del embrión, fue imprescindible poner a punto el protocolo más efectivo para hidratar (durante 24 horas) las semillas ya que estas presentan una dureza considerable. Se eligieron las semillas que mostraban un aspecto sano, asegurando que estaban totalmente formadas, fijándonos en su coloración, dureza y peso. Una vez extraído el embrión, se procedió a la incubación de 1.100 embriones (100 de cada especie) en una concentración de tetrazolium al 1% durante 24 horas en condiciones de oscuridad y a temperatura ambiente (Scharpf, 1970; Tanaka, 1984, Marrero *et al.*, 2007), tiempo a partir del cual la tinción que presentan puede ser interpretada para cuantificar su viabilidad. El procedimiento de la prueba del tetrazolium está descrito en detalle en las Reglas de la Asociación Internacional de Testaje de Semillas (ISTA 1976).

A la hora de evaluar los resultados de tinción, se siguieron las recomendaciones impuestas por ISTA (2016) con ciertas observaciones para la evaluación (Craviotto & Arango, 2005; Craviotto *et al.*, 2008; Moratinos *et al.*, 2017; González-Vera *et al.*, 2019; Gallo *et al.*, 2015). Las semillas resultaron viables cuando cumplieron las siguientes características: porcentaje de tinción total de la semilla superior al 80%, uniformidad de la tinción y tinción completa en ejes embrionarios y cotiledones. Cuando las semillas no cumplían estas condiciones o presentaban zonas dañadas resultaron no viables.

- **Análisis de datos**

Para determinar las principales relaciones entre los caracteres morfométricos, reproductores y climáticos de las especies se realizaron correlaciones de *Spearman* mediante la función "rcorr" (R package vegan, Oksanen *et al.*, 2018). Para determinar si existen diferencias significativas entre la productividad de las especies entre poblaciones analizadas se utilizó un análisis comparativo a través de un test no paramétrico de Kruskal-Wallis (función "kruskal.test"; R package vegan) ya que nuestras variables no seguían una distribución normal (Kruskal & Wallis, 1952) seguido de un test comparativo entre grupos con la función "dunn".

test” (R package dunntest, Dunn, 1964). Los gráficos en caja fueron realizados con la función “box-plot” en RStudio. Además se realizó un análisis comparativo entre la productividad de las especies (flores/individuo) y el tipo de hábitat usando el mismo test que para el caso anterior.

RESULTADOS

• Área potencial de las especies

La superficie potencial obtenida según los modelos de distribución realizados fue variable entre las diferentes especies endémicas (Tabla 1). Todas ellas ocupan una superficie mayor a 12.000 ha siendo *E. virescens* la de mayor superficie potencial (91.012 ha) seguida de *E. aculeatum* (41.764 ha) y *E. strictum* (29.623 ha). Las especies con menor área potencial fueron *E. simplex* (12.508 ha), *E. wildpretii* (13.016 ha), *E. auberianum* (14.396 ha) y *E. bonetii* (17.028 ha). Las tres restantes presentan una distribución potencial en torno a 25.000 ha (*E. giganteum*, *E. leucophaeum* y *E. triste*). Ninguna de las especies presenta una superficie potencial ocupada superior al 50% (Tabla 1).

La superficie potencial de las especies, así como el número de celdas de presencia no estuvieron correlación con los caracteres reproductores, la viabilidad de las semillas y las variables climáticas (temperatura media y precipitación) ($p>0,05$; $n=11$).

Especie	Biotipo	Nº celdas ocupación	Superficie potencial (ha)	Superficie ocupada (ha)	Superficie ocupada (%)
<i>E. aculeatum</i>	Ch	36	41.764	900	2,15%
<i>E. auberianum</i>	Ch	98	14.396	2.450	17,02%
<i>E. bonetii</i>	T	12	17.028	300	1,76%
<i>E. giganteum</i>	N	50	25.986	1.250	4,81%
<i>E. leucophaeum</i>	N	49	25.684	1.225	4,77%
<i>E. simplex</i>	Ch	23	12.508	575	4,60%
<i>E. strictum</i>	Ch	44	26.623	1.100	3,71%

Especie	Biotipo	Nº celdas ocupación	Superficie potencial (ha)	Superficie ocupada (ha)	Superficie ocupada (%)
<i>E. triste</i>	T	110	25.240	2.750	10,90%
<i>E. virescens</i>	N	96	91.012	2.400	2,64%
<i>E. wildpretii</i>	Ch	239	13.016	5.975	45,91%

Tabla 1: Número de celdas de ocupación de las especies, superficie potencial (ha), superficie real ocupada (ha) y porcentaje de superficie ocupada (%) de las especies endémicas del género *Echium* en Tenerife. Las especies se clasifican según su biotipo en caméfitos (Ch), terófitos (T) o nanofanerófitos (N).

• **Análisis de la productividad**

Para determinar la productividad de las especies, se midieron un total de 495 individuos del género *Echium*. En relación con las variables vegetativas, las especies que superaron el metro de alto con inflorescencia fueron *Echium simplex* (187,5 ± 38,9 cm), *E. virescens* (174,3 ± 52,6 cm), *E. wildpretii* (173,2 ± 45,43 cm), *E. giganteum* (155,1 ± 50,88 cm) y *E. leucophaeum* (141,8 ± 55,9 cm), todas ellas leñosas (Tabla 2). En un rango entre 50-100 cm de alto se encuentran el resto de las especies analizadas, con la excepción de *E. bonetti* (7,8 ± 4,2 cm). Las diferencias entre las especies fueron significativas tanto para la altura (Kruskal-Wallis: $\chi^2_{10}=316,34$; $p<0,0001$) como para el diámetro medio ($\chi^2_{10}=285,84$; $p<0,0001$).

Especie	Altura (cm)	Diámetro (cm)
<i>E. aculeatum</i>	63,6 ± 29,4	62,01 ± 28,1
<i>E. auberianum</i>	89,1 ± 30,6	35,8 ± 13,1
<i>E. bonetii</i>	7,8 ± 4,2	9,2 ± 3,7
<i>E. giganteum</i>	155,1 ± 50,8	127,3 ± 57,7
<i>E. leucophaeum</i>	141,7 ± 55,9	121,8 ± 62,8
<i>E. plantagineum</i>	58,4 ± 21,2	79,7 ± 57,2
<i>E. simplex</i>	187,5 ± 38,9	53,6 ± 18,6
<i>E. strictum</i>	59,3 ± 31,7	44,5 ± 28,5

<i>E. triste</i>	74,1 ± 19,7	32,8 ± 12,6
<i>E. virescens</i>	174,2 ± 52,5	135,5 ± 64,1
<i>E. wildpretii</i>	173,1 ± 45,4	58,21 ± 14,73

Tabla 2: Media y desviación estándar de los caracteres morfométricos (altura y diámetro medio) de las especies del género *Echium* en Tenerife.

Además, en relación a la productividad, encontramos diferencias significativas en todas las variables analizadas para las especies, tanto en el número de inflorescencias ($\chi^2_{10}= 312,1$; $p<0,0001$) como en el de flores ($\chi^2_{10}= 364,3$; $p<0,0001$) y semillas ($\chi^2_{10}= 364,3$; $p<0,0001$). Lógicamente las especies de crecimiento monopódico *E. simplex* y *E. wildpretii* fueron las de mayor producción de flores y semillas; mientras que las de menor producción fueron las especies herbáceas *E. bonetii*, *E. plantagineum* y *E. triste* (Tabla 3).

Especie	Inflorescencias	Flores	Semillas
<i>E. aculeatum</i>	38,1 ± 31,1	4.587,6 ± 4.423,6	18.350,5 ± 17.694,3
<i>E. auberianum</i>	2,4 ± 3,4	975,2 ± 2.053,2	3.901,1 ± 8.212,8
<i>E. bonetii</i>	1,0 ± 0,0	72,1 ± 114,4	288,6 ± 457,4
<i>E. giganteum</i>	44,9 ± 73,0	19.423,2 ± 30.764,2	77.692,8 ± 123.056,7
<i>E. leucophaeum</i>	78,7 ± 200,9	39.224,5 ± 112.202,1	156.898,1 ± 448.808,5
<i>E. plantagineum</i>	42,9 ± 37,2	86,3 ± 112,2	345,2 ± 449,0
<i>E. simplex</i>	1,0 ± 0,0	708.550,4 ± 684.672,9	2.834.201,6 ± 2.738.691,5
<i>E. strictum</i>	6,7 ± 6,1	3.093,6 ± 3.517,6	12.374,4 ± 17.070,2
<i>E. triste</i>	48,2 ± 75,8	241,0 ± 379,2	964,0 ± 1.516,8
<i>E. virescens</i>	43,4 ± 50,1	59.920,4 ± 80.982,3	239.681,6 ± 323.929,3
<i>E. wildpretii</i>	1,0 ± 0,0	1.132.344,0 ± 1.082.801,1	4.529.376,2 ± 4.331.204,2

Tabla 3: Media y desviación estándar de los caracteres reproductivos (número de inflorescencias, flores y semillas por individuo) de las especies analizadas.

La producción de flores mostró correlación significativa entre los caracteres vegetativos y reproductores para todas las variables, obteniendo la más alta para la altura máxima de la planta ($\rho=0,85$; $p<0,001$) lo que indica que las plantas más grandes producen mayor cantidad de flores, independientemente de las condiciones climáticas. En relación a las variables climáticas, sólo la precipitación media anual se correlacionó positivamente con la producción de flores ($\rho=0,68$; $p<0,05$) y semillas viables ($\rho=0,68$; $p<0,05$). Sin embargo, no hubo correlación con la temperatura media ($p>0,05$).

Sin embargo, si encontramos diferencias para el tipo de hábitat donde se localizan las especies ($\chi^2_4 = 88,42$; $p<0,0001$), siendo el tabaibal-cardonal el ecosistema con una producción significativamente más baja respecto al resto, lo que podría estar relacionado con la ausencia de precipitaciones y la escasa representación de caméfitos y nanofanerófitos de este género que son los que tienen mayor producción de flores (Figura 3).

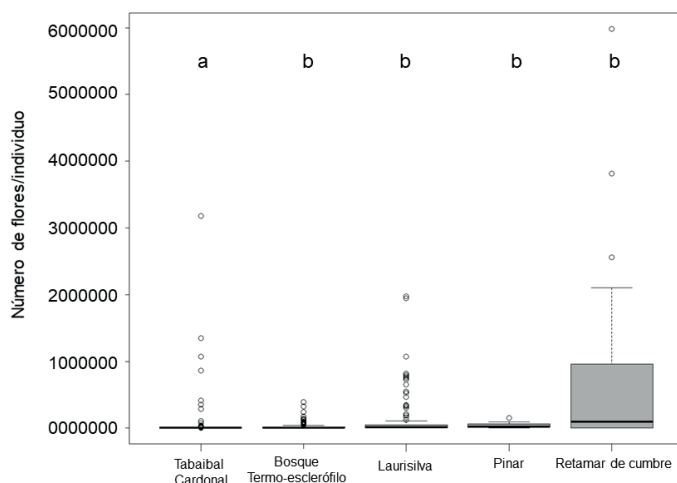


Figura 3: Media y desviación estándar del número de flores por individuo en los hábitats analizados. Se muestra en letras minúsculas las diferencias significativas entre grupos (Dunn.test)

Dentro de cada hábitat encontramos diferencias significativas en la producción de flores y semillas entre localidades en el 66,6% de las especies (Figura 4): *E. aculeatum* ($\chi^2_2 = 7,88$; $p < 0,05$), *E. bonetti* ($\chi^2_2 = 31,62$; $p < 0,0001$), *E. giganteum* ($\chi^2_2 = 10,65$; $p < 0,0001$), *E. plantagineum* ($\chi^2_2 = 364,3$; $p < 0,0001$), *E. strictum* ($\chi^2_2 = 8,13$; $p < 0,05$), *E. virescens* ($\chi^2_2 = 14,25$; $p < 0,0001$) y *E. wildpretii* ($\chi^2_2 = 13,14$; $p < 0,05$). El resto de las especies analizadas (*E. auberianum*, *E. leucophaeum*, *E. simplex* y *E. triste*) no obtuvieron diferencias significativas entre localidades ($p > 0,05$).

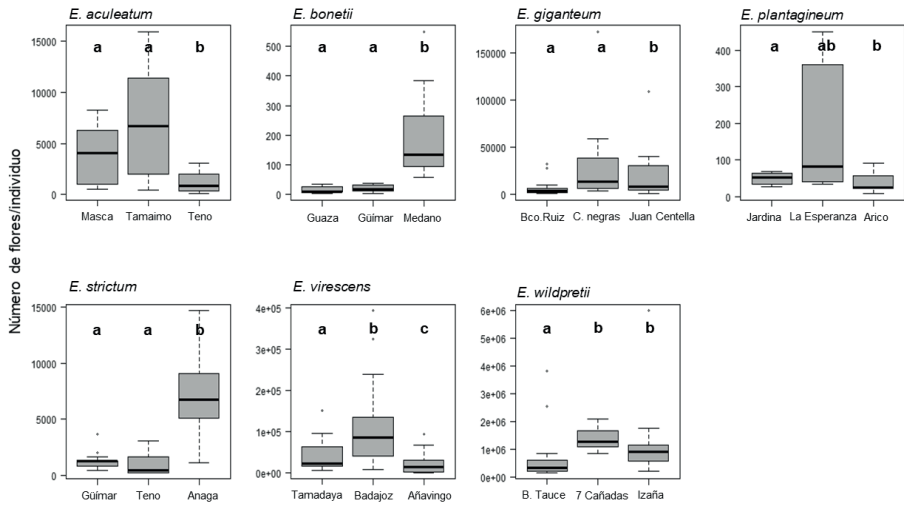


Figura 4: Media y desviación estándar de las especies que presentaron diferencias significativas entre las localidades analizadas. Se muestra en letras minúsculas las diferencias significativas entre grupos (Dunn.test).

• Viabilidad de las semillas

Paralelamente se analizaron un total de 1.100 semillas (100 por especie). El porcentaje de viabilidad superó el 70% en todas las especies analizadas a excepción de *E. auberianum* cuyo porcentaje fue del 60% (Tabla 4). Las especies que presentaron los valores más altos de viabilidad de sus semillas (>90%) fueron *E. bonetti*, *E. simplex*, *E. triste* y *E. plantagineum*. Curiosamente esta última (la única especie ruderal) fue la especie que presentó mayor porcentaje de viabilidad (95%). El resto de las especies presentaron un porcentaje entre el 72-89% (Tabla 4).

Especie	Semillas viables (%)
<i>E. aculeatum</i>	89
<i>E. auberianum</i>	60
<i>E. bonetii</i>	90
<i>E. giganteum</i>	72
<i>E. leucophaeum</i>	75
<i>E. plantagineum</i>	95
<i>E. simplex</i>	90
<i>E. strictum</i>	86
<i>E. triste</i>	91
<i>E. virescens</i>	79
<i>E. wildpretii</i>	80

Tabla 3: Porcentaje de semillas viables de las especies del género *Echium* de la isla de Tenerife.

DISCUSIÓN

A día de hoy, los estudios realizados en Canarias sobre la productividad de las especies endémicas son muy escasos (p.e. Cubas *et al.*, 2024). Este trabajo que muestra la relación entre la productividad de las especies del género *Echium* y las condiciones climáticas actuales (idoneidad de hábitat), representa un primer paso hacia la comprensión de los factores que permiten explicar la distribución de las especies según sus rasgos funcionales. Pero la actual distribución y abundancia de las especies de este género en Tenerife no se explica exclusivamente por su productividad, la gestión desarrollada con algunos de los táxones y la influencia antrópica explican también la proporción de área potencial ocupada.

Sin lugar a duda, este campo de investigación es especialmente necesario en el contexto de cambio climático actual. Comprender y entender cómo influye la producción de flores en las especies de la flora canaria es fundamental, no solo para conocer las posibles variaciones en la ecología y composición de las comunidades vegetales (Kraft *et al.*, 2011). También para conocer las oportunidades que tiene la flora canaria para migrar y mitigar los efectos del cambio climático (González-Mancebo *et al.*, 2018). Aquí se demuestra que la producción de flores y semillas de las especies del género *Echium* no depende sólo de la morfología de la planta (en este caso la altura), también está correlacionada con la precipitación media anual, lo que indica el impacto que está teniendo la escasez de precipitaciones en la tasa de regeneración de estas especies. Diferentes estudios muestran que el número de flores puede verse afectado por las variables climáticas dependiendo del taxón a estudiar (Meineri *et al.*, 2014).

Así, las especies situadas en las zonas costeras más áridas son menos productivas que en el resto de los ecosistemas estudiados. Aunque esto se explica por la abundancia de especies herbáceas en estos ecosistemas y la ausencia de otros biotipos, este resultado no depende exclusivamente de esto. Por ejemplo, *E. aculeatum* mostró significativamente menor producción de flores en el tabaibal-cardonal que en las localidades situadas en áreas de bosques termoesclerófilos, localidades a cotas superiores. Los análisis comparativos indican que el 66,6% de las especies cambian su producción de flores dependiendo de la localidad, atribuibles al tipo de hábitat, la orientación y la altitud. Diferentes autores han apuntado la influencia de las condiciones climáticas (Harter *et al.*, 2015) y de las sequías prolongadas en la tasa de producción de flores y semillas (Cornelissen *et al.*, 2003).

La reducción de las precipitaciones y el incremento de las temperaturas mínimas también juega un papel importante como acelerador de variaciones en la composición de especies (Harter *et al.*, 2015) especialmente en los ecosistemas situados a mayor altitud (Olano *et al.*, 2017). Los ecosistemas están actualmente

modificando su composición de especies debido en parte al cambio climático (del Arco, 2008; Martín *et al.*, 2012; Bello-Rodríguez *et al.*, 2020), un proceso altamente influenciado por la intervención de los herbívoros invasores como el conejo europeo (Cubas *et al.*, 2018; 2019) y el ganado asilvestrado (Pitti-Pimienta *et al.*, 2025) así como la elevada ocupación antrópica.

Como se indicó anteriormente, los datos obtenidos muestran que la productividad de las especies del género *Echium* presenta una relación positiva significativa con la altura de la propia planta, lo que indica la importancia del biotipo de la especie. Esto va en consonancia con la idea de que la actividad reproductiva de las plantas está linealmente relacionada con su tamaño (Pickering *et al.*, 1994; Obeso, 2002). Las plantas más grandes, generalmente las de crecimiento piramidal (*E. simplex* y *E. wildpretii*) producen un mayor número de flores y por ende de semillas. Por el contrario, los terófitos, plantas de crecimiento anual de menor desarrollo como *E. bonetii* o *E. triste*, producen menor número de flores y semillas. Este patrón también se ha comprobado para múltiples taxones de la flora en otros lugares (Ollerton & Lack 1998; Méndez & Karlsson 2004; Meineri *et al.*, 2014; Seguí *et al.*, 2017).

Por otra parte, a pesar de la amplia superficie potencial de las especies estudiadas (superior a 12.000 has), en la actualidad esto no se ve reflejado en la abundancia de las mismas, ya que ninguna llega a ocupar el 50% de esta superficie. El número de celdas de ocupación de las especies es inferior a 100 salvo para *E. triste* y *E. wildpretii*. Esta última, con 239 celdas (45% de su área potencial) ha sido beneficiada por la gestión que se está llevando a cabo desde hace años en el Parque Nacional del Teide, al igual que *E. auberianum* con cerca de una centena de celdas de ocupación (98) y un 17% de su área potencial ocupada. Esta elevada ocupación del área potencial, en el resto del territorio, fuera del Parque Nacional del Teide, sólo sucede con *Echium triste* (11%). Para el resto de las especies la superficie ocupada oscila entre el 1-5% aunque muchas de ellas presentan alta producción de semillas y son capaces de colonizar hábitats alterados, incluso bordes de carretera o senderos (p.e. *E. giganteum* de amplia distribución en la vertiente norte). Otras en cambio están restringidas (*E. leucophaeum* en el macizo de Anaga), a pesar de que su producción de semillas es significativamente mayor que en *E. giganteum*.

Este género muestra patrones de distribución muy diferenciados a cotas bajas en las áreas de tabaibal-cardonal y de los bosques termoesclerófilos, lo que puede estar relacionado, por un lado con la historia geológica insular, que conecta tres macizos inicialmente independientes (Ancochea *et al.*, 1990), con posteriores deslizamientos (Ancochea *et al.*, 1990; Watts & Masson, 1995). Pero también puede explicarse por la explotación del territorio y la presencia de ganado asilvestrado, ya que aunque las especies de este género son poco palatables para el conejo europeo (Cubas *et al.*, 2019), sabemos que el ganado asilvestrado consume sus

flores y en ocasiones inflorescencias enteras, como sucede con *Echium simplex*.

Este trabajo abre una puerta más hacia la comprensión de la distribución y abundancia de las especies, en un escenario profundamente modificado como es el de la naturaleza canaria.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer la financiación de este estudio al convenio de cooperación con el Gobierno de Canarias y la Universidad de La Laguna e indirectamente al Organismo Autónomo de Parques Nacionales (REF 2656/2020). Además agradecer a Ruymán Cedrés su ayuda en la interpretación de la viabilidad de las semillas.

BIBLIOGRAFÍA

ACKERLY, D.D. & W.K. CORNWELL (2007).

A trait-based approach to community assembly: partitioning of species trait values into within- and among-community components. *Ecology Letters*, 10(2):135–145.

ANCOCHEA, E., J. FUSTER, E. IBARROLA, A. CENDRERO, J. COELLO, F. HERNAN, J.M. CANTAGREL & C. JAMOND (1990).

Volcanic evolution of the island of Tenerife (Canary Islands) in the light of new K-Ar data. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 44(3-4): 231-249.

BAÑARES, Á., G. BLANCA, J. GÜEMES, J.C. MORENO & S. ORTIZ (Eds.) (2008).

Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Adenda 2008. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, España. 154 pp.

BAÑARES, Á., G. BLANCA, J. GÜEMES, J.C. MORENO & S. ORTIZ (Eds.) (2004).

Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, España. 1069 pp.

BAÑARES, Á., G. BLANCA, J. GÜEMES, J.C. MORENO & S. ORTIZ (Eds.) (2010).

Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Adenda 2010. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid. 170 pp.

BELLO-RODRÍGUEZ, V., A. HAMANN, J.L. MARTÍN-ESQUIVEL, J. CUBAS, M. DEL ARCO & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2023).

Habitat reduction and biotic velocity response to climate change in the alpine ecosystem of oceanic islands. *Diversity*, 15(7), 864.

BELLO-RODRÍGUEZ, V., J. CUBAS, J.L. MARTÍN-ESQUIVEL, M. MARRERO-GÓMEZ, M. DEL ARCO & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2021).

Velocidad de respuesta al cambio climático de las especies del género *Viola* en la alta montaña de Canarias. *Conservación vegetal*, 25:16-19.

BELLO-RODRÍGUEZ, V., R.G. MATEO, L. PELLISSIER, J. CUBAS, B. COOKE & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2020).

Forecast increase in invasive rabbit spread into ecosystems of an oceanic island

- (Tenerife) under climate change. *Ecological Applications*, 31(1): e02206.
- BRAMWELL, D. & J. CAUJAPÉ-CASTELLS (Eds.) (2011).
The biology of island floras. Cambridge University Press.
- BRAOJOS, J.J. (2015).
 La nube, el pino y la otra lluvia. Una metodología para evaluar el potencial de captación de agua de niebla y su aprovechamiento natural o artificial. Cabildo Insular de Tenerife.
- CARQUÉ, E., M. DURBAN VILLALONGA, M. MARRERO GÓMEZ & Á. BAÑARES BAUDET (2004).
 Influencia de los herbívoros introducidos en la supervivencia de *Stemmacantha cynaroides* (Astereaceae). Una especie amenazada de las Islas Canarias. *Vieraea*, 32: 97-105.
- CAUJAPÉ-CASTELLS, J., A. TYE, D. CRAWFORD, A. SANTOS-GUERRA, A. SAKAI, K. BEAVER, W. LOBIN, F. VINCENT-FLORENS, M. MOURA, R. JARDIM, I. GÓMES & C. KUEFFER (2010).
 Conservation of oceanic island floras: present and future global challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12: 107-129.
- CAVENDER-BARES, J., D.D. ACKERLY & K.H. KOZAK (2012).
 Integrating ecology and phylogenetics: the footprint of history in modern-day communities. *Ecology* 93: S1– S3.
- CAVENDER-BARES, J., K. H. KOZAK, P.V.A. FINE & S.W. KEMBEL (2009).
 The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology letters*, 12: 693-715.
- CHAPIN, F.S., III PAMELA A. MATSON & P.M. VITOUSEK (2011).
Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer Science & Business Media. 528 pp
- CORINE LAND COVER (2018).
Sistema Cartográfico Nacional (Ministerio de Fomento). Formato digital, Escala 1:100.000.
 URL: <http://datos.gov.es>
- CORNELISSEN, J.H.C., S. LAVOREL, E. GARNIER, S. DÍAZ, N. BUCHMANN, D.E. GURVICH, P.B. REICH, H.T. STEEGE, H.D. MORGAN, M.G.A. HEIJDEN, P.J.G. VAN DER & H. POORTER (2003).
 A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51(4): 335.
- CRAVIOTTO R.M., M. ARANGO (2005).
 Simiente de trigo: nueva herramienta en el control de calidad. INTA EEA Oliveros.
 Para mejorar la producción 31: 48-50.
- CRAVIOTTO R.M., M. ARANGO PEREARNAU, & C. GALLO (2008).
Topographic tetrazolium test for soybean. Suplemento especial análisis de semillas. EEA Oliveros. Centro Regional Santa Fe, INTA 100 pp.
- CRONK, Q. (1997).
 Centres of plant diversity. Volume 1 Europe, Africa, South West Asia and the Middle east. *Biological Conservation*, 79(1): 111-112.
- CUBAS, J., V. BELLO-RODRÍGUEZ, J.J. GARCÍA-ALVARADO & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2024).
 Efecto de variables climáticas y crecimiento vegetativo sobre el esfuerzo reproductivo

del Género *Descurainia* en Canarias. *Conservación Vegetal*, 28: 32-36

CUBAS, J., J.L. MARTÍN-ESQUIVEL, M. NOGALES, D.H.S. IRL, R. HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, M. LÓPEZ-DARIAS, M. MARRERO-GÓMEZ, M. DEL ARCO & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2018).

Contrasting effects of invasive rabbits on endemic plants driving vegetation change in a subtropical alpine instar environment. *Biological Invasions* 20:793-807

CUBAS, J., S.D.H. IRL, R. VILLAFUERTE, V. BELLO-RODRÍGUEZ, J.L. RODRÍGUEZ-LUENGO, M. DEL ARCO, J.L. MARTÍN-ESQUIVEL & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2019).

Endemic plant species are more palatable to introduced herbivores than non-endemics. *Proceeding B of Royal Society of Ecology* 286: 20190136.

DEL ABREU GALINDO, J. (1977).

Historia de la conquista de las siete islas de Canaria. Goya, Santa Cruz de Tenerife, España. 260 pp.

DEL ARCO AGUILAR, M.J., R. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, V. GARZÓN-MACHADO & B. PIZARRO-HERNÁNDEZ (2010).

Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19: 3089-3140.

DEL ARCO, M. (2008).

La flora y la vegetación canaria ante el cambio climático actual. En: AFONSO-CARRILLO, J. (Ed.), *Naturaleza amenazada por los cambios en el clima*. pp. 105-140. Actas III Semana Científica Telesforo Bravo. Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias.

DEL ARCO, M., P.L. PÉREZ DE PAZ, J.R. ACEBES, J.M. GONZÁLEZ MANCEBO, J.A. REYES BETANCORT, J.A. BERMEJO, R. DE ARMAS & R. GONZÁLEZ GONZÁLEZ, R. (2006).

Bioclimatology and climatophilous vegetation of Tenerife (Canary Islands). *Annales Botanici Fennici* 43:167-192.

DEL ARCO, M., W. WILDPRET, P.L. PÉREZ DE PAZ, O. RODRIGUEZ-DELGADO, J.R. ACEBES, A. GARCÍA-GALLO, V.E. MARTÍN, J.A. REYES-BETANCORT, M. SALAS, J.A. BERMEJO, R. GONZÁLEZ, M.V. CABRERA & S. GARCÍA ÁVILA (2006).

Mapa de Vegetación de Canarias. Santa Cruz de Tenerife. GRAFCAN 550 pp.

DEL ARCO, M.J. & O. RODRÍGUEZ-DELGADO (2018).

Vegetation of the Canary Islands. In: *Vegetation of the Canary Islands*. Plant and vegetation. Springer, 16:83-319.

DUNN, O. J. (1964)

Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, 6: 241-252.

EMERSON BC. (2002)

Evolution on oceanic islands: molecular phylogenetic approaches to understanding pattern and process. *Molecular Ecology*, 11(6):954-966.

FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, F., J. LOIDI & J.C. MORENO (2005).

Evaluación preliminar de los impactos en España por Efecto del Cambio Climático.

Proyecto ECCE.

FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., R. OTTO, M.K. BORREGAARD, H. KREFT, J.P. PRICE, M.J. STEINBAUER, P. WEIGELT & R.J. WHITTAKER (2021).

Evolutionary winners are ecological losers among oceanic island plants. *Journal of Biogeography*, 48(9): 2186-2198.

FORTINI, L., J. PRICE, J. JACOBI, A. VORSINO, J. BURGETT, K. BRINCK, F. AMIDON & S. MILLER (2013).

A landscape-based assessment of climate change vulnerability for all native Hawaiian plants. University of Hawai'i at Hilo. 134 pp.

GALLO, C., J.B. FRANÇA-NETO, M. ARANGO, S. GONZALEZ, V. FRANCOMANO C. CARRACEDO, O. COSTA, R. ALVES & R. CRAVIOTTO (2015).

Validación de la Prueba de Tetrazolio como Método de Vigor para semillas de *Glycine max*. INTA EEA

GARZÓN-MACHADO, V., J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO, Á. PALOMARES-MARTÍNEZ, A. ACEVEDO- RODRÍGUEZ, J.M. FERNÁNDEZ-PALACIOS, M. DEL ARCO-AGUILAR & P.L. PÉREZ-DE- PAZ (2010).

Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation* 143(11):2685-2694.

GILLESPIE, R.G., E.M. CLARIDGE & G.K. RODERICK (2008).

Biodiversity dynamics in isolated Island communities: Interaction between natural and human-mediated processes. *Molecular Ecology*, 17(1): 45– 57.

GONZÁLEZ MANCEBO, J.M., V. BELLO-RODRÍGUEZ, J. CUBAS, J. PARADA-DÍAZ, Á. BAÑARES, Á. PALOMARES, J.L. MARTÍN-ESQUIVEL & M. DEL ARCO (2022).

Assessing global warming vulnerability of restricted and common plant species in alpine habitats on two oceanic islands *Biodiversity and Conservation [in press]*.

GONZALEZ VERA, M.J., T. ZANATTA AUMONDE, G.E. MENEGHELLO, A.B. NOGUEZ MARTINS, Y. LEZCANO AQUINO & P. PEÑA (2019).

Protocolo de análisis de viabilidad de semillas de chía mediante test de tetrazolio. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 10(7): 1481–1489.

GONZÁLEZ-MANCEBO, J.M., V. BELLO-RODRÍGUEZ, J. CUBAS, R. HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, L. PITTI-PIMIENTA, R. CEDRÉS-PERDOMO & M. DEL ARCO (2018)

Impacto del Cambio Climático en la Flora de Tenerife y Gran Canaria. Un análisis necesario para conocer la vulnerabilidad de la Biodiversidad Canaria. Cofinanciado por el programa operativo FEDER-Canarias (2014-2020). 457 pp. Memoria científica-técnica.

HAILA, Y. (2002).

A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12: 321-334.

HANZ, D.M., V. CUTTS, M.P. BARAJAS-BARBOSA, A. ALGAR, C. BEIERKUHNLEIN, F. COLLART, J.M. FERNÁNDEZ-PALACIOS, R. FIELD, D.N. KARGER, D.R. KLENLE, H. KREFT, J. A

Effects of climate change on the distribution of plant species and plant functional strategies on the Canary Islands. *Diversity and Distributions*, 00, 1-15

HARTER, D.E.V., S.D.H. IRL, B. SEO, M.J. STEINBAUER, R.G. GILLESPIE, K.A. TRIANTIS, J.M. FERNÁNDEZ-PALACIOS & C. BEIERKUHNLEIN (2015).

Impacts of global climate change on the floras of oceanic islands—Projections, implications and current knowledge. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(2): 160– 183.

INTERNATIONAL SEED TESTING ASSOCIATION. (1976).

International rules for seed testing. Rules and annexes. International Seed Testing Association. *Seed Science and Technology* 4: 3-177

INTERNATIONAL SEED TESTING ASSOCIATION. (2016).

International rules for seed testing. The International Seed Testing Association (ISTA). Suiza

JUSTICE, O.L. (2012).

Essentials of seed testing. En: Kozłowski, T.T. (Ed). *Seed Biology, Volume III: Insects, and Seed Collection, Storage, Testing, and Certification*. Acedemic Press, Nueva York & Londres.

KOORNNEEF, M., L. BENTSINK & H. HILHORST (2002)

Seed Dormancy and Germination. *Current Opinion in Plant Biology*, 5(1), 33-36.

KRAFT, N.J.B., L.S. COMITA, J.M. CHASE, N.J. SANDERS, N.G. SWENSON, T.O. CRIST, J.C. STEGEN, M. VELLEND, B. BOYLE, M.J. ANDERSON, H.V. CORNELL, K.F. DAVIES, A.L. FREESTONE, B.D. INOUE, S.P. HARRISON & J.A. MYERS (2011).

Disentangling the drivers of diversity along latitudinal and elevational gradients. *Science*, 333: 1755–1758.

KRUSKAL, W.H. & A. WALLIS (1952)

Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47, 583-621.

LAURANCE, W. F. (2008).

Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological conservation*, 141(7): 1731-1744.

LEMS, K. (1960).

Floristic Botany of the Canary Islands: A Compilation of the Geographic Distribution, Dispersal Types, Life Forms and Leaf Types of the Species of Vascular Plants.

MEINERI, E., O. SKARPAAS, J. SPINDELBOCK, T. BARGMANN, V. VANDVIK (2014).

Direct and size- dependent effects of climate on flowering performance in alpine and low-land herbaceous species. *Journal of Vegetation Science*, 25: 275–286.

MENDEZ M. & P.S. KARLSSON (2004)

Between-population variation in size-dependent reproduction and reproductive allocation in *Pinguicula vulgaris* (Lentibulariaceae) and its environmental correlates.

- Oikos*, 104:59–70.
- MENGES, E. S. & J.R. GUERRANT (2016).
Seed banking in wild species conservation. *Kew Bulletin*, 71(1):1–19.
- MORATINOS, H., M. PEÑALOZA, Z. FLORES, M. AVILA, A. GONZÁLEZ-VERA (2017).
Prueba topográfica por tetrazolio (TZ) en semillas de soya. *Edición Especial de la Revista Alcance*, 73:114–122.
- MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B FONSECA, J. KENT (2000).
Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853–858.
- NOGALES, M., J.L. RODRÍGUEZ-LUENGO & P. MARRERO, P. (2006).
Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36(1): 49–65.
- OBESO, J.R. (2002)
The costs of reproduction in plants. *New Phytologist*, 155, 321–348.
- OKSANEN, J., F. GUILLAUME-BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P.R. MINCHIN, R.B. O'HARA, G.L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M.H.H. STEVENS, E. SZOECS & H. WAGNER (2018).
vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-1.
- OLANO, J.M., P. BRITO, Á.M. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, J.L. MARTÍN-ESQUIVEL, M. GARCÍA-HIDALGO & V. ROZAS (2017).
Thirsty peaks: Drought events drive keystone shrub decline in an oceanic island mountain. *Biological Conservation*, 215: 99–106.
- OLLERTON, J. & A. LACK (1998).
Relationships between flowering phenology, plant size and reproductive success in *Lotus corniculatus* (Fabaceae). *Plant Ecology*, 139:35–47.
- PAUSAS, J.G., R.A. BRADSTOCK, D.A. KEITH, J.E. KEELEY & G.F. NETWORK. (2004).
Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85: 1085– 1100.
- PÉREZ DE PAZ P.L., M. DEL ARCO, J.R. ACEBES GINOVES, W. WILDPRET DE LA TORRE (1986).
Leguminosas forrajeras de Canarias. Museo insular de ciencias naturales. Aula cultura de Tenerife. pp. 153.
- PIAO, S., Q. LIU, A. CHEN, A. CHEN, I.A. JANSSENS, Y. FU, J. DAI, L. LIU, X. LIAN, M. SHEN & X. ZHU (2019)
Plant phenology and global climate change: Current progresses and challenges. *Global Change Biology*, 25:1922–1940.
- PICKERING, C.M. (1994)
Size-dependent reproduction in Australian alpine *Ranunculus*. *Australian Journal of Ecology*, 19: 336–344
- PILLAR, V. D. & L.D.S. DUARTE (2010).
A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. *Ecology letters* 13: 587– 596.

- PITTI-PIPIENTA, L., J. CUBAS, M. DEL ARCO & J.M. GONZÁLEZ-MANCEBO (2025).
Daños producidos por ganado asilvestrado en las comunidades vegetales del Parque Rural de Anaga (Tenerife), *Vieraea*, 48.
- ROBERTS, E.H. (1972).
Viability of Seeds. Chapman and Hall Ltd. London.
- SCHARPF, R.F. (1970).
Seed viability, germination and radicle growth of dwarf mistletoe in California. USDA Forest Service Research Paper PSW-59.
- SEGUÍ, J., M. LÓPEZ-DARIAS, A.J. PÉREZ, M. NOGALES & A. TRAVESET (2017).
Species–environment interactions changed by introduced herbivores in an oceanic high-mountain ecosystem. *AoB PLANTS* 9(1): plw091-plw091.
- SILVA, L., E.OJEDA LAND & J.L.RODRÍGUEZ-LUENGO (Eds.) (2008).
Flora y Fauna Terrestre Invasora en la Macaronesia. TOP 100 en Azores, Madeira y Canarias. ARENA. Ponta Delgada. 546 pp. 35. GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE.
- SOMERO, G.N. (2010)
The physiology of climate change: how potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine ‘winners’ and ‘losers’. *Journal Experimental Biology*, 213(6): 912-920.
- TANAKA Y. (1984).
Assuring seed quality for seedling production: cone collection and seed processing, testing, storage, and stratification. Pp. 27-39. En: DURYEA M.L., T.D. LANDIS (EDS.). Forest, nursery manual: production of bareroot seedlings, La Haya. Martinus Nijhoff/ Dr W Junk Publishers.
- VALDÉS, B. (1997).
Echium L. En: S.CASTROVIEJO, C. AEDO, M. LAÍNIZ, F. MUÑOZ GARMENDIA, G. NIE-TO FELINER, J. PAIVA & C. BENEDÍ, C. (Eds.). Flora iberica 11: 414-446. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- WATTS, A. B. & MASSON, D.G. (1995).
A giant landslide on the north flank of Tenerife, Canary Islands. *Journal of Geophysical Research*, 100(B12): 24487–24498.
- WEBB, C. O., D. D. ACKERLY & S.W. KEMBEL (2008).
Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics* 24: 2098– 2100.