

ORIGINAL

INVASIONES BIOLÓGICAS POR ESPECIES EXÓTICAS

BIOLOGICAL INVASIONS BY NON-NATIVE SPECIES

Montserrat Vilà^{1, 2, 5}; Belinda Gallardo³; Pablo González-Moreno⁴

1. Estación Biológica de Doñana (EBD), Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Sevilla.
2. Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Sevilla.
3. Instituto Pirenaico de Ecología (IPE), Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Zaragoza.
4. Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba, Córdoba.
5. Académica correspondiente de la RAC.

RESUMEN

La introducción de especies exóticas constituye un fenómeno de cambio global impulsado directa o indirectamente por las actividades humanas. Muchas especies exóticas se introducen por sus usos, muchas veces estéticos, tal es el caso de las plantas ornamentales o las mascotas. También pueden llegar como polizones o contaminantes de productos comerciales, o sencillamente dispersarse a través de grandes vías de transporte que conectan áreas geográficas originalmente aisladas. El establecimiento y posterior expansión de las especies exóticas puede dar lugar a invasiones biológicas, cuyo desarrollo depende tanto de los rasgos biológicos de las especies, como de que encuentren unas condiciones ambientales favorables en el área de introducción. Las especies invasoras ocasionan impactos en la biodiversidad y en las propiedades de los ecosistemas nativos. En consecuencia, modifican los servicios ambientales que la naturaleza nos brinda y afectan a nuestra calidad de vida mediante cambios que pueden repercutir en la salud pública y en sectores socioeconómicos como la agricultura, la pesca o el turismo. Para paliar los impactos que ocasionan, las medidas de gestión más efectivas deben contemplar la prevención y la detección precoz de especies exóticas potencialmente invasoras.

Palabras clave: Cambio global; Comercio; Impactos ecológicos; Introducción de especies.

ABSTRACT

The introduction of alien species constitutes a global change phenomenon promoted directly or indirectly by human activities. Many alien species are introduced for specific purposes, often aesthetic, such as ornamental plants or as pets. They can also arrive as stowaways or contaminants of commercial products, or simply disperse through large transportation pathways that connect previously isolated geographical areas. The establishment and subsequent expansion of exotic species can lead to biological invasions, which depends both on the species biological traits and on whether they find favorable environmental conditions in the area of introduction. Invasive species have an impact on biodiversity and the properties of native ecosystems. Consequently, they modify the environmental services that nature provides, and affect our quality of life through changes that can affect public health and socioeconomic sectors such as agriculture, fisheries or tourism. To mitigate these impacts, the most effective management measures must include the prevention and early detection of potentially invasive alien species.

Keywords: Global change; Trading; Ecological impacts; Species introduction.

Correspondencia

Montserrat Vilà

Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de España

Calle Valverde, 22 · 28004 · Madrid, España

E-mail: montse.vila@ebd.csic.es

INTRODUCCIÓN

La flora, la fauna y la microbiota de cualquier país contiene especies que han sido introducidas directa o indirectamente por el ser humano. Tal es el caso de la cotorra de Kramer – *Psittacula krameri* –, el mosquito tigre – *Aedes albopictus* –, la avispa asiática – *Vespa velutina* –, el rabo de gato – *Cenchrus setaceus* –, el mejillón cebra – *Dreissena polymorpha* –, el coipú – *Myocastor coypus* –, el jacinto de agua – *Eichhornia crassipes* –, o el picudo rojo de las palmeras – *Rhynchophorus ferrugineus* –, por citar algunos ejemplos de especies exóticas introducidas en España en las últimas décadas (Figura 1, Tabla I). Todas estas especies, de no ser por el transporte humano, jamás habrían llegado por sus propios medios. Además, se consideran especies exóticas invasoras, puesto que poseen la facultad de expandirse muy rápidamente, y de causar impactos ambientales o socioeconómicos preocupantes. La tasa de entrada de nuevas especies exóticas en regiones donde nunca se habrían dispersado de forma natural, sigue un curso exponencial. Durante las últimas décadas, el establecimiento de especies exóticas de todos los grupos taxonómicos se ha acelerado, principalmente debido a la expansión e intensificación de las vías de comunicación como consecuencia del comercio global (Seebens et al, 2017). La mayoría de las especies exóticas no se mueven del área donde fueron introducidas, pero algunas se reproducen exitosamente, sus descendientes se establecen lejos de donde sus progenitores fueron introducidos, y se expanden a gran velocidad. Este fenómeno, denominado invasión biológica, ha cobrado relevancia como un componente más del cambio global. Las invasiones biológicas, junto con otros factores ambientales que afectan al planeta, como la pérdida y fragmentación del hábitat, la contaminación o el cambio climático, contribuyen a la pérdida de biodiversidad y a cambios en el funcionamiento de los ecosistemas que afectan nuestras vidas.

Las invasiones biológicas no son un fenómeno moderno. Existen casos de invasiones biológicas muy relevantes que datan de tiempos históricos. El mayor intercambio de especies se produjo con el colonialismo europeo, cuando los grandes imperios fueron responsables de la redistribución de muchas especies alrededor del mundo (Lenzner et al, 2022). Actualmente, la flora exótica de las regiones que pertenecieron a estos imperios posee una similitud que se explica más por las relaciones comerciales

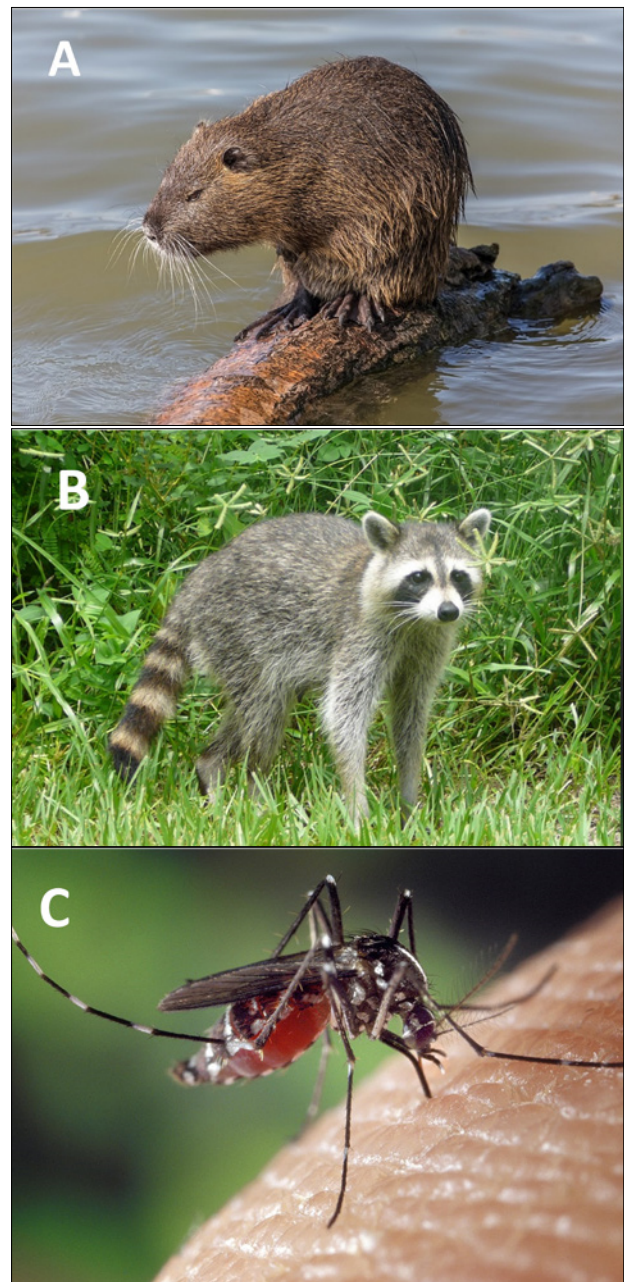


Figura 1. Algunos animales exóticos invasores pueden causar problemas de salud pública por ser reservorios o vectores de parásitos que ocasionan enfermedades en humanos.

A) Coipú (*Myocastor coypus*). Wikimedia commons, Basile Morin

B) Mapache (*Procyon lotor*). Wikimedia commons, Cary Bass-Deschênes

C) Mosquito tigre (*Aedes albopictus*). Wikimedia commons, James Gathany.

| Especie | Áreas de origen | Modo de introducción | Impactos |
|---|---|-------------------------------------|---|
| Alga asiática (<i>Rugulopterix okumurae</i>) | Océano Pacífico de Asia | Agua de lastre | Biodiversidad Pesquerías Turismo y actividades recreativas |
| Mosquito tigre (<i>Aedes albopictus</i>) | Sur de Asia | Recipientes con agua | Salud pública (picaduras y transmisor de patógenos) Turismo y actividades recreativas |
| Cotorra de Kramer (<i>Psittacula krameri</i>) | Sur de Asia y África | Mascota | Salud pública (ruidos, salubridad) Biodiversidad Infraestructuras |
| Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) | Sudamérica | Ornamental | Biodiversidad Calidad del agua Navegación Actividades recreativas Pesca |
| Mejillón cebra (<i>Dreissena polymorpha</i>) | Mar Caspio y Mar Negro | Cascos de los barcos/agua de lastre | Biodiversidad Calidad del agua Infraestructuras Pesca Turismo y actividades recreativas |
| Coipú (<i>Myocastor coypus</i>) | Sudamérica | Mascota, industria peletera | Biodiversidad Calidad del agua Agricultura |
| Xylella fastidiosa | California | En material vegetal infectado | Biodiversidad Agricultura |
| Siluro (<i>Silurus glanis</i>) | Centroeuropa | Pesca recreativa | Biodiversidad Calidad del agua Turismo y actividades recreativas |
| Rabo de gato (<i>Cenchrus setaceus</i>) | África, Oriente Medio y Sudeste de Asia | Ornamental | Biodiversidad Riesgo de incendios Salud pública (alergias, dermatitis) Actividad recreativa |
| Uña de gato (<i>Carpobrotus edulis</i>) | Sudáfrica | Ornamental Restauración | Biodiversidad Calidad del suelo |
| Picudo rojo (<i>Rhynchophorus ferrugineus</i>) | Asia tropical | En material vegetal infectado | Biodiversidad Estético |
| Avispa asiática (<i>Vespa velutina</i>) | Asia | Carga de barco | Biodiversidad Salud pública (picaduras) Apicultura |
| Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) | Sudamérica | Ornamental | Biodiversidad Calidad del agua Navegación Actividades recreativas |
| Cangrejo azul (<i>Callinectes sapidus</i>) | Norteamérica | Escapado de piscifactoría | Biodiversidad Calidad del agua Pesquerías Agricultura |

Tabla I. Multiplicidad de taxones, orígenes, modos de introducción e impactos de algunas especies exóticas invasoras introducidas en España en las últimas décadas.



y administrativas de antaño que por la proximidad geográfica o afinidad climática. No solo la flora, el colonialismo fomentó la introducción masiva de animales domésticos necesarios para reproducir las actividades productivas y el estilo de vida europeos. Inconscientemente, los colonizadores europeos también introdujeron patógenos que causaron epidemias sin precedentes en las poblaciones indígenas, como la gripe, el sarampión o la varicela. El historiador A. Crosby (1988) acuñó el término **imperialismo ecológico** para describir cómo el resultado final del imperialismo no fue únicamente militar o político, sino también de orden biológico. Por ejemplo, los colonos europeos en América transformaron el paisaje en el que se asentaron, creando áreas de pastoreo para el ganado y desarrollando una agricultura extensiva cuyo manejo favoreció la expansión de muchas especies exóticas. Como resultado, estas regiones alejadas del continente europeo poseen actualmente una biota mixta nativa y exótica, con una abrumadora dominancia de flora, fauna y microorganismos de origen europeo (Galán-Díaz et al, 2020).

Si bien durante los siglos XV-XIX el flujo de especies fue mayoritariamente entre los territorios que configuraban cada uno de los imperios europeos, en la actualidad la creciente introducción de especies se mueve asociada a las grandes infraestructuras de comunicación y a las rutas comerciales, que son mucho más extensas, intensas y complejas que en el pasado. Por ejemplo, el Canal de Suez constituye una vía de entrada de muchas especies marinas para expandirse del Mar Rojo a la costa Levantina del Mediterráneo oriental, un fenómeno que, junto con el calentamiento global, está contribuyendo a la tropicalización del Mar Mediterráneo. En otro caso más reciente e inesperado, el cambio climático y la consecuente pérdida de la cubierta de hielo está potenciando la apertura de nuevas rutas marítimas en el Ártico, lo que sin duda facilitará el movimiento de especies entre continentes y el incremento de nuevas introducciones (Chan et al, 2018).

No todas las especies exóticas son invasoras, de hecho, muchas de ellas ni siquiera logran establecerse en el medio natural cuando se introducen. Es más, muchas probablemente mueren durante el transporte. No obstante, algunas no solo se establecen, sino que se expanden rápidamente y causan importantes daños materiales e inmateriales en la biodiversidad, en la economía y en la sociedad. En este artículo intentaremos responder a algunas preguntas clave

sobre las invasiones biológicas: ¿cuáles son las causas del éxito de las especies exóticas fuera de su área de distribución original?, ¿por qué nos preocupan? y ¿qué herramientas tenemos para mitigar sus impactos?

¿CUÁLES SON LOS MODOS DE INTRODUCCIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS?

Las especies exóticas son introducidas de forma intencionada o accidental (Hulme et al, 2008). Las introducciones intencionadas están muy relacionadas con el uso directo de especies, mientras que las introducciones accidentales pasan inadvertidas como polizones o contaminantes biológicos de otros materiales, como contenedores comerciales (Tabla I).

En las aguas continentales de España, durante los años 1950-1990, se introdujeron al menos 25 especies de peces con fines recreativos (ej. el lucio – *Esox lucius*, la perca negra – *Micropterus salmoides*, el siluro – *Silurus glanis*, etc). La voracidad de estas especies sobre la fauna acuática autóctona es tal que, en la actualidad, la mayoría de los ríos, lagos y embalses españoles albergan más especies piscícolas exóticas que nativas. Con la misma intencionalidad deportiva, en los ecosistemas terrestres se han introducido especies cinegéticas, como por ejemplo la codorniz japonesa – *Coturnix japonica*. No menos preocupante es la introducción en el medio natural de mascotas exóticas liberadas expresamente o resultado de escapes. Las cotorras – *Psittacula krameri* y *Myiopsitta monachus* – o los mapaches – *Procyon lotor* – son un claro ejemplo de ambos casos. Seguramente muchas poblaciones se han originado a través de individuos escapados de criaderos comerciales, como ha ocurrido con el visón americano – *Neogale vison* – desde granjas peleteras.

En relación a las plantas exóticas, el principal objetivo de las introducciones intencionadas es ornamental, ya sea cultivadas en parques y jardines, o plantadas en proyectos de restauración de obras públicas. En los principales parques urbanos de España, más de un 82% de las especies plantadas son exóticas (Bayón et al, 2021). Un 12% de ellas son invasoras, e incluso algunas están catalogadas por la ley española sobre prevención y control de especies invasoras, lo que implica que su uso es ilegal y deberían eliminarse (BOE 2019). La invasión de espa-

cios naturales desde jardines se puede dar de forma espontánea por dispersión de las semillas, pero en la mayor parte de los casos se produce a través de los restos de poda que se vierten indiscriminadamente alrededor de las zonas ajardinadas. Desgraciadamente, esto ocurre muy a menudo desde las áreas residenciales de la costa o periurbanas hacia los espacios naturales adyacentes (González-Moreno et al, 2013a).

Además de las mascotas escapadas mencionadas anteriormente, muchas especies son introducidas de forma accidental como polizones o contaminantes de distintos materiales transportados. En las Islas Baleares, varias especies de serpientes exóticas se han introducido ocultas dentro de troncos de olivo importados con fines ornamentales desde la Península Ibérica. El mosquito tigre, que se detectó por primera vez en 2004 en Sant Cugat del Vallés (Barcelona), posiblemente se introdujo a través del transporte de neumáticos y vasijas de plantas ornamentales importadas. Su expansión pasiva en los últimos 20 años por toda la costa mediterránea ha sido sencillamente a través de los medios de transporte. Así, es muy probable que las primeras incursiones desde el área metropolitana de Barcelona a la Costa Brava las realizaran a bordo de los coches de los veraneantes que se desplazaban a sus segundas residencias.

Es importante remarcar que, en la mayoría de los casos de plantas e invertebrados, la introducción accidental no ocurre con organismos adultos, sino con sus unidades de propagación, tales como semillas, esquejes, huevos, esporas, larvas o crisálidas. Muchas “malas hierbas” de cultivo se introducen repetidamente a través de las semillas comerciales, en el sustrato que se esparce en la siembra o de la maquinaria agrícola. En Baleares, se han encontrado hasta 2.000 semillas por kg “polizonas” en paquetes certificados para siembra de césped, de las cuales un 11% eran exóticas para las islas (Gervilla et al, 2019). Es muy probable que estas introducciones accidentales se incrementen con el uso cada vez más extensivo de semillas no certificadas, muchas de las cuales pueden adquirirse a través del comercio electrónico.

La mayoría de patógenos agrícolas y forestales han sido introducidos también de forma accidental. Muchos insectos causantes de plagas han entrado ocultos en forma de huevos o crisálidas en las ranuras de troncos o en contenedores de madera.

Existen casos paradigmáticos e históricos como el de la filoxera – *Daktulosphaira vitifoliae* – un insecto hemíptero con origen americano que a finales del siglo XIX causó estragos en las zonas vitivinícolas españolas y francesas. Esta invasión, posiblemente originada por la introducción de una sola planta infectada en Málaga, cambió por completo las reglas del juego, obligando a replantar con vides resistentes la gran mayoría de plantaciones. Más recientemente, hemos sufrido la invasión de una nueva plaga invasora, en este caso una bacteria de origen californiano, *Xylella fastidiosa*, que ataca los vasos conductores de especies arbóreas hortícolas de alto valor económico tales como el olivo, el almendro, la vid, el naranjo, el limonero o el melocotonero, además de unas 600 especies silvestres. Localmente, la bacteria se transmite por varias especies de chicharritas (ej. *Philaenus spumarius*), que se alimentan de la savia de las plantas. En Europa, *Xylella fastidiosa* se detectó por primera vez en Apulia (Italia) en 2012 causando una elevada alarma social y dando lugar a una campaña de erradicación que llevó a la eliminación de árboles infectados en un área de más de 1.000 km² (Saponari et al, 2018). Cuatro años más tarde apareció en las Baleares y en 2017 invadió un área de Alicante atacando principalmente a almendros. En esta última zona se está realizando un gran esfuerzo para contener la invasión y evitar su propagación al resto de la península, ya que *Xylella fastidiosa* se considera uno de los patógenos más amenazantes para la agricultura en la Unión Europea.

La entrada accidental de especies exóticas se ha beneficiado de la construcción de grandes corredores artificiales (carreteras, vías férreas, puentes, presas, canales, tuberías, etc.) que han puesto en contacto biotas de regiones que previamente se encontraban geográficamente aisladas. En Europa, el Canal de Moscú, el Canal Volga-Don y la Vía fluvial Volga-Báltico forman vías navegables que han conectado el Mar Báltico, el Mar Caspio, el Mar de Azov y el Mar Negro. Así, el mejillón cebra – *Dreissena polymorpha* – originario del Mar Caspio y del Mar Negro, ha invadido el norte de Europa adherido a los cascos y contenido en las aguas de lastre de los barcos que navegan por estas rutas. En España, la llegada y rápida expansión de este molusco en menos de 20 años se ha visto facilitada por el trasiego de embarcaciones, las actividades de acuicultura y pesca cuyos equipos pueden ser vectores de introducción, y las captaciones y canalizaciones de agua para riego y abastecimiento.



El abanico de posibles modos de entrada de especies exóticas pone de manifiesto la multiplicidad de actividades socioeconómicas que conducen al traslado, voluntario o involuntario, de especies entre regiones alejadas. Numerosos análisis han demostrado que los países o regiones con más especies exóticas son los que poseen mayor densidad de población y mayor renta per cápita, ya que son los más activos comercialmente, poseen infraestructuras extensas y complejas, y tienden a introducir deliberadamente más especies con finalidad ornamental o recreativa. En este sentido, vemos un cambio de patrón en las últimas décadas: es muy probable que los países en desarrollo con mayor crecimiento económico (ej. sudeste asiático) sean los que acumulen un mayor número de invasiones en los próximos años (Seebens et al, 2021).

¿QUÉ CARACTERÍSTICAS POSEEN LAS ESPECIES INVASORAS?

Las especies exóticas que consiguen establecerse y proliferar en hábitats donde no han evolucionado poseen ciertos rasgos en común. Muchas plantas empiezan invadiendo zonas perturbadas porque poseen tasas de crecimiento rápidas y comparten características fisiológicas que las hacen muy eficientes en el uso de los recursos esenciales para su desarrollo, como el agua, los nutrientes y la luz. Por ejemplo, las plantas con una superficie específica foliar grande interceptan mejor la luz y por tanto pueden tener tasas fotosintéticas más altas y crecer más rápidamente. Las plantas con raíces extensas captan agua de áreas de suelo más amplias, mientras que las plantas que establecen simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno poseen mayor disponibilidad de este elemento para su crecimiento. Muchas plantas invasoras también tienen una elevada plasticidad fenotípica, es decir, una gran capacidad de aclimatarse a distintas condiciones ambientales (Matesanz et al, 2010). En los animales, esta característica se manifiesta en dietas y requerimientos de hábitat generalistas. Los cangrejos invasores son los invertebrados que mejor representan esta tendencia: son omnívoros, toleran un amplio rango de salinidad y temperatura, pueden permanecer enterrados en el suelo durante mucho tiempo en condiciones de sequía y se reproducen prolíficamente. Estos mismos rasgos explicarían que con el cambio climático las especies invasoras se estén expandiendo a velocidades hasta 20 veces superiores a las especies nativas (Bradley et al, 2024).

Gran parte del éxito de las especies invasoras radica en la cantidad y frecuencia con que se han introducido. La historia de introducción juega un papel muy importante para comprender la presencia de nuevas especies en un territorio. A lo largo del siglo XIX, en Nueva Zelanda y Estados Unidos, las sociedades de aclimatación introdujeron y liberaron un gran número de aves con la finalidad de embellecer el paisaje. Por ejemplo, a partir de unos centenares de estorninos europeos – *Sturnus vulgaris* – liberados en Nueva York y en otras ciudades de Estados Unidos, en la actualidad se cuentan más de 100 millones en toda América del Norte, causando pérdidas agrícolas por valor de casi mil millones de dólares (Stuart et al, 2023). Gracias a estos “experimentos”, hoy sabemos que la tasa de establecimiento fue del 30% para especies de las que se introdujeron entre 21-100 individuos, mientras que la tasa de éxito alcanzó el 74% cuando el número de individuos introducidos superó el centenar (Duncan et al, 2006). Por lo general, las especies más abundantes o que ocupan una mayor área de distribución son las que se han introducido con mayor frecuencia, mayor abundancia, en más lugares y durante más tiempo. Siguiendo la misma lógica, las áreas más invadidas suelen ser aquellas expuestas a la introducción prolongada y frecuente de más propágulos.

La relación entre el área de invasión y la presión de propágulos se aprecia a muchas escalas. Por lo general, las especies introducidas hace más tiempo –lo que se conoce como tiempo mínimo de residencia– son las que poseen un área de distribución nacional más amplia. En España, según modelos climáticos de nicho, la mayor parte de especies vegetales invasoras no han alcanzado aún su máxima distribución potencial, la cual, en promedio, se lograría aproximadamente 150 años después de su introducción (Gassó et al, 2010). A escala de paisaje, también observamos que las zonas más invadidas son las que se encuentran más cerca de posibles fuentes de introducción, como áreas adyacentes a cultivos, junto a puertos, a lo largo de vías férreas, o en áreas vecinas a zonas ajardinadas (González-Moreno et al. 2013b; Gallardo et al, 2015).

¿QUÉ CARACTERÍSTICAS POSEEN LOS ECOSISTEMAS INVADIDOS?

Además de unos rasgos biológicos competitivos y una presión de propágulos significativa, para que una especie exótica se establezca y llegue a convertirse

en invasora debe encontrar unas condiciones ambientales similares a aquellas en las que ha evolucionado en su área de distribución de origen (Figura 2).

priori si podrían sobrevivir en otras condiciones. Se dice pues que la distribución de la especie en el área de introducción no está en equilibrio, lo que sugiere

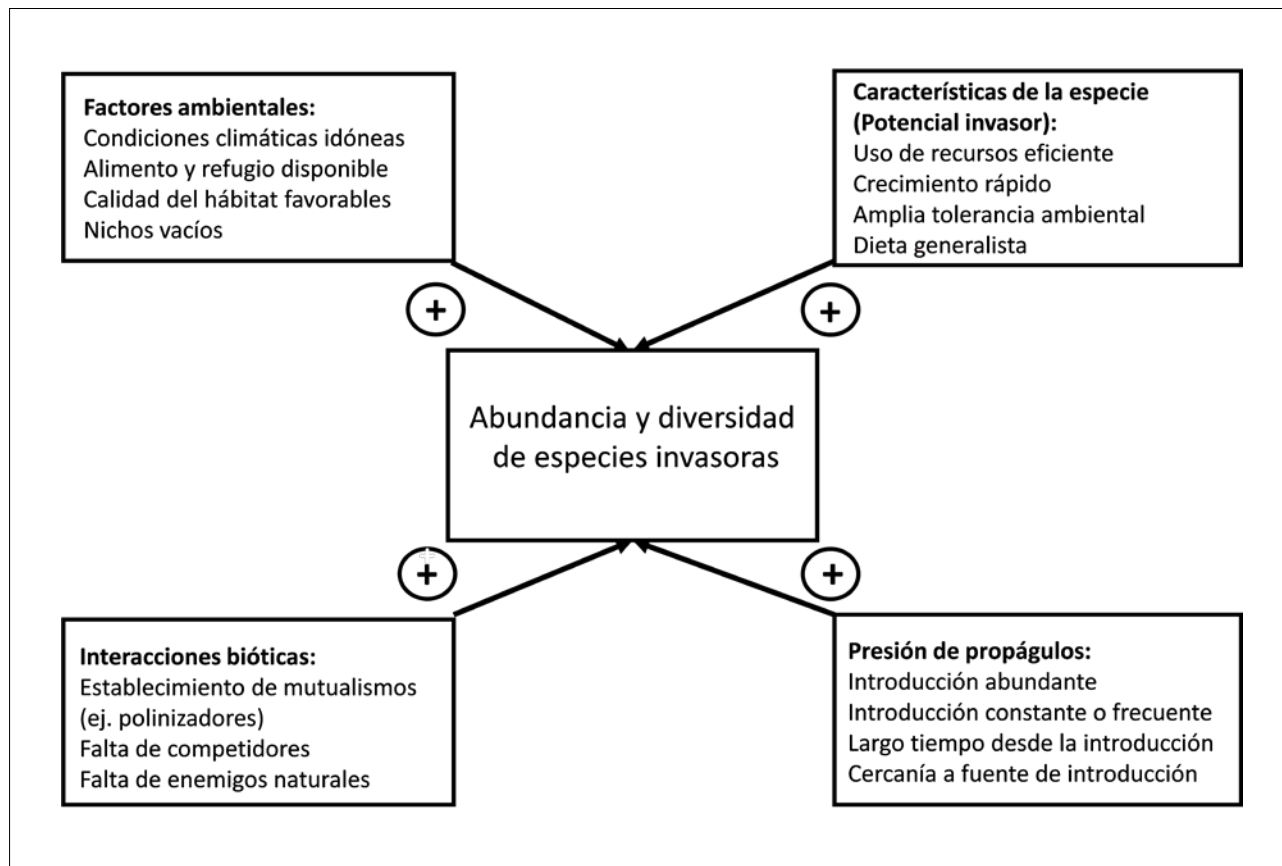


Figura 2. Factores que determinan el éxito de invasión de una especie exótica cuando se introduce en un nuevo ecosistema.

Es decir, que su nicho ambiental o ecológico se conserve entre la zona nativa e introducida. Esta hipótesis se ha demostrado a escala regional en muchas ocasiones, utilizando lo que se denominan modelos de distribución de especies o de nicho ecológico. La mayor parte de los estudios indican dos aspectos clave. Por un lado, la especie invasora coloniza áreas que son muy similares climáticamente al rango nativo, lo que conoce como conservación de nicho. Por otro lado, sabemos que algunas especies invasoras ocupan áreas con características totalmente distintas, que en algunos casos ni siquiera se dan en sus regiones de origen, es decir presentan una expansión de nicho. Esto ocurre porque las especies en su rango nativo pueden estar confinadas geográficamente, por ejemplo, en una isla, lo que impide conocer a

que posee mayor capacidad de invasión que la observada, y en ocasiones, una mayor tolerancia climática a la esperada. Esta característica dificulta predecir el potencial invasor de las especies basándonos únicamente en su comportamiento en la zona nativa.

Además de las condiciones climáticas, existen otros factores que favorecen la invasión de los hábitats. Muchos estudios han demostrado que los ecosistemas más vulnerables a las invasiones son los ecosistemas perturbados. En este caso, la alteración del hábitat puede generar “ventanas” de oportunidad asociadas a un aumento en la disponibilidad de recursos (p.ej. nutrientes y espacio) que aprovecharían las especies exóticas para establecerse. Además, los hábitats alterados suelen estar más cerca de posi-



bles fuentes de propágulos de especies exóticas. Un ejemplo de ello son las zonas forestales cercanas a urbanizaciones, donde la probabilidad de escapes accidentales desde jardines al medio forestal es considerablemente alta (González-Moreno et al, 2013a).

Por el contrario, los ecosistemas con una gran diversidad de especies tienden a ser más resistentes a las invasiones (Beaury et al, 2020), posiblemente porque ejercen una mayor competencia sobre la especie foránea. Siguiendo este razonamiento, pero en sentido inverso, los hábitats con pocas especies, muchas de ellas endémicas, como podrían ser las islas, son más susceptibles a la invasión y sus impactos. En estos casos, el aislamiento geográfico de las islas ha propiciado la evolución de especies que pueden no estar adaptadas a defenderse de depredadores agresivos o competidores altamente eficientes. En el archipiélago balear, la introducción hace varios siglos de la culebra de cogulla – *Macroprotodon brevis* –, se considera responsable de la extinción de varios lagartos y anfibios autóctonos en Mallorca y Menorca (Silva-Rocha et al, 2015). Este proceso de invasión se ha intensificado en los últimos años, de forma que islas como Ibiza y Formentera, que hasta hace poco estaban libres de serpientes, desde 2003 han registrado la llegada de tres nuevas serpientes exóticas, generando una fuerte presión sobre la frágil fauna de estas islas.

En un siguiente nivel, los ecosistemas receptores pueden favorecer o no la invasión dependiendo de las interacciones que se establezcan entre la especie exótica y las especies nativas (Figura 2). En el caso de las plantas invasoras, es sabido que hay dos tipos de interacciones bióticas de signo contrario que influyen en su establecimiento. Estas son, por un lado, las relaciones mutualistas con la biota nativa y por el otro, la falta de enemigos naturales que las mantenían controladas en las regiones de origen (Vilà et al, 2004). En muchos casos, para que una planta exótica se integre en un ecosistema, es necesario que establezca interacciones mutualistas con las especies nativas. Estas interacciones son imprescindibles para que algunas especies vegetales puedan reproducirse y dispersarse. Muchas plantas exóticas ornamentales producen flores muy atractivas para los insectos polinizadores locales, esenciales para que produzcan semillas. Puede ocurrir además que este efecto magnético vaya en detrimento de que los insectos visiten a las plantas nativas y pongan en peligro su reproducción. Este fenómeno ocurre con los cactus del género *Opuntia* spp., una de las primeras plantas

introducidas en el siglo XVI desde México por los conquistadores españoles (Vilà, 2011). Sus flores son visitadas por más de 15 especies distintas de insectos, mayoritariamente himenópteros, mientras que las visitas disminuyen significativamente en las plantas nativas de su alrededor (Bartomeus et al, 2008).

Otra interacción mutualista fundamental en las plantas exóticas con dispersión por zoocoria es que encuentren una fauna local que consuma sus semillas o frutos, y al regurgitarlos o defecarlos, no solamente aumente su tasa de germinación, sino que también contribuya a su expansión. Volviendo al ejemplo anterior, los higos chumbos producidos por *Opuntia* spp. son consumidos por una gran variedad de vertebrados como estorninos, zorzales, gaviotas, jabalíes y distintas especies de mustélidos, que facilitan su expansión en hábitats naturales lejos de donde fueron introducidos (Padrón et al, 2010).

En la otra cara de la moneda, el éxito de muchas especies exóticas se debe a que, en su área de distribución original, las especies están “controladas” por enemigos naturales como parásitos, patógenos y herbívoros especialistas. Pero cuando estas especies se introducen en una región lejana, pierden estas interacciones antagonistas, lo que les permite crecer sin las limitaciones impuestas por sus depredadores o competidores naturales. Son bastantes los estudios que han demostrado que las plantas en las poblaciones de la región de introducción suelen ser más grandes, poseen menos síntomas de infección o daño por herbívoros en comparación con las poblaciones de la región nativa (Maron et al, 2004). La explicación radica en que la falta de enemigos naturales disminuye la necesidad de invertir recursos en la síntesis de compuestos de resistencia que la planta puede invertir en crecimiento y fecundidad.

¿QUÉ IMPACTOS OCASIONAN LAS INVASIONES BIOLÓGICAS?

Las invasiones biológicas ocasionan impactos en la naturaleza, en los servicios ambientales y en nuestra calidad de vida (Tabla I). Impactos que en muchos casos se pueden traducir en costes económicos significativos.

Muchas especies nativas no pueden sobrevivir a la competencia, la herbivoría, la depredación o el para-

sitismo ejercido por las especies invasoras. El impacto en la naturaleza más estudiado es la pérdida de diversidad de especies nativas. Esta pérdida es fácil observarla en un ecosistema invadido por una planta exótica que crezca tapizando el suelo (ej. la uña de león – *Carpobrotus* spp.) o que produzca mucha sombra y hojarasca (ej. *Acacia* spp.). En estos casos, se percibe claramente que la riqueza de las plantas nativas disminuye de forma proporcional a la abundancia de la planta invasora (Bradley et al, 2019). La mayor parte de los estudios documentan pérdidas locales de especies, pero también han contribuido a la extinción global de especies (Bacher et al, 2023). Muchas de estas extinciones han ocurrido en islas oceánicas, puesto que albergan endemismos muy vulnerables a los factores de cambio, en especial a la introducción de depredadores como ratas o gatos.

Algunas veces se pueden dar fenómenos de pérdida de especies en cascada que ocasionan cambios drásticos en toda la red trófica del ecosistema. En los ecosistemas acuáticos, la introducción de cangrejos, omnívoros por antonomasia, modifican totalmente la composición de especies de los ecosistemas invadidos (Clavero et al, 2016). Un caso paradigmático es el del cangrejo rojo americano – *Procambarus clarkii* –, introducido para su explotación comercial. Su comportamiento y carácter transformador del ecosistema ha originado cambios fundamentales en el hábitat, alterando las condiciones hídricas y por tanto la composición de especies de los ecosistemas donde se ha establecido (Souty-Grosset et al, 2016).

Por supuesto, estos cambios en la composición de especies indican que la especie exótica se ha integrado en el ecosistema receptor, con efectos positivos y negativos para las especies nativas (Bacher et al, 2023). Por ejemplo, puede darse el caso de que una especie exótica depreda sobre una especie nativa, poniendo en peligro su supervivencia, pero al mismo tiempo amplíe la dieta de otra especie nativa. Esta paradoja ocurre también con el cangrejo americano. Un 60% de los depredadores que invernán o se reproducen en las marismas del Guadalquivir se alimentan del cangrejo, incluida la nutria – *Lutra lutra* –; pero las charcas invadidas por el cangrejo poseen una menor riqueza de anfibios, muchos de los cuales dejan de reproducirse (Cruz et al, 2006; Tablada et al, 2010). No obstante, el mensaje clave es que las invasiones biológicas ocasionan cambios significativos en la estructura de los ecosistemas invadidos.

A largo plazo, estos cambios bióticos en la composición y diversidad de especies van acompañados de alteraciones abióticas que afectan el funcionamiento de los ecosistemas (Vilà et al, 2011). Es decir, modifican parámetros ambientales clave, tales como la disponibilidad y reciclaje de nutrientes o la calidad y cantidad del agua. Por ejemplo, las acacias originarias de Australia o África son fijadoras de nitrógeno. Su presencia aumenta la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, lo que puede favorecer a las propias acacias y a especies que requieren suelos ricos en nutrientes, pero perjudicar a árboles nativos adaptados a suelos pobres. En el NE de la Península Ibérica, los eucaliptos de las plantaciones se han expandido a bosques adyacentes. Su potencial de regeneración después de incendios es muy elevado (Calviño-Cancela et al, 2016). Además, su hojarasca posee propiedades hidrofóbicas que aumentan la escorrentía (Ferreira et al, 2000), dificultando el establecimiento de otras especies nativas presentes en la zona antes de la expansión del eucalipto.

Estos impactos en la naturaleza se traducen en modificaciones en los servicios ambientales (Vilà et al, 2009; Castro-Díez et al, 2019). Los servicios ambientales son los beneficios que aportan los ecosistemas a los seres humanos y se clasifican en 18 clases. Los beneficios más tangibles de la naturaleza hacen referencia a la provisión de todos aquellos bienes materiales que extraemos de ella: como alimentos, agua, sustancias medicinales y recursos genéticos, fibras o productos energéticos. Otros servicios ambientales básicos son los de regulación: aquellos que contribuyen a mantener los ecosistemas limpios, funcionales y resilientes ante perturbaciones. Entre ellos se encuentran el reciclaje de la materia orgánica, la purificación del agua, el control de la erosión, la regulación del clima y otros quizás menos conocidos pero fundamentales como los servicios de polinización o control de plagas, tanto en plantas silvestres como en cultivos.

Las especies invasoras pueden ocasionar impactos en todos los servicios ambientales, y por tanto en diversos sectores socioeconómicos tales como la agricultura debido a la proliferación de malas hierbas y plagas; la acuicultura por la introducción de patógenos; la construcción, a través de la alteración de infraestructuras por especies que las obstruyen o deterioran; el sector turístico e incluso la salud pública, cuando las especies introducidas son tóxicas, transmiten patógenos o producen alergias (Vilà et al, 2010; Gallardo et al. 2024).



Las zoonosis constituyen un grupo de enfermedades humanas transmitidas por animales. Las zoonosis mediadas por especies exóticas que actúan como vectores o reservorios de patógenos y parásitos merecen especial atención por sus riesgos para la salud pública (Vilà et al, 2021). El mosquito tigre, es transmisor de enfermedades víricas como el chikungunya y el dengue. Aunque estas enfermedades no son comunes en España, en otros países europeos donde este mosquito se ha establecido se han registrado centenares de casos de transmisión local a partir de viajeros procedentes de áreas donde estas enfermedades son endémicas. Algunas mascotas exóticas pueden ser reservorios de patógenos causantes de enfermedades como la rabia, salmonelosis, meningoencefalitis o psitacosis. Esto no es un problema si las mascotas reciben un adecuado cuidado por parte de sus propietarios, pero el riesgo de transmisión de parásitos y patógenos aumenta cuando se abandonan y entran en contacto con la fauna silvestre o el ganado. Algunos mamíferos invasores en Europa, como el mapache – *Procyon lotor* –, el coipú o la ardilla gris – *Sciurus griseus* – son capaces de transmitir como media 16 patógenos diferentes (Monguillod 2023) con capacidad de causar enfermedades graves como la echinococcosis, leptospirosis, síndrome de Lyme, neuroborreliosis y encefalitis (Figura 1).

Algunas plantas exóticas producen polen alergénico. Dado que muchas de estas especies exóticas florecen en un periodo distinto al de las plantas nativas, el riesgo de alergia por niveles de polen alto en la atmósfera se prolonga a lo largo del año (Belmonte & Vilà, 2004). Cabe destacar que muchos árboles ornamentales exóticos, como el ciprés – *Cupressus sempervirens* –, la casuarina – *Casuarina equisetifolia* – o el plátano – *Platanus* spp. – aun cuando no sean invasores, producen polen alergénico y por tanto su plantación en zonas urbanas debería evitarse por razones de salud pública.

Además de los impactos en la salud pública, las invasiones pueden afectar varios componentes de la calidad de vida, como la seguridad ciudadana y las relaciones sociales o culturales. En menos de 10 años, el alga asiática *Rugulopterix okumurae* se ha expandido rápidamente por las costas del Estrecho de Gibraltar causando impactos socioeconómicos y medioambientales sin precedentes. Posee una capacidad de proliferación elevada y se acumula en la columna de agua hasta los 50 m de profundidad, llegando a los fondos marinos de fanerógamas y coral, y cambiando por completo la biodiversidad marina. Es tan abundante

que interfiere con las artes de pesca y en la costa, se acumula formando mantos en descomposición que restringen el acceso a los bañistas. Los costes asociados a la presencia de esta especie en el municipio de Tarifa superan los 3 millones de euros anuales, afectando tanto al sector pesquero como al turismo y la administración pública (Mogollón et al, 2024).

Según el informe de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES), en el año 2019 los daños globales causados por las invasiones biológicas superaron los 423.000 millones de dólares, un valor más de 60 veces superior al presupuesto de la Organización Mundial para la Salud de las Naciones Unidas para el bienio 2024-2025. Los costes más elevados corresponden al sector agrícola, debido a las plagas a las que debe hacer frente. En su conjunto, los daños asociados a las invasiones biológicas son al menos un orden de magnitud superior a las inversiones destinadas a su prevención, control o erradicación (Diagne et al, 2021). En España, el coste estimado del manejo de las invasiones biológicas oscila entre 4 y 13 millones de euros por año; sin embargo, la cifra real probablemente sea mucho mayor (Angulo et al, 2021). Sólo por poner un ejemplo, el control del jacinto de agua – *Eichhornia crassipes* – en la cuenca del río Guadiana se estima en unos 53 millones de euros. Otras especies con un elevado coste de control incluyen los eucaliptos – *Eucalyptus* spp. – en Galicia, el picudo rojo que ataca a las palmeras, la caña común – *Arundo donax* –, que invade bosques de ribera y el rabo de gato que se expande en zonas semi áridas del sur de España y Canarias (Angulo et al, 2021).

¿CÓMO SE GESTIONAN LAS INVASIONES BIOLÓGICAS?

Los procedimientos para reducir las invasiones biológicas son similares a los que se llevan a cabo en salud pública para evitar una epidemia: prevención, detección temprana, control y erradicación (Vilà et al, 2021). Estas medidas de gestión pretenden evitar o reducir la probabilidad de ocurrencia en las distintas etapas del proceso de invasión, desde el transporte e introducción hasta la expansión, pasando por el establecimiento (Figura 3). Estas actividades deberían llevarse a cabo simultáneamente, dependiendo de la especie y del área de interés.

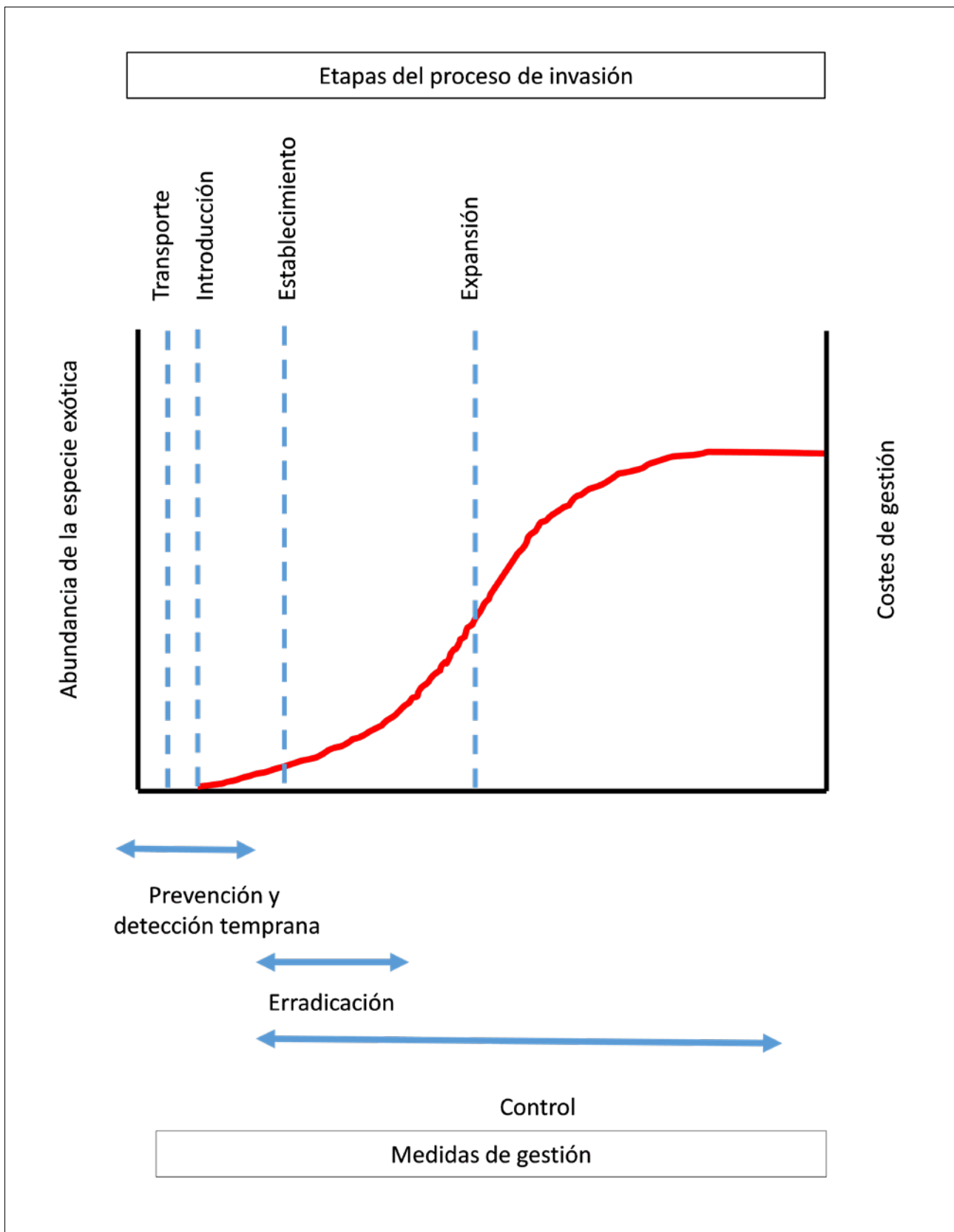


Figura 3. Etapas del proceso de invasión y medidas de gestión recomendadas.



La prevención es, sin duda, la medida de gestión más efectiva para evitar la entrada de especies exóticas transportadas o bien para detectar los primeros focos de establecimiento (Pyšek et al, 2020). Los países con sólidos sistemas de bioseguridad, tales como Australia o Nueva Zelanda, han conseguido que los costes de prevención sean menores que los costes ocasionados por los daños de las invasiones. En teoría, es posible prevenir la entrada de especies exóticas a través de medidas de regulación de la introducción intencionada, pero es mucho más difícil controlar aquellas que entran y se establecen de forma accidental. Para estas especies, que pueden expandirse secundariamente por sus propios medios, es muy importante que se lleven a cabo protocolos de detección temprana. Para ello, en muchas regiones, especialmente en islas debido a su vulnerabilidad, se han establecido protocolos de inspección y control cerca de los principales puntos de entrada de mercancías y personas. Estos protocolos suelen basarse en el uso de trampas genéricas y en muestreos dirigidos para grandes grupos taxonómicos (ej. trampas de invertebrados). También existen protocolos establecidos para especies con alto potencial de impacto. Este es el caso del listado de la Unión Europea de especies de cuarentena con alto potencial de impacto en la seguridad alimentaria, para los cuales todos los países miembros deben establecer protocolos estandarizados e informar de los resultados. Finalmente, la ciencia ciudadana y las plataformas generalistas de toma de datos de biodiversidad, como por ejemplo iNaturalist o eBird, pueden contribuir a la identificación temprana de nuevas introducciones, si bien estas herramientas suelen estar sesgadas hacia grupos taxonómicos carismáticos entre los aficionados (González-Moreno et al, 2025).

Una vez que una especie exótica ya está establecida, es muy difícil erradicarla a menos que la población sea pequeña y esté muy localizada. En el mejor de los casos, se podrá controlar su expansión, es decir, disminuir el tamaño y número de las poblaciones. En España, los métodos de control son mecánicos o químicos. En la Unión Europea, el control biológico—basado en la introducción de un enemigo natural específico—se aplica principalmente en sistemas agrícolas confinados como invernaderos, pero es muy poco común en áreas naturales debido a las estrictas regulaciones necesarias para garantizar su seguridad y evitar daños colaterales. En otras regiones, como Australia y Nueva Zelanda, el control biológico en medio natural ha demostrado ser altamente eficaz. En nuestro contexto ibérico tenemos un caso de éxi-

to con el control de acacias en Portugal mediante la liberación de *Trichilogaster acaciaelongifoliae*, una avispa formadora de agallas originaria de Australia, al igual que las acacias, y que ya había demostrado éxito en Sudáfrica (Marchante et al, 2017). Este tipo de actuaciones, aunque requieren de una gran inversión en investigación para minimizar los riesgos, a largo plazo son más sostenibles que los controles mecánicos o químicos, ya que permiten mantener un equilibrio en los ecosistemas y reducir los impactos de la especie invasora. No obstante, en la mayoría de los casos, la erradicación completa es difícil de conseguir.

CONCLUSIONES

Desde tiempos remotos los seres humanos hemos trasladado especies desde unas regiones a otras por causas muy diversas que van desde su uso como alimento a la compañía que nos ofrecen, pasando por la atracción estética que las especies exóticas nos proporcionan. Actualmente, el comercio global y el desarrollo de grandes infraestructuras de comunicación han puesto en contacto regiones biogeográficas que antes se encontraban físicamente separadas, lo cual ha propiciado una aceleración en la introducción y el establecimiento de especies fuera de sus regiones de origen.

Algunas especies exóticas, sobre todo cuando se introducen en gran abundancia y con una elevada frecuencia, se expanden a gran velocidad y se las considera invasoras. La capacidad de una especie introducida de convertirse en invasora en un nuevo ecosistema depende tanto de características ecológicas propias que favorecen su capacidad de colonización como de la interacción con las especies nativas. En general, los ecosistemas más bien conservados, menos perturbados y con mayor diversidad de especies ofrecen mayor resistencia a las invasiones. Muchas especies invasoras causan impactos en la conservación de la naturaleza y ocasionan daños y pérdidas en sectores tan variados como la agricultura, la ganadería y la pesca, el turismo o la salud pública. Por tanto, su gestión debe ser transversal.

El avance en la gestión de las especies invasoras depende en gran medida del conocimiento generado por la ciencia básica, que nos permite comprender los mecanismos ecológicos implicados en su capacidad



de establecerse y expandirse con tanto éxito. Solo a través de investigaciones rigurosas podremos anticiparnos a futuras invasiones y desarrollar estrategias eficaces de prevención, detección temprana y control, minimizando los impactos ecológicos, socioeconómicos y sanitarios que ocasionan, y garantizando la resiliencia de los ecosistemas frente a este desafío global.

AGRADECIMIENTOS

Este artículo se incluye en el marco de los proyectos RADIOPOPO (PID2021-122690OB-I00), InvaNET (RED2022-134338-T), DYNAMO (PID2023-152653OA-C22) financiados por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por FEDER/UE, *Bexyl* (Proyecto 101060593) financiado por la EU en la convocatoria HORIZON-CL6-2021-FARM-2FORK-01-04 y DesFutur financiado por la Fundación Biodiversidad (PRTR/NextGenerationEU). Agradecemos a R. Morón una lectura crítica de una primera versión del manuscrito y a M. Delibes las sugerencias y correcciones realizadas.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores/as de este artículo declaran no tener ningún tipo de conflicto de intereses respecto a lo expuesto en el presente trabajo.

GLOSARIO Y DEFINICIONES DE TÉRMINOS USADOS EN ESTE ARTÍCULO:

Especie exótica o introducida: especie transportada por los seres humanos a una región donde no hubiera llegado por sus propios medios de dispersión.

Especie invasora: especie introducida que se establece y se expande en poco tiempo en una nueva región y causa impactos ecológicos o socioeconómicos negativos.

Establecimiento de una especie exótica: proceso por el que una especie introducida se reproduce y asienta en el medio natural sin necesidad de cuidados (ej. riego, alimentación).

Invasión biológica: causas y consecuencias de la introducción de una especie exótica.

Potencial invasor: capacidad que una especie posee de convertirse en invasora a consecuencia de sus rasgos biológicos y asociación con actividades humanas.

Presión de propágulos: cantidad y frecuencia con la que se introducen especies exóticas en una nueva región. Puede referirse tanto a individuos adultos como a sus formas reproductivas (ej. semillas, esporas, huevos, larvas, etc).

Servicios ambientales: beneficios que los ecosistemas y la biodiversidad aportan a los seres humanos en cuanto a la provisión de bienes materiales e inmateriales, la regulación de los fenómenos ambientales y el sostén de la calidad de vida.

Modo de introducción: manera en que las especies exóticas son trasladadas deliberada o accidentalmente desde su región de origen.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Angulo, E., Ballesteros-Mejia, L., Novoa, A., Duboscq-Carra, V. G., Diagne, C. & Courchamp, F. (2021). Economic costs of invasive alien species in Spain. *NeoBiota*, 67, 267–297. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59181>
2. Bartomeus, I., Vilà, M. & Santamaría, L. (2008). Contrasting effects of invasive plants in plant-pollinator networks. *Oecologia*, 155(4), 761–770. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0946-1>
3. Bayón, Á., 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 For. Urban Green.*, 63, 127215. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127215>
4. Beaury, E. M., Finn, J. T., Corbin, J. D., Barr, V. & Bradley, B. A. (2020). Biotic resistance to invasion is ubiquitous across ecosystems of the United States. *Ecology Letters*, 23, 476–482. <https://doi.org/10.1111/ele.13446>



5. Belmonte, J. & Vilà, M. (2004). Atmospheric invasion of non-native pollen in the Mediterranean region. *Am. J. Bot.*, 91(8), 1243–1250. <https://doi.org/10.3732/ajb.91.8.1243>
6. BOE. (2019). Real Decreto 216/2019, de 29 de marzo, por el que se aprueba la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la región ultraperiférica de las islas Canarias y por el que se modifica el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. *BOE* 77 (Sec. I.): 32902–32921.
7. Bradley, B. A., Beaury, E. M., Gallardo, B., Ibáñez, I., Jarnevich, C., Morelli, T. L., Sofaer, H. R., Sorte, C. J. & Vilà, M. (2024). Observed and Potential Range Shifts of Native and Nonnative Species with Climate Change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 55(1), 23–40. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102722-013135>
8. Calviño-Cancela, M., Chas-Amil, M. L., García-Martínez, E. D. & Touza, J. (2016). Wildfire risk associated with different vegetation types within and outside wildland-urban interfaces. *For. Ecol. Manage.*, 372, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.002>
9. Castro-Díez, P., Vaz, A. S., Silva, J. S., Van Loo, M., Alonso, Á., Aponte, C., Bayón, Á., Bellingham, P. J., Chiuffo, M. C., DiManno, N., Julian, K., Kandert, S., La Porta, N., Marchante, H., Maule, H. G., Mayfield, M. M., Metcalfe, D., Monteverdi, M. C., Núñez, M. A., ... Godoy, O. (2019). Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. *Biological Reviews/Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 94(4), 1477–1501. <https://doi.org/10.1111/brv.12511>
10. Chan, F. T., Stanislawczyk, K., Sneekes, A. C., Dvoretzky, A., Gollasch, S., Minchin, D., David, M., Jelmert, A., Albretsen, J. & Bailey, S. A. (2018). Climate change opens new frontiers for marine species in the Arctic: Current trends and future invasion risks. *Global Change Biology*, 25(1), 25–38. <https://doi.org/10.1111/gcb.14469>
11. Clavero, M., Franch, N., Bernardo-Madrid, R., López, V., Abelló, P., Queral, J. M. & Mancinelli, G., 2022. Severe, rapid and widespread impacts of an Atlantic blue crab invasion. *Marine Pollution Bulletin*, 176, p.113479. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113479>
12. Crosby, A. W. (1988). *Imperialismo ecológico. La expansión biológica de Europa 900-1900*. Crítica, Barcelona.
13. Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J., Bradshaw, C. J. A. & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571–576. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
14. Duncan, R. P., Blackburn, T. M. & Cassey, P. (2006). Factors affecting the release, establishment and spread of introduced birds in New Zealand. In R. B. Allen & W. G. Lee (Eds.), *Biological Invasions in New Zealand* (pp. 137–154). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/3-540-30023-6_9
15. Ferreira, A., Coelho, C., Walsh, R., Shakesby, R., Ceballos, A. & Doerr, S. (2000). Hydrological implications of soil water-repellency in Eucalyptus globulus forests, north-central Portugal. *Journal of Hydrology*, 231–232, 165–177. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00192-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00192-X)
16. Galán-Díaz, J., de la Riva, E.G., Parker, I.M., Leiva, M.J., Bernardo-Madrid, R. & Vilà, M. (2020). Plant community assembly in invaded recipient californian grasslands and putative donor grasslands in Spain. *Diversity*, 12, 193. <https://doi.org/10.3390/d12050193>
17. Gallardo, B., Zieritz, A. & Aldridge, D. C. (2015). The importance of the human footprint in shaping the global distribution of terrestrial, freshwater and marine invaders. *PLoS ONE*, 10(5), e0125801. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125801>
18. Gallardo, B., Bacher, S., Barbosa, A. M., Gallien, L., González-Moreno, P., Martínez-Bolea, V., Sorte, C., Vimercati, G. & Vilà, M. (2024). Risks posed by invasive species to the provision of ecosystem services in Europe. *Nature Communications* 15(1), 2631. <https://www.nature.com/articles/s41467-024-46818-3>
19. Gervilla, C., Rita, J., & Cursach, J. (2019). Contaminant seeds in imported crop seed lots: a non-negligible human-mediated pathway for introduction of plant species to islands. *Weed Research*, 59(3), 245–253. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/wre.12362>

20. González-Moreno, P., Gassó, N., Pino, J. & Vilà, M. (2013a). Landscape context modulates plant invasions in Mediterranean forest edges. *Biological Invasions*, 15(3), 547–557. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0306-x>
21. González-Moreno, P., Pino, J., Carreras, D., Basnou, C., Fernández-Rebollar, I. & Vilà, M. (2013b). Quantifying the landscape influence on plant invasions in Mediterranean coastal habitats. *Landscape Ecology*, 28(5), 891–903. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9857-1>
22. González-Moreno, P., Andelković, A. A., Adriaens, T., Botella, C., Demetriou, J., Bastos, R., Bertolino, S., López-Cañizares, C., Essl, F., Fišer, Ž., Glavendekić, M., Herremans, M., Hulme, P. E., Jani, V., Katsada, D., Kleitou, P., La Porta, N., Lapin, K., López-Darias, M., ... Pocock, M. J. O. (2025). Citizen science platforms can effectively support early detection of invasive alien species according to species traits. *People and Nature*, 7(1), 278–294. <https://doi.org/10.1002/pan3.10767>
23. Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., Pergl, J., Pyšek, P., Roques, A., Sol, D., Solarz, W. & Vilà, M. (2008). Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 403–414. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x>
24. Lenzner, B., Latombe, G., Schertler, A., Seebens, H., Yang, Q., Winter, M., Weigelt, P., Van Kleunen, M., Pyšek, P., Pergl, J., Kreft, H., Dawson, W., Dullinger, S. & Essl, F. (2022). Naturalized alien floras still carry the legacy of European colonialism. *Nature Ecology & Evolution*, 6(11), 1723–1732. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01865-1>
25. Marchante, H., López-Núñez, F. A., Freitas, H., Hoffmann, J. H., Impson, F. & Marchante, E. (2017). First report of the establishment of the biocontrol agent *Trichilogaster acaciaelongifoliae* for control of invasive *Acacia longifolia* in Portugal. *EPPO Bulletin*, 47(2), 274–278. <https://doi.org/10.1111/epp.12373>
26. Maron, J. L., Vilà, M. & Arnason, J. (2004). Loss of enemy resistance among introduced populations of St. John's Wort (*Hypericum perforatum*). *Ecology*, 85(12), 3243–3253. <https://doi.org/10.1890/04-0297>
27. Matesanz, S., Gianoli, E. & Valladares, F. (2010). Global change and the evolution of phenotypic plasticity in plants. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1206(1), 35–55. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05704.x>
28. Monguilod 2023. Risks posed by invasive mammals to the emergence and spread of zoonotic diseases. Master thesis, Universidad de Zaragoza. 60 p.
29. Mogollón, S. L., Zilio, M. I., Buitrago, E. M., Caraballo, M. Á. & Yñiguez, R. (2023). Economic impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) along the Andalusian coastline: the case of Tarifa, Spain. *Wetlands Ecology and Management*, 32(1), 19–32. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09951-2>
30. Padrón, B., Nogales, M., Traveset, A., Vilà, M., Martínez-Abraín, A., Padilla, D. P. & Marrero, P. (2010). Integration of invasive *Opuntia* spp. by native and alien seed dispersers in the Mediterranean area and the Canary Islands. *Biological Invasions*, 13(4), 831–844. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9872-y>
31. Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., ... Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews/Philosophical Society*, 95(6), 1511–1534. <https://doi.org/10.1111/brev.12627>
32. Saponari, M., Giampetruzzi, A., Loconsole, G., Boscia, D. & Saldarelli, P. (2018). *Xylella fastidiosa* in Olive in Apulia: Where We Stand. *Phytopathology*, 109(2), 175–186. <https://doi.org/10.1094/phyto-08-18-0319-fi>
33. Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grappow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>



34. Seebens, H., Bacher, S., Blackburn, T. M., Capinha, C., Dawson, W., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., van Kleunen M., Kühn, I., Jeschke, J. M., Lenzner, B., Liebold, A. M. Pattison, Z., Pergl, J., Pyšek, P. Winter, M. & Essl, F. (2021). Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology*, 27(5), 970-982. <https://doi.org/10.1111/gcb.15333>
35. Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J. A. & Carretero, M. A. (2015). Snakes on the Balearic Islands: An Invasion Tale with Implications for Native Biodiversity Conservation. *PLoS ONE*, 10(4), e0121026. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121026>
36. Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C. & Tricarico, E. (2016). The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica*, 58, 78-93. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.03.003>
37. Stuart, K. C., Hofmeister, N. R., Zichello, J. M. & Rollins, L. A. (2023). Global invasion history and native decline of the common starling: insights through genetics. *Biological Invasions*, 25(5), 1291-1316. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02982-5>
38. Vilà, M. (2011). Prickly pear cacti, a spiny issue. In: *Weird conquerors – invasive plants and animals in Europe* (ed. Nentwig, W.). Haupt-Natur, Bern.
39. Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D. & Hulme, P. E. (2009). How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), 135-144. <https://doi.org/10.1890/080083>
40. Vilà, M., Dunn, A. M., Essl, F., Gómez-Díaz, E., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Núñez, M. A., Ostfeld, R. S., Pauchard, A., Ricciardi, A. & Gallardo, B. (2021). Viewing Emerging Human Infectious Epidemics through the Lens of Invasion Biology. *BioScience*, 71(7), 722-740. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab047>
41. Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7), 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
42. Vilà, M., Maron, J. L., & Marco, L. (2004). Evidence for the enemy release hypothesis in *Hypericum perforatum*. *Oecologia*, 142(3), 474-479. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1731-z>

Si desea citar nuestro artículo:

Vilà M, Gallardo B, González-Moreno P. Invasiones biológicas por especies exóticas. *RACSG*.2025;113(01):108-123. [rac.2025.113.1.org08](https://doi.org/10.113.1.org08)