

Relación entre los rasgos estéticos de plantas leñosas ornamentales y su origen

Raúl Morón-López^{1,*} , Montserrat Vilà^{1,2} 

(1) Estación Biológica de Doñana, EBD-CSIC. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. C/ Américo Vespucio, 26, 41092 Sevilla, España.

(2) Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, 41092 Sevilla, España.

* Autor para correspondencia / Corresponding author: R. Morón-López [raul.moron@ebd.csic.es]

> Recibido / Received: 25/10/2024 – Aceptado / Accepted: 23/07/2025

Cómo citar / How to cite: Morón-López, R., Vilà, M. 2025. Relación entre los rasgos estéticos de plantas leñosas ornamentales y su origen. *Ecosistemas* 34(3): 2900. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2900>

Relación entre los rasgos estéticos de plantas leñosas ornamentales y su origen

Resumen: Los ecosistemas urbanos aportan servicios ecosistémicos valiosos, además de beneficios para la biodiversidad. Sin embargo, el uso de plantas ornamentales en los parques urbanos es también la principal vía de introducción de especies exóticas en los espacios naturales. Por tanto, entender cuáles son los rasgos que influyen en la introducción de especies exóticas potencialmente invasoras es clave para prevenir sus impactos. En este estudio, hemos comparado rasgos estéticos de plantas leñosas ornamentales según si son nativas o exóticas en España; y según su grado de invasión (no establecidas, naturalizadas e invasoras). Para ello, recopilamos datos de 12 rasgos estéticos relacionados con el color, la forma, la textura y el tipo de los órganos aéreos de 342 plantas leñosas ornamentales cultivadas en 59 parques de 27 ciudades de toda España peninsular. No hemos encontrado diferencias para los rasgos relacionados con el color y el tipo, excepto en el caso de las especies invasoras donde, en comparación con el resto de exóticas, un mayor número de especies presentan hojas bipinnadas y menos especies presentan hojas simples. No obstante, las especies exóticas se diferencian de las nativas por la forma de sus flores, frutos y copas, así como por la textura de sus cortezas. Entre especies exóticas, las especies no establecidas se diferencian de las naturalizadas por la forma de sus hojas y la textura de sus cortezas. En conclusión, nuestro estudio demuestra la existencia de rasgos que influyen en la elección de las plantas ornamentales exóticas. Sin embargo, estos rasgos pueden no ser útiles para distinguir su potencial invasor.

Palabras clave: ecología urbana; España; especies invasoras; parques urbanos; plantas ornamentales; rasgos funcionales

Relationship between aesthetic traits of woody ornamental plants and their origin

Abstract: Urban green spaces provide valuable ecosystem services and benefit biodiversity. Yet, the use of ornamental plants in public gardens is also the main pathway for the introduction of exotic species in natural habitats. Understanding which are the plant traits that influence the introduction of exotic species is key for preventing their invasion. In this study, we compared aesthetic traits of woody ornamental plant based on whether they are native or exotic in Spain; and according to their invasion status (i.e. non-established, naturalized and invasive). For this purpose, we gathered data on 12 aesthetic traits related to colour, shape, texture and type of aerial organs from 342 ornamental woody species, cultivated in 59 parks belonging to 27 cities across peninsular Spain. We did not find any differences for colour and type traits, except for invasive species having more bipinnated leaves and less simple leaves than the rest. Nevertheless, exotic species differ from natives according to the shape of their flowers, fruits and canopies, and to the texture of their barks. Among exotic species, non-established species differ from the naturalized ones on the shape of their leaves and the texture of their barks. In conclusion, our study demonstrates the existence of traits influencing the choice for ornamental exotic plants. However, these traits might not be useful for distinguishing their invasive potential.

Keywords: functional traits; invasive species; ornamental plants; urban ecology; urban parks; Spain

Introducción

Las consecuencias derivadas de la pandemia de la COVID-19 y el confinamiento han puesto de manifiesto los beneficios que tienen los entornos naturales urbanos sobre la población (Ugolini et al. 2020). Las zonas verdes urbanas aportan importantes servicios ecosistémicos a la ciudadanía (Chiesura 2004). De hecho, los jardines públicos nos protegen tanto contra los efectos del cambio climático y de los patógenos transmitidos por zoonosis (Tzoulas et al. 2007; Geary et al. 2021), como contra los problemas sanitarios derivados del rápido ritmo de vida de las ciudades, como el estrés y el sedentarismo (Lee et al. 2015). Las zonas verdes también brindan grandes beneficios a la biodiversidad. Por ejemplo, albergan una importante diversidad de polinizadores nativos (Hall et al. 2016), y también funcionan como corredores de especies salvajes (véase Breuste et al. 2013;

Vargas-Hernández et al. 2023). No obstante, la falta de atención hacia la composición vegetal y el bienestar ecológico de las zonas verdes urbanas pueden tener efectos adversos y poner en riesgo a las comunidades naturales fuera de las ciudades (p. ej., Caughlin et al. 2023).

En este contexto, la introducción de especies exóticas para su uso en jardinería supone un alarmante riesgo, ya que, a nivel mundial, el 90 % de estas especies que han podido establecer comunidades autosuficientes en ecosistemas nativos han sido introducidas con estos fines (van Kleunen et al. 2018; Bayón y Vilà 2019). Las especies exóticas invasoras generan impactos tanto a nivel ambiental (Keller et al. 2011; Padullés-Cubino et al. 2021), como a nivel socioeconómico (Pyšek et al. 2020) e incluso sanitario (Hulme 2014). Por ello, multitud de organismos gubernamentales como la Unión Europea, la Plataforma Intergubernamental sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES), o la Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza (IUCN) han manifestado y priorizado la necesidad de regular su introducción y controlar sus impactos en todos los sectores afectados (IUCN 2000; IPBES 2019; European Commission 2020a; Hulme et al. 2023).

El número de especies exóticas naturalizadas a nivel mundial ha aumentado exponencialmente desde la década de 1970 (Seebens et al. 2017). Sin embargo, aunque se han destinado muchos esfuerzos en catalogar nuevas especies introducidas y sus impactos, no existe un único plan de acción contra las especies exóticas invasoras que sea eficiente y aplicable. En esta línea, Haubrock y colaboradores mostraron en 2021 la existencia de un desequilibrio pronunciado en Europa entre el coste anual de mitigar los impactos generados por estas especies y el presupuesto destinado a prevenirlas y controlarlas (Haubrock et al. 2021). Según los datos de este estudio, en 2020 se superaron los 100 mil millones de euros en costes de control y mitigación de impactos, mientras que los presupuestos de prevención fueron diez veces menores. La comunidad científica lleva años advirtiendo que enfocar los esfuerzos en acciones de erradicación es una solución lenta y de coste elevado, mientras que la gestión preventiva trae buenos resultados en menor tiempo y de menor coste (p. ej., Hulme 2006; Rout et al. 2011; Hussner et al. 2017; Diagne et al. 2021).

El seguimiento de la introducción de especies exóticas presenta problemas relacionados con, por ejemplo, la falta de taxónomos expertos que puedan identificarlas tempranamente, o la dificultad en rastrear el tráfico a nivel internacional (Simberloff 2014). No obstante, trazar un seguimiento de las especies introducidas mediante la jardinería es bastante factible, ya que son las autoridades locales las que deciden qué especies se cultivan en los jardines públicos, apoyándose en las directrices de los planes urbanísticos, así como en expertos botánicos, técnicos paisajistas, proveedores locales y, ocasionalmente, la población. Es bien sabido que la cultura de cada región juega un papel importante en la toma de decisiones, al establecerse vínculos entre la población y las especies vegetales con las que históricamente se ha relacionado (p. ej., Heinrich et al. 1998 en México; Redzic 2007 en Bosnia y Herzegovina; o Arriaza et al. 2004 y Gras et al. 2019 en España).

Debido a esto, en los últimos años, estudiar cuáles son las cualidades de las especies que las hacen atractivas para ser cultivadas en nuestros jardines públicos está tomando relevancia (véase Thuiller et al. 2006; Ruiz-Hernández et al. 2021). Estudios recientes prueban que la población urbana aprecia más en sus parques a las especies ornamentales con rasgos relacionados con la estética y la fenología (Kendal et al. 2012; Aronson et al. 2016; Kato et al. 2017; Wang et al. 2019; Mendes et al. 2024). Además, la capacidad de proveer servicios estéticos y culturales en los parques urbanos también se ha convertido en una de las principales razones para la introducción deliberada de especies exóticas ornamentales (Vaz et al. 2018). Por ejemplo, los ciudadanos británicos muestran una clara predilección por las plantas exóticas, coloridas, que no producen muchos residuos y que atraen a los insectos. Además, los ciudadanos también se sienten atraídos hacia lo que consideraban poco común o estructuralmente complejo (Hoyle et al. 2017a). Goodness (2018) llegó a las mismas conclusiones llevando a cabo un estudio similar en Ciudad del Cabo, Sudáfrica; con la excepción de que la ciudadanía posee una mayor conciencia sobre la importancia de preservar las especies nativas. No obstante, pese a la cantidad de literatura científica basada mayoritariamente en cuestionarios que describen preferencias sobre rasgos vegetales, existe una carencia de estudios que investiguen si hay diferencias entre la relación de los rasgos estéticos con el origen y el potencial invasor de las especies.

Nuestro estudio analiza la composición vegetal leñosa y su origen en los principales parques urbanos de España peninsular, con el objetivo de describir los rasgos estéticos de las especies más representativas. Además, hemos investigado si existen diferencias entre estos rasgos, el origen y el grado de invasión de las especies exóticas en los espacios naturales.

En concreto, hemos focalizado este estudio a responder las siguientes preguntas:

1. ¿Cuáles son las especies ornamentales leñosas y familias más cultivadas en los parques urbanos de la España peninsular?
2. ¿Cuál es la proporción de especies exóticas y, de estas, cuáles se encuentran establecidas o son invasoras en el medio natural?
3. ¿Qué caracteres foliares, florales, de los frutos, corteza y copa de los árboles puedan explicar la elección de plantas ornamentales?
4. ¿Hay diferencias en estos rasgos según el origen y el grado de invasión de las plantas ornamentales leñosas exóticas?

Material y Métodos

Construcción de la base de datos de especies y rasgos

Obtención de inventarios vegetales

Se recopilamos inventarios de especies vegetales leñosas de 59 parques y jardines públicos urbanos presentes en 27 localidades repartidas por todo el territorio peninsular español (Fig. 1). Los datos se tomaron del repositorio en línea “Vivir los parques” (www.vivirlosparques.es; último acceso: 14 Feb 2024) creado por la “Asociación Española de Parques y Jardines Públicos” (AEPJP 2019). Este repositorio proporciona la información más actualizada sobre inventarios vegetales en los parques urbanos españoles. Nuestro estudio supone una actualización y ampliación de los resultados de Bayón et al. (2021) mediante la actualización de los parques disponibles, los inventarios de especies en cada uno de ellos y la toma de datos sobre rasgos en los repositorios consultados.

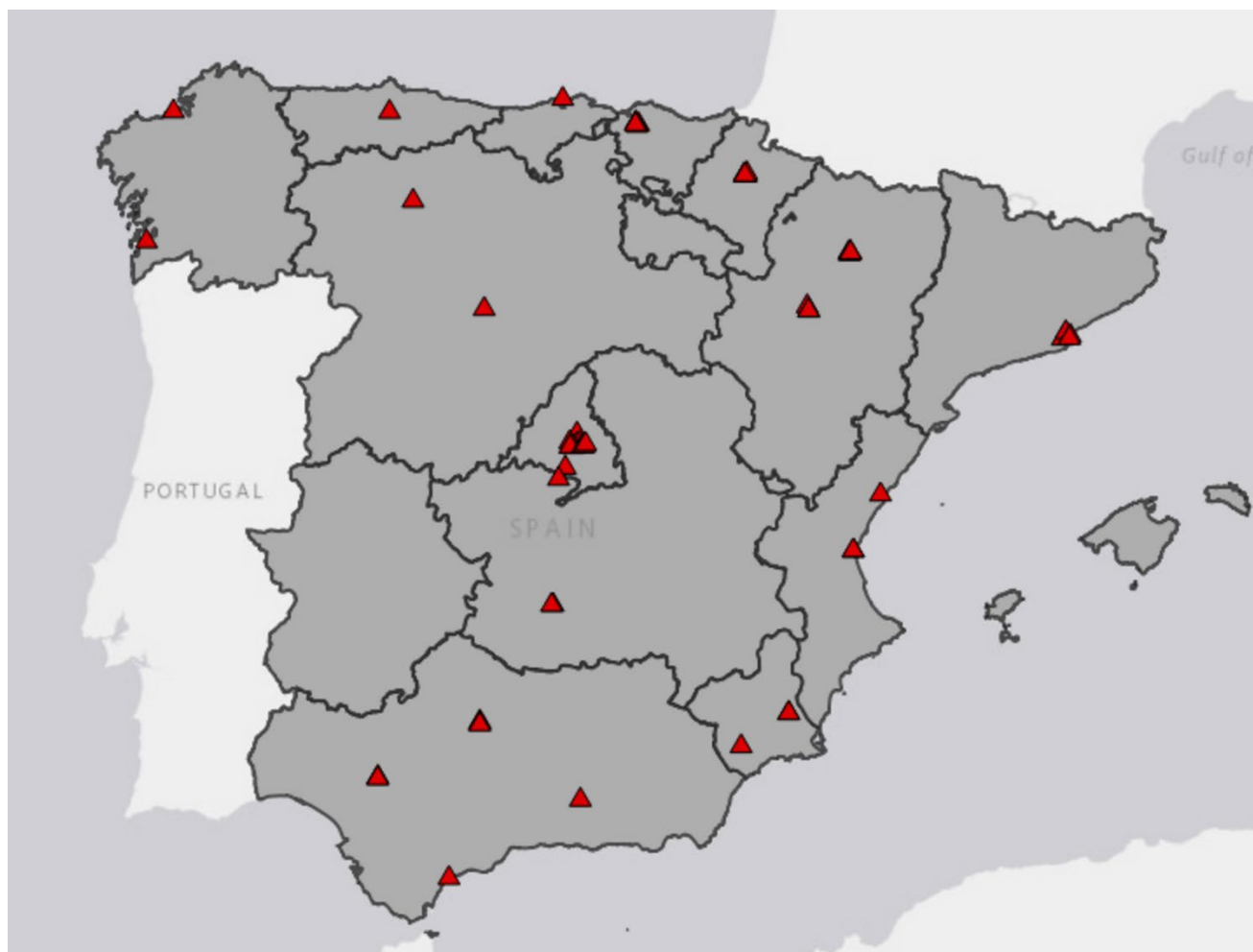


Figura 1. Mapa de España que incluye la distribución geográfica de los parques urbanos estudiados. Cada triángulo rojo identifica la ubicación de un parque urbano.

Figure 1. Map of Spain showing the geographical distribution of the assessed urban parks. Each red triangle identifies the location of an urban park.

De todas las especies presentes en los repositorios, se seleccionaron solo aquellas que presentan un crecimiento secundario leñoso aéreo (i.e., árboles, arbustos, cactus y palmeras). Las especies herbáceas, rizomatosas y tuberculosas se excluyeron porque su cultivo puede variar drásticamente de unos años a otros. Para armonizar y actualizar la nomenclatura de los taxones a nivel de especie se utilizaron las herramientas en línea “World Flora Online” (WFO 2024; último acceso: 2 Mar 2024) y “Catalogue of Life” (Bánki et al. 2024; último acceso: 2 Mar 2024). Luego, los taxones infraespecíficos se estandarizaron al nivel taxonómico de especie (p. ej., *Pyrus calleryana* var. *graciliflora* pasó a ser *Pyrus calleryana*). Se descartaron los taxones supraespecíficos, indeterminados e híbridos (p. ej., *Abies* sp., *Pinus* spp. o *Citrus* × *aurantium*). La aplicación de estos filtros resultó en la reducción de los 635 taxones obtenidos inicialmente, hasta un total de 541 especies leñosas pertenecientes a 91 familias. Por último, se acotó la selección de especies de análisis a aquellas presentes en un mínimo de dos parques; así, nuestro estudio se centra en 342 especies leñosas. Este filtro facilitó obtener una base de datos representativa de la flora ornamental y sus rasgos a nivel peninsular.

Caracterización de las especies según su origen

Para cada especie seleccionada, se comprobó su región de procedencia y se le asignó una categoría de origen y grado de invasión siguiendo la terminología propuesta por [Richardson et al. \(2000\)](#):

- **Nativa:** Especies procedentes de la región ibérica y mediterránea presentes en estado silvestre en España.
- **Exótica no establecida:** Especies no-nativas solo encontradas de forma ornamental o como subespontánea, y sin registros de que formen poblaciones naturales autosuficientes.
- **Exótica establecida o naturalizada:** Especies ornamentales no-nativas que han formado poblaciones autosuficientes en comunidades naturales, pero sin registros de que presenten velocidades altas de expansión o de que provoquen un impacto notable en la biodiversidad o la salud y el estilo de vida de las personas.
- **Exótica invasora:** Especies ornamentales no-nativas establecidas en comunidades naturales y consideradas invasoras a nivel legislativo o científico por haberse expandido con rapidez y provocar impactos importantes.

El grado de invasión se determinó a partir de los listados realizados en [Sanz-Elorza et al. \(2004\)](#), [Castroviejo \(2012\)](#), en el “Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras” ([MITECO 2023](#); último acceso 16 Mar 2024) y en la legislación europea más reciente ([European Commission 2017, 2020b](#)). También se comprobaron reportes actualizados en la bibliografía reciente ([Verloove et al. 2006](#); [Verloove y Sánchez-Gullón 2008, 2012](#); [Pyke 2013](#); [Sánchez-Gullón and Verloove 2015, 2016](#); [Valdés 2015](#)).

Obtención de datos sobre rasgos

Se seleccionaron 11 rasgos estéticos categóricos (2 de hojas, 3 de flores, 3 de frutos, 1 de semillas, 1 de copas y 2 de cortezas) de cada una de las especies de estudio. En la [Tabla 1](#) se muestran los rasgos, sus categorías y el número de especies de estudio en cada categoría.

Tabla 1. Lista de los rasgos estéticos y de origen y las categorías encontradas en las plantas estudiadas. Los números entre paréntesis indican la abundancia de cada categoría.

Table 1. List of aesthetic and origin traits and the categories found in the studied plants. Numbers in brackets show the abundance of each category.

Rasgo	Categoría
Origen	Nativas (68), Exóticas no establecidas (164), Exóticas establecidas (97) y Exóticas invasoras (13)
Forma de la hoja	Ovada (59), Elíptica (51), Lanceolada (44), Acicular (31), Palmada (24), Linear (23), Oblonga (20), Escama (17), Obovada (12), Costapalmada (12), Cordada (9), Lobada (5), Trifoliada (5), Romboidal (4), Orbicular (3), Digitada (2), en Abanico (2), Deltoidea (2), Flabelada (1) y Variable (16)
Tipo de hoja	Simple (257), Pinnada (77), Bipinnada (7) y Variable (1)
Color de la unidad sexual	Blanco (102), Amarillo (90), Verde (37), Rojo (32), Marrón (19), Rosa (14), Morado (12), Naranja (6), Azul (3) y Variable (27)
Forma de la unidad sexual	Amento (62), Panícula (61), Racimo (38), Corimbo (35), Actinomorfa (20), Espádice (18), Umbela (16), Globosa (14), Glomérulos (9), Cónica (9), Espiga (8), Fascículo (8), Capítulo (4), Dicasio compuesto (4), Sicono (4), Umbela compuesta (4), Pseudoracimo (3), Cima helicoidal (2), Tirso (2), Policasio (2), Dicasio (1) y Variable (18)
Tipo de unidad sexual	Inflorescencia racimosa (127), Inflorescencia compuesta (67), Estróbilo (61), Inflorescencia cimosa (47), Flor solitaria (20), Inflorescencia especializada (4) y Variable (16)
Color del fruto	Marrón (138), Rojo (50), Negro (39), Amarillo (26), Morado (25), Verde (22), Naranja (15), Blanco (10), Azul (7), Gris (2) y Rosa (2) y Variable (6)
Forma del fruto	Drupa (86), Baya (55), Cápsula (50), Samara (26), Cono cilíndrico (23), Nuez (24), Cono globoso (20), Vaina (19), Aquenio (6), Gálbulo (5), Pomo (5), Folículo (4), Siconio (4), Polidrupa (4), Esquizocarpo (2), Plurifolículo (3), Arilo (3), Esporófilo (2) y Balausta (1)
Tipo de fruto	Carnoso (141), Seco dehiscente (68), Seco indehiscente (62), Cono (43), Fruto múltiple (11), Cono modificado (8), Infrutescencia (7) y Esporangio* (2)
Tipo de unidad de dispersión	Semilla (244), Fruto (63), Segmento del fruto (28), Infrutescencia (2) y Variable (5)
Forma de la copa	Redondeada (140), Cónica (57), Arbustiva (51), Extendida en fuente (42), Columnar (16), Trepadora (15), Cónica inversa (8), Irregular (7) y Pendular (6)
Textura de la corteza	Surcos (142), Suave (75), Descamada en fibras (41), Lenticelas (27), Descamada en parches (8) y Otros (49),
Color de la corteza	Marrón (146), Gris (140), Roja (13), Verde (12), Blanco (9), Negro (1), Morado (1), Amarillo (1) y Variable (19)

* Un esporangio no es un fruto, pero se incluye en esta categoría por ser la estructura que forma las diásporas.

Estos rasgos estaban relacionados con el color, la forma y la textura de diversas partes de las plantas, y la información sobre ellos se solicitó al repositorio TRY-Plant Trait Database (Kattge et al. 2020). En TRY se encontró información para el 40 % de los datos solicitados, de forma que el resto se consultó en herramientas digitales (**Material Suplementario. Lista S1**) de acuerdo con la siguiente jerarquía:

- 1º Descripción de los tipos originales.
- 2º Descripciones taxonómicas actualizadas publicadas en la literatura científica.
- 3º Descripciones de paratipos o neotipos preservados en herbarios virtuales universitarios o estatales.
- 4º Claves de identificación dicotómica.
- 5º Descripciones botánicas en Floras digitales que no hacen referencia directa a un espécimen preservado.
- 6º Información disponible en viveros en-línea.

Tras conseguir información sobre todos los rasgos, se simplificó y armonizó la nomenclatura de las categorías de cada rasgo como sigue. Se descartó la terminología relacionada con tonalidades o colores intermedios (p. ej., “pardo” o “amarillo claro” pasaron a ser “marrón” y “amarillo”), y se desecharon nombres minoritarios dados a formas de flores y hojas, y se aproximaron a formas similares y más comunes (p. ej., “ovo-elíptica” o “cuneada” se renombraron como “ovada” y “obovada”, respectivamente). También se incluyeron dos categorías nuevas: la categoría “variable” se refiere a aquellos rasgos de especies que presentan un espectro amplio de caracteres igualmente representados, o bien para los casos en los que no se encontró información clara sobre cuál de los caracteres es el predominante. Por otro lado, la categoría “otro”, presente solo en la variable “Textura de la corteza”, se utiliza para designar a especies cuyas cortezas no presentan un patrón claro o pueden presentar varios patrones a la vez, pero este patrón no varía sustancialmente entre individuos como sí ocurre con la categoría “variable”.

Análisis de datos

El análisis estadístico se llevó a cabo en la versión 4.2.2 de R (R Core Team 2022).

Primero, se hizo una exploración y clasificación de los datos utilizando el paquete “dplyr” (Wickham et al. 2023), que dispone de herramientas muy útiles de ordenación de datos y estadística descriptiva. De este modo, se ordenaron las especies según su familia y origen; y se exploraron la abundancia y variabilidad de los valores de cada rasgo.

Posteriormente, para cada variable, se crearon dos tablas de contingencia incluyendo la variable “origen” y la frecuencia de los rasgos. En una tabla se agrupó la variable “origen” en “nativas” y “exóticas”. En la otra tabla se incluyeron solo las especies exóticas, con el objetivo de comparar las distintas categorías (no establecidas, naturalizadas e invasoras) entre ellas. Luego se aplicó una prueba de chi-cuadrado de Pearson (χ^2) a cada tabla y variable para analizar las diferencias dentro de cada variable. La tabla de contingencia se creó utilizando la colección de paquetes “tidyverse” (Wickham et al. 2019), y el χ^2 se llevó a cabo utilizando la función “chisq.test()” disponible en la versión base de R.

Finalmente, se analizaron los residuos estandarizados de los test χ^2 con el objetivo de ver la dirección y la fuerza de las diferencias entre categorías para cada clase de origen. Se consideraron significativos todos los resultados del test χ^2 asociados a un p -valor < 0.05, notado «*»; o los residuos estándar > |1.96|. También se consideraron dos índices de significancia superiores en p -valor < 0.01 o residuos estándar > |2.58| (notados «**») y p -valor < 0.001 o residuos estándar > |3.29| (notados «***»).

Resultados

Composición de especies

En los parques urbanos analizados se han encontrado un total de 342 especies leñosas pertenecientes a 183 géneros y 66 familias. Cada especie está presente en una media de 10 ± 8.64 (media $\pm$ desv. est.) parques. En concreto, 227 (66.4 %) especies están presentes en 10 parques o menos, 71 (20.8 %) especies están presentes en el rango de 10 a 20 parques, y 43 (12.6 %) especies están cultivadas en 20 parques o más. Las especies más cultivadas son *Cupressus sempervirens* (Cupressaceae, naturalizada), plantada en 43 (72.9 %) parques; *Robinia pseudoacacia* (Fabaceae, invasora), presente en 35 (59.3 %); y *Cedrus atlantica* (Pinaceae, naturalizada), *Cedrus deodara* (Pinaceae, naturalizada), *Celtis australis* (Cannabaceae, naturalizada) y *Styphnolobium japonicum* (Fabaceae, exótica no establecida), presentes en 34 (57.6 %).

En cuanto a la división taxonómica, hemos encontrado 281 especies de angiospermas y 61 especies de gimnospermas. Entre las angiospermas, 263 especies tienen forma de árbol o arbusto y 18 especies tienen forma de palmera. Las familias más comunes son Rosaceae, representada por 40 especies (11.7 %); y Arecaceae, representada por 34 especies (9.94 %). Por debajo, las familias Cupressaceae y Pinaceae cuentan con 21 y 20 especies respectivamente (6.14 % y 5.85 %), y las 227 especies restantes pertenecen a 62 familias con menos de 20 representantes por familia (<5 %).

En cuanto al origen, hemos encontrado 68 especies nativas (19.9 %) y 274 especies exóticas (80.1 %). Entre las exóticas, 164 especies (47.9 %) no se encuentran establecidas en el medio natural, 97 especies (28.4 %) están naturalizadas y 13 (3.8 %) son invasoras. Las especies catalogadas como invasoras son *Acacia dealbata* (Fabaceae), *Acer negundo* (Sapindaceae), *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae), *Buddleja davidii* (Scrophulariaceae), *Elaeagnus angustifolia* (Elaeagnaceae), *Eriobotrya japonica* (Rosaceae), *Eucalyptus camaldulensis* (Myrtaceae), *Eucalyptus globulus* (Myrtaceae), *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae), *Lonicera japonica* (Caprifoliaceae), *Parkinsonia aculeata* (Fabaceae), *Robinia pseudoacacia* (Fabaceae) y *Schinus molle* (Anacardiaceae).

Rasgos estéticos

La **Tabla 2** muestra los resultados para el test estadístico χ^2 entre los rasgos y el origen y grado de invasión de las especies. En el **material suplementario (Tabla S2)**, se incluye la dirección del efecto para cada carácter en los rasgos que muestran diferencias.

Tabla 2. Resultados del test χ^2 llevado a cabo entre cada rasgo y el origen y grado de invasión de las exóticas. Las diferencias significativas se muestran en negrita. *: p -valor < 0.05, **: p -valor < 0.01, ***: p -valor < 0.001.

Table 2. Results for the χ^2 test performed between each trait and the origin and the invasion status of the species. Significant differences are shown in bold. *: p -value < 0.05, **: p -value < 0.01, ***: p -value < 0.001.

Rasgos	Origen		Grado de invasión	
	Nativas / Exóticas		No establecidas / Naturalizadas / Invasoras	
	χ^2	p -valor	χ^2	p -valor
Forma de la hoja	14.65	0.7	58.21	0.02 (*)
Tipo de hoja	5.45	0.1	28.41	0.001 (**)
Color de la unidad sexual	16.01	0.07	13.88	0.61
Forma de la unidad sexual	43.68	0.002 (**)	54.83	0.09
Tipo de unidad sexual	9.13	0.2	8.54	0.74
Color del fruto	13.94	0.2	22.17	0.45
Forma del fruto	43.11	0.001 (***)	50.13	0.06
Tipo de fruto	13.89	0.05	17.10	0.25
Tipo de unidad de dispersión	4.34	0.4	5.73	0.68
Forma de la copa	23.73	0.003 (**)	25.67	0.06
Textura de la corteza	20.43	0.001 (**)	21.21	0.02 (*)
Color de la corteza	6.14	0.6	19.53	0.24

Hojas

En las clasificaciones según el tipo y forma de las hojas (**Fig. 2**), hemos encontrado que la mayoría de especies tienen hojas simples con formas muy distintas, siendo las más comunes las hojas ovadas, elípticas y lanceoladas. La hiedra virgen (*Parthenocissus tricuspidata*), una planta naturalizada trepadora, es la única especie con tipo de hoja "variable", pues tiene hojas compuestas pero el número de divisiones de la hoja no es fijo entre individuos.

La forma y el tipo de hoja no difiere entre especies nativas y exóticas (**Fig. 2A, B**). No obstante, sí hay diferencias dentro de las especies exóticas (**Fig. 2C, D**): entre las especies exóticas no establecidas no se han encontrado diferencias según el tipo de hoja, pero sí presentan una menor frecuencia de hojas con forma de escama que las especies naturalizadas e invasoras. Las especies naturalizadas tampoco muestran diferencias con respecto al tipo de hoja, pero sí se han encontrado más especies con hojas con forma de escama y ovada; en cambio, presentan menos hojas lineares. Por último, las especies invasoras presentan diferencias en el tipo de hoja, englobando casi a la totalidad de especies con hoja bipinnada y también mostrando más hojas de forma linear y variable que el resto; en cambio, presentan menos hojas de tipo simple.

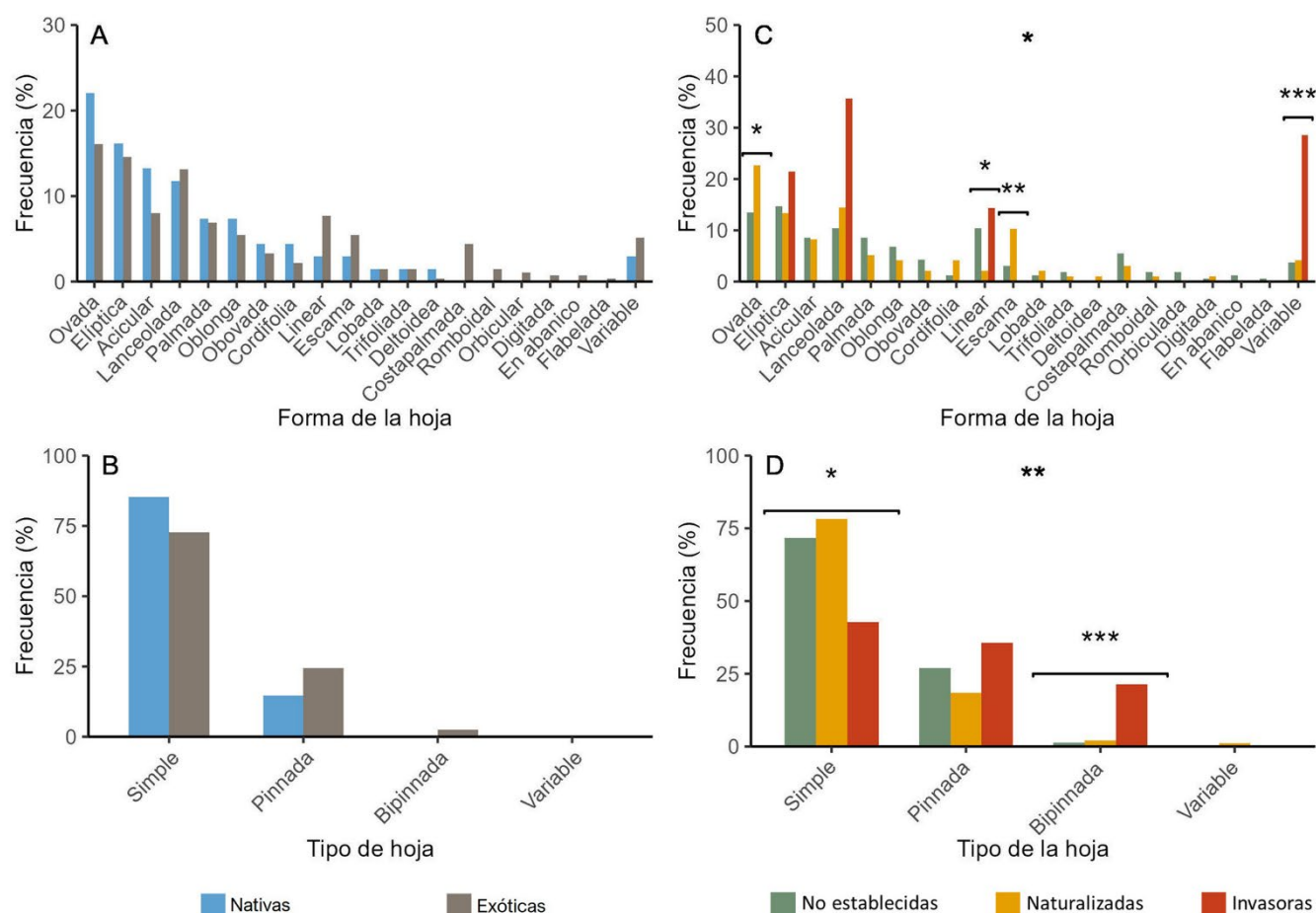


Figura 2. Frecuencia (%) de aparición de cada categoría para los rasgos Forma y Tipo de la hoja, según el origen (A-B) y el grado de invasión (C-D). Nótese que los ejes Y pueden mostrarse en escalas distintas. Las diferencias significativas se notan con asteriscos. *: p -valor < 0.05 o residuos estándar > |1.96|, **: p -valor < 0.01 o residuos estándar > |2.58|, ***: p -valor < 0.001 o residuos estándar > |3.29|.

Figure 2. Frequency (%) of occurrence of each category for leaf Shape and Type traits, according to origin (A-B) and invasion status (C-D). Please note that Y axis might be shown in different scales. Significant differences are marked with asterisks. *: p -value < 0.05 or standardized residuals > |1.96|, **: p -value < 0.01 or standardized residuals > |2.58|, ***: p -value < 0.001 or standardized residuals > |3.29|.

Unidades sexuales

La mayoría de especies agrupan sus flores en inflorescencias racimosas o compuestas que se muestran en forma de panículas, racimos o corimbos de color blanco, amarillo o verde. Las especies con flores solitarias son minoritarias, y siempre se trata de flores de simetría actinomorfa. Las unidades sexuales de tipo estróbilo siempre muestran forma de amento, de color predominantemente marrón. En cuanto a la categoría "variable", si se refiere al tipo de unidad sexual, generalmente hace referencia a plantas Angiospermas dioicas en las que cada sexo presenta un tipo distinto de flores; y si se refiere al color, puede tratarse tanto de flores policromadas (p. ej., el castaño de Indias –*Aesculus hippocastanum*–, con flores blanco-rosadas) o bien de flores en las que el color cambia durante o tras la polinización (p. ej., el género *Betula*, con flores inicialmente verdes que se tornan rojas o amarronadas tras la polinización).

No hay distinción ni en el color ni en el tipo de la unidad sexual entre especies nativas y exóticas, ni tampoco según el grado de invasión. La forma de la unidad sexual (Fig. 3A, C), por su parte, si presenta diferencias entre nativas y exóticas. Las especies nativas presentan unidades sexuales agrupadas principalmente en inflorescencias con formas de umbela compuesta y glomérulos, y en menor medida en forma de amento.

Las especies exóticas exhiben unidades sexuales en forma de espádice. No hemos encontrado diferencias para la forma de la unidad sexual según el grado de invasión.

Frutos y unidades dispersivas

Las especies leñosas analizadas tienen generalmente frutos carnosos en forma de drupa o baya; seguidos por los frutos secos (dehiscentes e indehiscentes), mayoritariamente con forma de cápsula o sámara. Los estróbilos femeninos de las gimnospermas tienen forma de conos cilíndricos o globosos.

En cuanto al color, en su mayoría encontramos frutos marrones, rojos o negros. Los frutos de color variable generalmente pertenecen a especies de interés agrícola como el manzano europeo (*Malus domestica*), de la cual se cultivan muchas variedades con frutos de colores muy diversos.

Ni el tipo de fruto ni su color difieren según el origen y grado de invasión de las especies. En cambio, la forma del fruto sí es distinguible entre especies nativas y exóticas (Fig. 3C): las especies nativas tienen frutos con forma de nuez, y, en menor medida, de pomo; mientras que las especies exóticas muestran una alta frecuencia de estróbilos (conos) con forma globosa. No se encontraron diferencias para la forma del fruto entre especies exóticas.

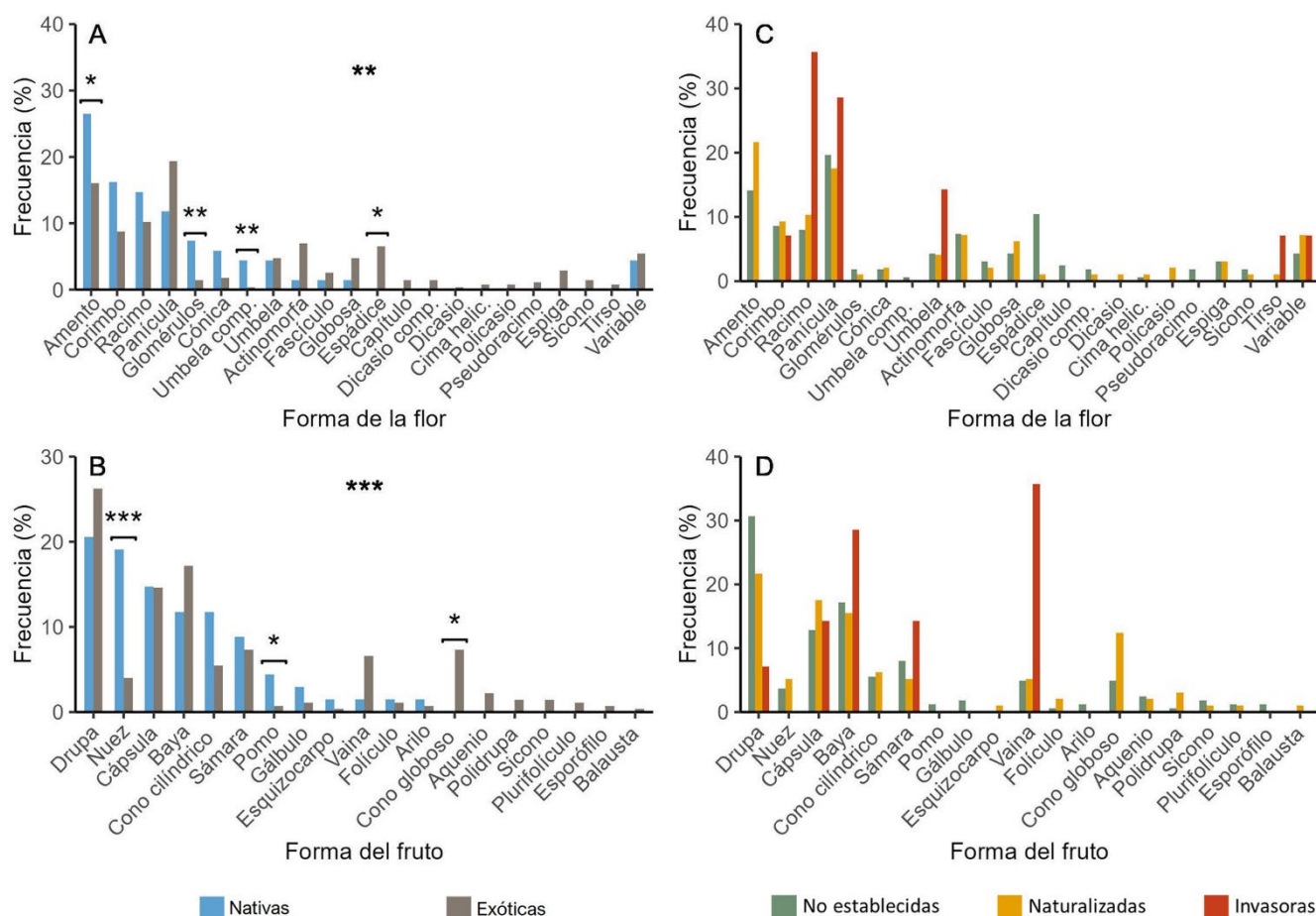


Figura 3. Frecuencia (%) de aparición de cada categoría para los rasgos Forma de la unidad sexual y Forma del fruto, según el origen (A-B) y el grado de invasión (C-D). Nótese que los ejes Y pueden mostrarse en escalas distintas. La notación sobre la significancia es la misma que en la Figura 2.

Figure 3. Frequency (%) of occurrence of each category for the sexual unit Shape and fruit Shape traits, according to origin (A-B) and invasion status (C-D). Please note that Y axis might be shown in different scales. Significant differences notation is the same as in Figure 2.

Con respecto a las unidades dedicadas a la dispersión, la mayoría de especies dispersan su descendencia en semillas. Las especies con unidades dispersivas variables presentan unos tipos u otros en base al método de dispersión. El tipo de unidad dispersiva no está asociada ni al origen ni al grado de invasión.

Copas y cortezas

En su mayoría, las especies muestran copas redondeadas asimilables a esferas, cónicas, o en fuente como en las palmeras. Las copas de las especies nativas (Fig. 4A, C) son más frecuentemente de formas irregulares; mientras que las de las especies exóticas muestran copas caedizas en fuente. El tipo de copa no difiere entre especies exóticas.

Por lo general, las cortezas con surcos, seguidas por las cortezas suaves son las más comunes. Las especies nativas (Fig. 4B) presentan cortezas con surcos pronunciados por acumulación de súber, mientras que las exóticas tienen cortezas más heterogéneas (categoría "otros"), con una mayor diversidad de patrones. Entre las exóticas (Fig. 4D), volvemos a encontrar este patrón entre especies no establecidas y naturalizadas: las no establecidas presentan frecuentemente cortezas de textura heterogénea y menos cortezas con surcos; mientras que las naturalizadas presentan más cortezas con surcos y menos cortezas heterogéneas.

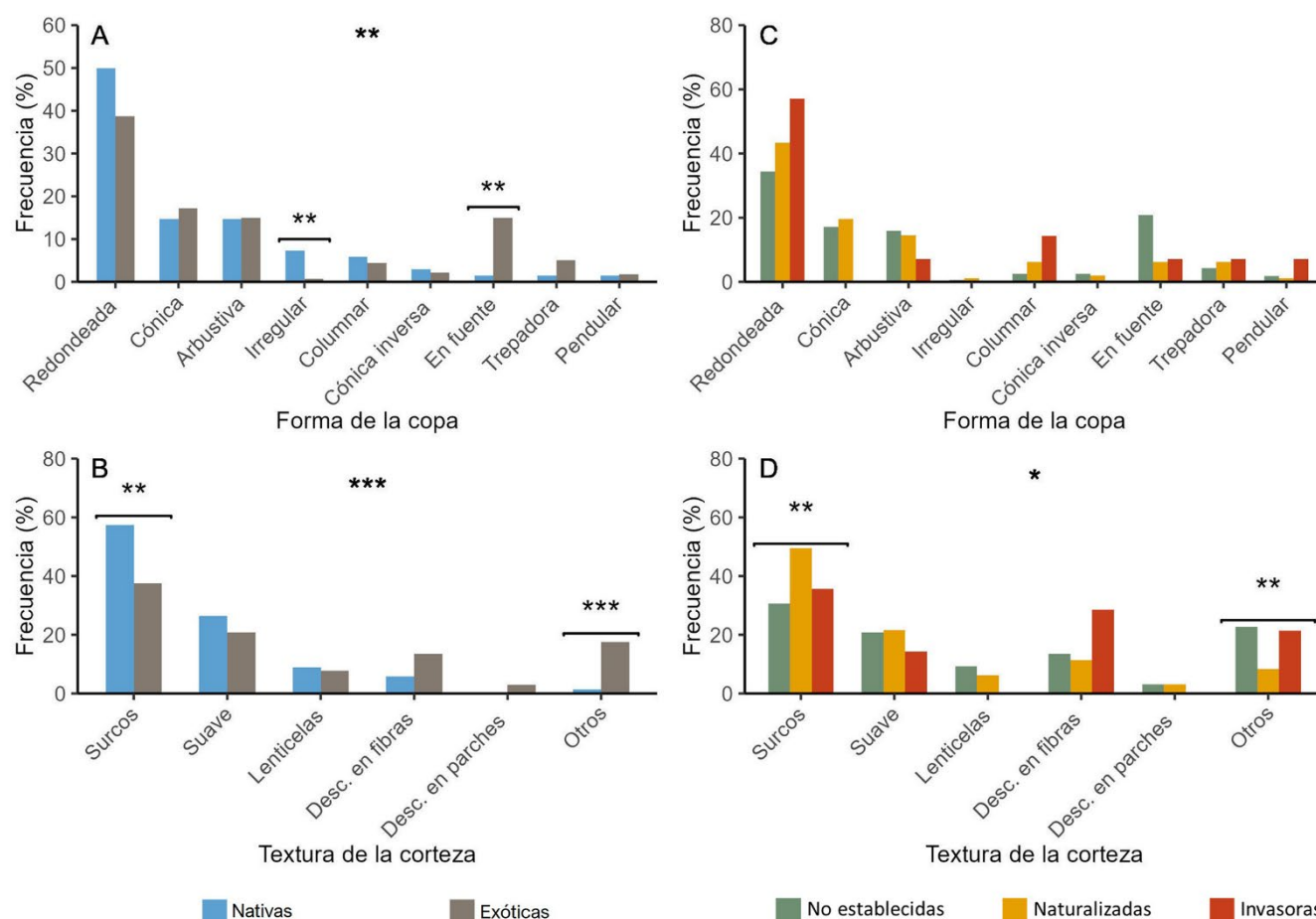


Figura 4. Frecuencia (%) de aparición de cada categoría para los rasgos Forma de la copa y Textura de la corteza, según el origen (A-B) y el grado de invasión (C-D). Nótese que los ejes Y pueden mostrarse en escalas distintas. La notación sobre la significancia es la misma que en la [Figura 2](#).

Figure 4. Frequency (%) of occurrence of each category for the traits canopy Shape and bark Texture, according to origin (A-B) and invasion status (C-D). Please note that Y axis might be shown in different scales. Significant differences notation is the same as in [Figure 2](#).

En cuanto al color de la corteza, mayoritariamente encontramos cortezas marrones o grises, seguidas por cortezas de color variable, que normalmente varían entre estos dos colores más comunes según la etapa de la vida del individuo. No hay una distinción clara en el color de la corteza según el origen y grado de invasión de la especie.

Discusión

Aunque la investigación sobre las actividades humanas que facilitan e impulsan las invasiones biológicas ha aumentado considerablemente en las últimas décadas, existen pocos estudios que aporten luz sobre la relación entre la introducción de especies exóticas y cuestiones socioculturales ([Hulme et al. 2023](#)). Nuestro estudio supone un acercamiento a esta cuestión por medio del análisis del nexo entre los rasgos estéticos de plantas leñosas ornamentales típicamente preferidas por la población ([Aronson et al. 2016](#); [Goodness 2018](#)).

Los resultados de nuestra investigación muestran que la composición de especies leñosas de los parques en España presenta algunas similitudes a la de los países europeos con clima mediterráneo, pero es distinta a los países centroeuropeos y nórdicos. En los países mediterráneos como España, Italia, Grecia o Turquía, las peculiaridades del clima, las características del suelo o los lazos culturales han permitido y favorecido el cultivo de palmeras con bajas necesidades hídricas, además de determinadas especies como la Acacia del Japón (*Styphnolobium japonicum*, exótica no establecida), las del género *Pinus* o *Cupressus*, o las de la familia Rosaceae (p. ej., [Heywood 2017](#); [Çoban et al. 2020](#); [Bartoli et al. 2022](#)). En cambio, en el norte de Europa, la alta continentalidad, una mayor frecuencia de precipitaciones y el frío hacen desaparecer los cultivos de palmeras y especies tropicales y subtropicales, que son reemplazadas por coníferas y especies caducifolias, como las de los géneros *Acer* y *Tilia* (p. ej., [Szwagrzyk y Gazda 2007](#); [Sjöman et al. 2012](#)). Es importante también destacar que en los parques de España hay un mayor número de especies exóticas que en otros países europeos.

Entre especies nativas y exóticas, encontramos una distinción clara según la forma de sus órganos y la textura de sus cortezas. Las especies nativas están representadas por géneros emblemáticos de la flora nativa mediterránea, de los cuales se

cultivan muchos taxones emparentados con rasgos similares. Por ejemplo, los géneros *Viburnum* y *Quercus* están compuestos mayoritariamente por especies nativas, con 4 especies nativas de 5 totales en el primer caso, y 9 de 12 en el segundo. En cuanto a sus rasgos, el género *Viburnum* es el único que presenta inflorescencias en umbela compuesta; mientras que el género *Quercus* es un gran representante de los frutos en forma de nuez y las cortezas con surcos pronunciados, debido posiblemente a una fuerte suberización. También encontramos especies nativas aromáticas muy emblemáticas como el enebro (género *Juniperus*), con estróbilos de formas similares a pequeños glomérulos.

Las especies exóticas, por su parte, incluyen grupos taxonómicos representados únicamente por especies exóticas que aportan rasgos exclusivos. Un ejemplo claro son las palmeras, con 48 especies exóticas y solo una especie nativa (el palmito, *Chamaerops humilis*). Las palmeras poseen inflorescencias en espádice y copas extendidas en fuente, que son casi inexistentes en especies que no sean palmeras y, por tanto, entre las especies nativas.

El grupo de las coníferas también presenta diferencias interesantes entre especies nativas y exóticas. En ambos casos, se cultivan géneros muy emblemáticos que, a su vez, contienen muchas especies. Sin embargo, la mayoría de las coníferas nativas pertenecen a la familia Pinaceae, que poseen conos masculinos en forma de amentos y conos femeninos de forma cilíndrica, además de hojas aciculares. En cambio, las coníferas exóticas están representadas por la familia Cupressaceae, que muestra una heterogeneidad de formas de conos masculinos, conos femeninos de forma globosa y hojas en forma de escama.

Para la división según el grado de invasión, encontramos que las especies naturalizadas tienen rasgos muy similares a las especies nativas, mientras que las que no consiguen establecerse tienen rasgos distintos. El rasgo “corteza con surcos”, muy presente en especies nativas y naturalizadas, está muy poco representado en exóticas no establecidas. Especies exóticas que comparten características con especies nativas son por ejemplo el pino de Monterrey (*Pinus radiata*) y el roble rojo americano (*Quercus rubra*). Muchos árboles frutales exóticos y de interés comercial como el caqui (*Diospyros kaki*) o el ciruelo de jardín (*Prunus cerasifera*) también tienen caracteres similares a las especies nativas, como cortezas con surcos o frutos en forma de pomo. Estos árboles han logrado establecerse en comunidades naturales, lo que posiblemente ha sido facilitado por su amplio cultivo.

En cuanto a las especies invasoras, se distinguen del resto de especies exóticas en el tipo y la forma de sus hojas, y en ambos casos, las diferencias pueden explicarse por la relación de la morfología foliar con el área específica foliar. La morfología foliar es un rasgo activamente seleccionado en la planificación del arbolado urbano porque está asociado a servicios ecosistémicos importantes como la provisión de sombra y la captación de CO₂ (Reich et al. 1999; Millward y Sabir 2010). Las plantas ornamentales invasoras poseen una mayor frecuencia de hojas bipinnadas y una menor frecuencia de hojas simples. Esta mayor división de las hojas concuerda con una mayor área foliar. Muchas plantas invasoras poseen una elevada área específica foliar lo cual les ofrece una mayor capacidad fotosintética (Grotkopp y Rejmánek 2007).

Dos de las tres especies invasoras con hojas bipinnadas son especies de acacias: la mimosa (*Acacia dealbata*) y la acacia de tres espinas (*Gleditsia triacanthos*). Las invasiones de las acacias en ecosistemas mediterráneos han sido ampliamente estudiadas y sus impactos son bien conocidos. Las acacias alteran las condiciones bioquímicas y estructurales del suelo, y sus invasiones no solo pueden estar relacionadas con el tipo o forma de sus hojas, sino que también con su capacidad de fijar N (Souza-Alonso et al. 2017).

Según la forma de las hojas, existe además una asociación entre la forma lineal y la forma variable. Las hojas lineares, como las del árbol del paraíso (*Elaeagnus angustifolia*), suelen presentar bajos valores de área específica foliar, que les confiere menor capacidad de transpiración y captación de recursos fotosintéticos, pero también previene una excesiva pérdida de agua y protege contra la herbivoría, lo que las hace más resistentes a las perturbaciones (Wright et al. 2017). Las hojas de forma variable, en concreto, pertenecen al eucalipto rojo (*Eucalyptus camaldulensis*), al eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus*), al arbusto de las mariposas (*Buddleja davidii*) y al negundo (*Acer negundo*). Estas especies comparten una heterofilia similar: en individuos juveniles, las hojas tienen forma ovada; mientras que, en los adultos, las hojas se estrechan y toman una forma lanceolada o similar. Así, estas especies poseen una estrategia de economía foliar apta para las necesidades del individuo durante todo el ciclo vital.

Por último, no hemos encontrado diferencias según el grado de invasión para los rasgos de las coníferas. En nuestros resultados, las coníferas naturalizadas destacan por su pertenencia a géneros ampliamente cultivados como *Cupressus* o *Thuja*, pero no por sus rasgos estéticos. En esta línea, muchos estudios relacionan la capacidad invasora de las coníferas con los rasgos ecológicos que comparten, como la dispersión por anemocoria, la alta capacidad de regeneración tras perturbaciones o el establecimiento de redes micorrícicas a nivel poblacional (Richardson y Rejmánek 2004; Farjon 2018; Fanal 2021), rasgos que no hemos analizado como de interés estético.

Nuestros resultados están respaldados por la bibliografía al respecto, que demuestra que la población europea considera que las especies exóticas aportan rasgos estéticos novedosos y complejidad a los ecosistemas urbanos (Hoyle et al. 2017a, 2017b; Patoilo-Teixeira et al. 2022). Además, diversos estudios en ecología demuestran que las especies exóticas con rasgos similares a los de las especies nativas tienen una mayor facilidad para establecerse en comunidades naturales (Van Kleunen et al. 2010; Divíšek et al. 2018).

Sin embargo, en nuestro estudio no hemos encontrado diferencias para los rasgos relacionados el color de los órganos. Es bien conocido que el color de los órganos sexuales y los frutos son rasgos estéticos importantes para la población (Kaufman y Lohr 2004; Peschardt y Stigsdotter 2013; Hoyle et al. 2017a, 2017b; Goodness 2018). El color también es importante para la atracción de polinizadores y dispersores, que son organismos clave en la reproducción de las especies (Castro-Urgal y Traveset 2016; Ornal y Keasar 2020; Geert 2021). La imposibilidad de diferenciar el origen y grado de invasión a partir del color puede deberse a la sobrerrepresentación de algunas categorías que son comunes entre grupos de origen y grado de invasión. Por

ejemplo, los frutos de color marrón representan el 40 % del total de frutos y son compartidos entre muchos taxones, mientras que la mayoría de los otros colores tienen una representación inferior al 10 % y pertenecen a grupos de origen o grado de invasión concretos.

Conclusiones

Nuestro estudio evidencia que algunos rasgos estéticos pueden influir en las preferencias por la introducción de especies exóticas. Además, algunas de estas especies que consiguen naturalizarse también se distinguen por sus rasgos, mientras que las especies invasoras solo pueden distinguirse por el tipo y la forma de sus hojas. Muchas especies invasoras con rasgos poco comunes pertenecen a grupos taxonómicos exóticos, que además poseen asociados otros rasgos funcionales que favorecen su invasión, como es el caso comentado de las acacias. Para obtener un conocimiento más profundo de los factores que influyen en la invasión, son necesarios estudios que establezcan un nexo entre los rasgos estéticos, importantes para la introducción de especies exóticas; y los rasgos funcionales, cruciales para su establecimiento (Thuiller 2006; Drenovsky 2012). Estos estudios pueden ser de enorme utilidad para realizar análisis de riesgo de invasión de especies potencialmente invasoras puesto que la probabilidad de que una especie sea invasora depende de que sea introducida, de que tenga capacidad para establecerse y que pueda ocasionar impactos (Cano-Barbacid et al. 2023). Abogamos por más estudios que identifiquen los rasgos de las especies ornamentales y exploren su relación con el origen de las especies, así como su posible papel en el paso a través de los distintos estadios de invasión.

Contribución de los autores

M. Vilà: Concepción del estudio, supervisión, adaptación y revisión de la metodología, redacción, revisión y edición del texto. R. Morón-López: toma y curación de datos, adaptación de la metodología, análisis formal, redacción y edición del texto.

Disponibilidad de datos

En el **Material Suplementario** (<https://doi.org/10.7818/ECOS.2900MS>) se aporta un conjunto de datos que incluye: 1) la lista de especies analizadas en este estudio, su familia y su origen (**Tabla S1**); 2) la lista de recursos consultados para la recopilación de datos sobre rasgos estéticos (**Lista S1**); 3) los resultados del test χ^2 llevado a cabo entre cada rasgo y el origen y grado de invasión de las especies estudiadas (**Tabla S2**), y 4) las frecuencias relativas de los caracteres analizados para todos los rasgos (**Figura S1**).

La base de datos de especies y sus rasgos, así como la de presencia de especies en los parques están disponibles en <https://doi.org/10.5281/zenodo.15045669>

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

Esta investigación ha estado financiada por el proyecto RADIOPOPO (PID2021-122690OB-I00) financiada por MCIN/AEI/10.13039/501100011033/FEDER, UE. Agradecemos al repositorio TRY (Ref. 31914) y sus colaboradores por proporcionar parte de la información necesaria para la toma de datos de este estudio; así como a Álvaro Bayón por la ayuda en la concepción de la metodología. Agradecemos el trabajo riguroso del revisor que comentó un primer borrador de este manuscrito.

Los autores/as declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

- Aronson, M.F.J., Nilon, C.H., Lepczyk, C.A., Parker, T.S., Warren, P.S., Cilliers, S.S., Goddard, M.A., et al. 2016. Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology* 97(11):2952–2963. <https://doi.org/10.1002/ecy.1535>
- Arriaza, M., Cañas-Ortega, J.F., Cañas-Madueño, J.A., Ruiz-Aviles, P. 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69(1):115–125. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.029>
- Asociación Española de Parques y Jardines Públicos 2019. *Vivir los Parques* [used February 14, 2024]. Disponible en: <http://www.vivirlosparques.es>
- Bánki, O., Roskov, Y., Döring, M., Ower, G., Hernández-Robles, D.R., Plata-Corredor, C.A., Stjernaagaard-Jeppesen, T., et al. 2024. *Catalogue of life* (Version 2024-02-22) [used March 2, 2024]. Catalogue of Life Secretariat, Amsterdam, Netherlands. Available at: <https://www.catalogueoflife.org/>
- Bartoli, F., Savo, V., Caneva, G. 2022. Biodiversity of urban Street trees in Italian cities: a comparative analysis. *Plant Biosystems* 156(3):649–662. <https://doi.org/10.1080/11263504.2021.1906347>
- Bayón, A., Vilà, M. 2019. Horizon scanning to identify invasion risk of ornamental plants marketed in Spain. *NeoBiota* 52:47–86. <https://doi.org/10.3897/neobiota.52.32113>
- Bayón, A., Godoy, O., Maurel, N., van Kleunen, M., Vilà, M. 2021. Proportion of non-native plants in urban parks correlates with climate, socioeconomic factors and plant traits. *Urban Forestry & Urban Greening* 63:127215. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127215>
- Breuste, J., Schnellinger, J., Qureshi, S., Faggi, A. 2013. Urban Ecosystem Services on the Local Level: Urban Green Spaces as Providers. *Ekológia* 32(3):290–304. <https://doi.org/10.2478/eko-2013-0026>

- Cano-Barbacid, C., Carrete, M., Castro-Díez, P., Delibes-Mateos, M., Jaques, J.A., López-Darias, M., Nogales, M., et al. 2023. Identification of potential invasive alien species in Spain through horizon scanning. *Journal of Environmental Management* 345: 118696. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118696>
- Castro-Urgal, R., Traveset, A. 2016. Contrasting Partners' Traits of Generalized and Specialized Species in Flower-Visitation Networks. *PLoS ONE* 11(3):e0150824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150824>
- Castroviejo, S. 2012. *Flora Ibérica*. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Caughlin, T.T., Clark, M., Jochems, L.W., Kolarik, N., Zaiats, A., Hall, C., Winiarski, J.M., et al. 2023. Socio-ecological interactions promote outbreaks of a harmful invasive plant in an urban landscape. *Ecological Solutions and Evidence* 4(2): e12247. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12247>
- Chiesura, A. 2004. The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning* 68(1):129-138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.003>
- Çoban, S., Doganay Yener, S., Bayraktar, S. 2020. Woody plant composition and diversity of urban green spaces in Istanbul, Turkey. *Plant Biosystems* 155(1):83-91. <https://doi.org/10.1080/11263504.2020.1727980>
- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.C., Gozlan, R.E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.M., et al. 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 592: 571-576. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- Divisek, J., Chytrý, M., Beckage, B., Gotelli, N.J., Lososová, Z., Pysek, P., Richardson, D.M., et al. 2018. Similarity of introduced plant species to native ones facilitates naturalization, but differences enhance invasion success. *Nature Communications* 9:4631. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06995-4>
- Drenovsky, R.E., Grewell, B.J., D'Antonio, C.M., Funk, J.L., James, J.J., Molinari, N., Parker, I.M., et al. 2012. A Functional Trait Perspective on Plant Invasion. *Annals of Botany* 110(1):141-153. <https://doi.org/10.1093/aob/mcs100>
- European Commission: Directorate-General for Environment. July 13, 2017. Commission implementing regulation (EU) 2017/1263 of 12 July 2017 updating the list of invasive alien species of Union concern established by Implementing Regulation (EU) 2016/1141 pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council. *Official Journal of the European Union*, L. 182/37. http://data.europa.eu/eli/reg_impl/2017/1263/oj
- European Commission: Directorate-General for Environment 2020a. *EU Biodiversity Strategy for 2030: Bringing Nature Back into our Lives* (COM/2020/380 final). European Commission. Brussels. Belgium. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52020DC0380>
- European Commission: Directorate-General for Environment 2020b. *Invasive Alien Species of Union Concern*. Version 2020, Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/791940>
- Fanal, A., Mahy, G., Fayolle, A., Monty, A. 2021. Arboreta reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forests of western Europe. *NeoBiota* 64:23-42. <https://doi.org/10.3897/neobiota.64.56027>
- Farjon, A. 2018. Conifers of the World. *Kew Bulletin* 73:8. <https://doi.org/10.1007/S12225-018-9738-5>
- Geary, R.S., Wheeler, B., Lovell, R., Jepson, R., Hunter, R., Rodgers, S. 2021. A call to action: Improving urban green spaces to reduce health inequalities exacerbated by COVID-19. *Preventive Medicine* 145:106425. <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2021.106425>
- Geert, Y. 2021. The role of plant functional traits in organising plant-pollinator interactions. [Doctoral Dissertation]. Charles University, Czech Republic. <http://hdl.handle.net/20.500.11956/125303>
- Goodness, J. 2018. Urban landscaping choices and people's selection of plant traits in Cape Town, South Africa. *Environmental Science & Policy* 85:182-192. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.02.010>
- Gras, A., Serrasoles, G., Vallès, J., Garnatje, T. 2019. Traditional knowledge in semi-rural close to industrial areas: Ethnobotanical studies in western Gironès (Catalonia, Iberian Peninsula). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 15(1):19. <https://doi.org/10.1186/s13002-019-0295-2>
- Grotkopp, E., Rejmánek, M. 2007. High seedling relative growth rate and specific leaf area are traits of invasive species: Phylogenetically independent contrasts of woody angiosperms. *American Journal of Botany* 94(4):526-532. <https://doi.org/10.3732/ajb.94.4.526>
- Hall, D.M., Camilo, G.R., Tonietto, R.K., Ollerton, J., Ahn, K., Arduser, M., Ascher, J.S., et al. 2016. The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology* 31(1):24-29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>
- Haubrock, P.J., Turbelin, J., Cuthbert, R.N., Novoa, A., Taylor, N.G., Angulo, E., Ballesteros-Mejua, L., et al. 2021. Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota* 67:153-190. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.58196>
- Heinrich, M., Ankli, A., Frei, B., Weimann, C., Sticher, O. 1998. Medicinal plants in Mexico: Healers' consensus and cultural importance. *Social Science and Medicine* 47(11):1859-1871. [https://doi.org/10.1016/S0177-9536\(98\)00181-6](https://doi.org/10.1016/S0177-9536(98)00181-6)
- Heywood, V.H. 2017. The nature and composition of urban plant diversity in the Mediterranean. *Flora Mediterranea* 27:195-220. <https://doi.org/10.7320/FIMedit27.195>
- Hoyle, H., Hitchmough, J., Jorgensen, A. 2017a. Attractive, climate-adapted and sustainable? Public perception of non-native planting in the designed urban landscape. *Landscape and Urban Planning* 164:49-63. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.03.009>
- Hoyle, H., Hitchmough, J., Jorgensen, A. 2017b. All about the 'wow factor'? The relationships between aesthetics, restorative effect and perceived biodiversity in designed urban planting. *Landscape and Urban Planning* 164:109-123. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.03.011>
- Hulme, P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43(5):835-847. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x>
- Hulme, P.E. 2014. Invasive species challenge the global response to emerging diseases. *Trends in Parasitology* 30(4):267-270. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2014.03.005>
- Hulme, P.E., Ikeda, T., Vandvik, V., Blanchard, R., Camacho-Cervantes, M., Herrera, I., Koyama, A., et al. 2023. Drivers affecting biological invasions. In: Roy, E.H., Pauchard, A., Stoett, P. & Renard Truong, T. (eds.), *Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Chapter 3. IPBES Secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430727>
- Hussner, A., Stiers, I., Verhofstad, M.J.J.M., Bakker, E.S., Grutters, B.M.C., Haury, J., van Valkenburg, J.L.C.H., et al. 2017. Management and control of methods of invasive alien freshwater aquatic plants: A review. *Aquatic Botany* 136: 112-137. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.08.002>
- IPBES 2019. Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Brondizio, E.S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H.T. (eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1144 pages. ISBN: 978-3-947851-20-1. https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/inline/files/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers.pdf
- IUCN 2000. *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Species*. IUCN Species Survival Commission (SSC): Invasive Species Specialist Group, Auckland, New Zealand. Available at: <https://portals.iucn.org/library/node/12413>

- Kato, S., Hishiyama, K., Darmadi, A., Suprpta, D. 2017. Changing roles of traditional small urban green spaces (Telajakan) in Bali, Indonesia. *Open Journal of Ecology* 7:1-11.
- Kattge, J., Bönlisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I.C., Leadley, P., Tautenhahn, S., et al. 2020. TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology* 26(1):119-188. <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>
- Kaufman, A.J., Lohr, V.I. 2004. Does plant color affect emotional and physiological responses to landscapes? *Acta Horticulturae* 639:229–233. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.639.29>
- Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M., Kühn, I. 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* 23:23. <https://doi.org/10.1186/2190-4715-23-23>
- Kendal, D., Williams, K.J., Williams, N.S. 2012. Plants traits link people's plant preferences to the composition of their gardens. *Landscape and Urban Planning* 105(1-2):34-42. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.023>
- Lee, A.C., Jordan, H.C., Horsley, J. 2015. Value of urban green spaces in promoting healthy living and wellbeing: prospects for planning. *Risk Management and Healthcare Policy* 8:131-137. <https://doi.org/10.2147/RMHP.S61654>
- Mendes, P., Goyette, J.O., Cottet, M., Cimon-Morin, J., Pellerin, S., Poulin, M. 2024. The aesthetic value of natural vegetation remnants, city parks and vacant lots: The role of ecosystem features and observer characteristics. *Urban Forestry & Urban Greening* 98: 128388. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128388>
- Millward, A.A., Sabir, S. 2010. Structure of a forested urban park: Implications for strategic management. *Journal of Environmental Management* 91(11):2215-2224. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.006>
- MITECO 2023. Order TED/339/2023, of April 7, 2023, modifying the annex of the Royal Decree 630/2013, of August 2, 2013, regulating the Spanish Catalog on Invasive Exotic Species. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. BOE 83, de 7 de abril de 2023, pp. 50910-50915. <https://www.boe.es/eli/es/o/2023/03/30/ted339>
- Ornal, A., Keasar, T. 2020. Floral Complexity Traits as Predictor of Plant-Bee Interactions in a Mediterranean Pollination Web. *Plants* 9(11):1432. <https://doi.org/10.3390/plants9111432>
- Padullés-Cubino, J., Borowy, D., Knapp, S., Lososová, Z., Ricotta, C., Siebert, S., Cavender-Bares, J., et al. 2021. Contrasting Impacts of Cultivated Exotics on the Functional Diversity of Domestic Gardens in Three Regions with Different Aridity. *Ecosystems* 24:875-890. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00556-x>
- Patolo-Teixeira, C., Oliveira-Fernandez, C., Ryan, R., Ahern, J. 2022. Attitudes and preferences towards plants in urban green spaces: Implications for the design and management of Novel Urban Ecosystems. *Journal of Environmental Management* 314:115103. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115103>
- Peschardt, K., Stigsdotte, U. 2013. Associations between park characteristics and perceived restorativeness of small public urban green spaces. *Landscape and Urban Planning* 122:26-39. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.12.013>
- Pyke, S. 2013. Notes on xenophytes detected in Catalonia, Spain. *Collectanea Botanica* 32:83-86. <https://doi.org/10.3989/collectbot.2013.v32.007>
- Pysek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W., et al. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95(6):1511-1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- R Core Team 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <https://www.r-project.org>
- Redzic, S. 2007. The ecological aspect of ethnobotany and ethnopharmacology of population in Bosnia and Herzegovina. *Collegium Antropologicum* 31(3):869-890.
- Reich, P.B., Ellsworth, D.S., Walters, M.B., Vose, J.M., Gresham, C. Volin, J.C., Bowman, W.D. 1999. Generality of leaf trait relationships: a test across six biomes. *Ecology* 80(6):1955-1969. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)085\[1955:GOLTRA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)085[1955:GOLTRA]2.0.CO;2)
- Richardson, D.M., Rejmánek, M. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10(5-6):321-331. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.0096.x>
- Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6(2):93-107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Rout, T., Moore, J., Possingham, H., McCarthy, M. 2011. Allocating biosecurity resources between preventing, detecting, and eradicating island invasions. *Ecological Economics* 71: 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.ECOLECON.2011.09.009>
- Ruiz-Hernández, V., Joubert, L., Rodríguez-Gómez, A., Artuso, S., Patrick, J.G., Gómez, P.A., Eckerstorfer, S. 2021. Humans Share More Preferences for Floral Phenotypes with Pollinators Than With Pests. *Frontiers in Plant Science* 12:647347. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.647347>
- Sánchez-Gullón, E., Verloove, F. 2015. New record of interesting xenophytes in the Iberian Peninsula. V. *Lazaroa* 36:43-50. https://doi.org/10.5209/rev_LAZA.2015.v36.48752
- Sánchez-Gullón, E., Verloove, F. 2016. New record of interesting xenophytes in the Iberian Peninsula: VI. *Folia Botanica Extremadurensis* 10:52-59.
- Sanz-Elorza, M., Sobrino-Vesperinas, E., Dana-Sánchez, E.D. 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Organismo Autónomo de Parques y Jardines, Madrid. ISBN: 84-8014-575-7
- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., et al. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature communications* 8:14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Simberloff, D. 2014. Biological Invasions: What's worth fighting and what can be won? *Ecological Engineering* 65:112-121. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.08.004>
- Sjöman, H., Östberg, J., Bühler, O. 2012. Diversity and distribution of the urban tree population in ten major Nordic cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 11:31-39. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.09.004>
- Souza-Alonso, P., Rodríguez, J., González, L., Lorenzo, P. 2017. Here to stay. Recent advances and perspectives about *Acacia* invasion in Mediterranean areas. *Annals of Forest Science* 74:55. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0651-0>
- Szwagrzak, J., Gazda, A. 2007. Above-ground standing biomass and tree species diversity in natural stands of Central Europe. *Journal of Vegetation Science* 18:555-562.
- Thuiller, W., Richardson, D.M., Rouget, M., Procheş, Ş., Wilson, J.R.U. 2006. Interactions between Environment, Species Traits, and Human Uses Describe Patterns of Plant Invasions. *Ecology* 87(7):1755-1769. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1755:IBESTAJ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1755:IBESTAJ]2.0.CO;2)
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kazmierczak, A., Niemela, J., James, P. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81:167-178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>

- Ugolini, F., Massetti, L., Calaza-Martínez, P., Cariñanos, P., Dobbs, C., Krajter-Ostoic, S., Marin, A.M., et al. 2020. Effects of the COVID-19 pandemic on the use and perceptions of urban green space: An international exploratory study. *Urban Forestry and Urban Greening* 56:126888. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126888>
- Valdés, B. 2015. Xenophytes in the Doñana territory (SW Spain). *Flora Mediterranea* 25:55-64. <https://doi.org/10.7320/FIMedit25SI.055>
- Van Kleunen, M., Weber, E., Fischer, M. 2010. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13:235–245. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>
- Van Kleunen, M., Essl, F., Pergl, J., Brundu, G., Carboni, M., Dullinger, S. Early, R., et al. 2018. The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. *Biological Reviews* 93(3):1421-1437. <https://doi.org/10.1111/brv.12402>
- Vargas-Hernández, J.G., Pallagst, K., Zdunek-Wielgolaska, J. 2023. Urban Green Spaces as a Component of an Ecosystem. In: Dhiman, S. (ed.), *Sustainable Development and Environmental Stewardship*. Springer, Cham, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-28885-2_8
- Vaz, A.S., Castro-Díez, P., Godoy, O., Alonso, A., Vilà, M., Saldaña, A., Marchante, H., et al. 2018. An indicator-based approach to analyse the effects of non-native tree species on multiple cultural ecosystem services. *Ecological Indicators* 85: 48-56. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.009>
- Verloove, F. 2006. New records of interesting xenophytes in Spain. *Lazaroa* 26, 141-148. <https://revistas.ucm.es/index.php/LAZA/article/view/LAZA0505110141A>
- Verloove, F., Sánchez-Gullón, E. 2008. New records of interesting xenophytes in the Iberian Peninsula. *Acta Botanica Malacitana* 33:147-167. <https://doi.org/10.24310/abm.v33i0.6978>
- Verloove, F., Sánchez-Gullón, E. 2012. New records of interesting vascular plants (mainly xenophytes) in the Iberian Peninsula: II. *Flora Mediterranea* 22:5-25. <https://doi.org/10.7320/FIMedit22.005>
- Wang, R., Zhao, J., Meitner, M.J., Hu, Y., Xu, X. 2019. Characteristics of urban green spaces in relation to aesthetic preference and stress recovery. *Urban Forestry & Urban Greening* 41: 6-13. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.005>
- WFO 2024. *World Flora Online* [used March 2, 2024]. Available at: <https://www.worldfloraonline.org/>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., D'Agostino-McGowan, L., François, R., Golemund, G., et al. 2019. Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software* 4(43):1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., Vaughan, D. 2023. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4. Available at: <https://dplyr.tidyverse.org/>
- Wright, I.J., Dong, N., Mairie, V., Prentice, I.C., Westoby, M., Dían, S., Gallagher, R.V., et al. 2017. Global climatic drivers of leaf size. *Science* 357(6354):917-921. <https://doi.org/10.1126/science.aal4760>