

Invasiones de plantas en islas: procesos no extrapolables

José Ramón Arévalo Sierra

Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de La Laguna

LAS INVASIONES COMO CAUSA DE PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD

Una de las frases más recurrentes dentro del mundo del estudio de las especies invasoras es: “las invasiones biológicas son la segunda causa de extinción de especies y pérdida de biodiversidad a lo largo del planeta después de la destrucción de hábitats” (Mack and D’Antonio, 1998). Aunque es evidente y conspicuo el efecto en la diversidad y biodiversidad de las especies invasoras, ciertamente, esta aseveración no deja de ser una referencia circular sin datos suficientes para ser considerada con un impacto tan dramático. Básicamente, tal como han puesto de manifiesto algunos autores (Theodoropoulos, 2003), estaríamos ante una extrapolación de casos particulares, especialmente en islas, donde verdaderamente el impacto de las exóticas ha podido ser dramático hasta el punto de provocar cambios en los ecosistemas, como es el caso de la introducción de *Myrica faya* en Hawaii (Vitousek *et al.*, 1987) o el de depredadores vertebrados que tanto impacto han podido tener en la fauna de los ecosistemas insulares, más vulnerables cuanto más aislados.

En cualquier caso, podemos decir que está plenamente consensuado que la contribución de las especies invasoras a la pérdida de biodiversidad y al cambio ambiental es un hecho cada vez más aceptado, lo que ha conducido a que muchos gobiernos inviertan una gran cantidad

de recursos para su combate y erradicación. Pero para poder llevar cabo medidas de gestión efectivas es necesario un mayor conocimiento de los procesos que promueven o limitan las invasiones. Aunque actualmente existen numerosos estudios que tratan de explicar por qué algunas especies vegetales introducidas se convierten en invasoras, aún no se puede afirmar con rotundidad cuándo (en qué momento de la invasión) o dónde (bajo qué condiciones ambientales) los procesos que controlan las invasiones son más importantes. Si bien se han desarrollado numerosas hipótesis al respecto, incluso las más aceptadas, como por ejemplo la hipótesis de la evolución del incremento de la habilidad competitiva, la hipótesis de la relación diversidad-invasibilidad o la hipótesis de las nuevas armas, estas ofrecen normalmente evidencias contradictorias o proponen mecanismos aplicables únicamente a ciertas especies o comunidades (Dietz y Edwards, 2006). Estos hechos se vuelven más contradictorios al relacionar los resultados con ambientes insulares.

No son conocidos los casos en los cuales se muestran especies de plantas invasoras como causa de extinción de especies nativas. A pesar de que puedan aparecer casos (como es habitual con la introducción de vertebrados en islas carentes de ellos), siempre es interesante realizar un estudio y análisis profundo, ya que pueden ser otras las causas que están provocando los impactos negativos en poblaciones nativas,

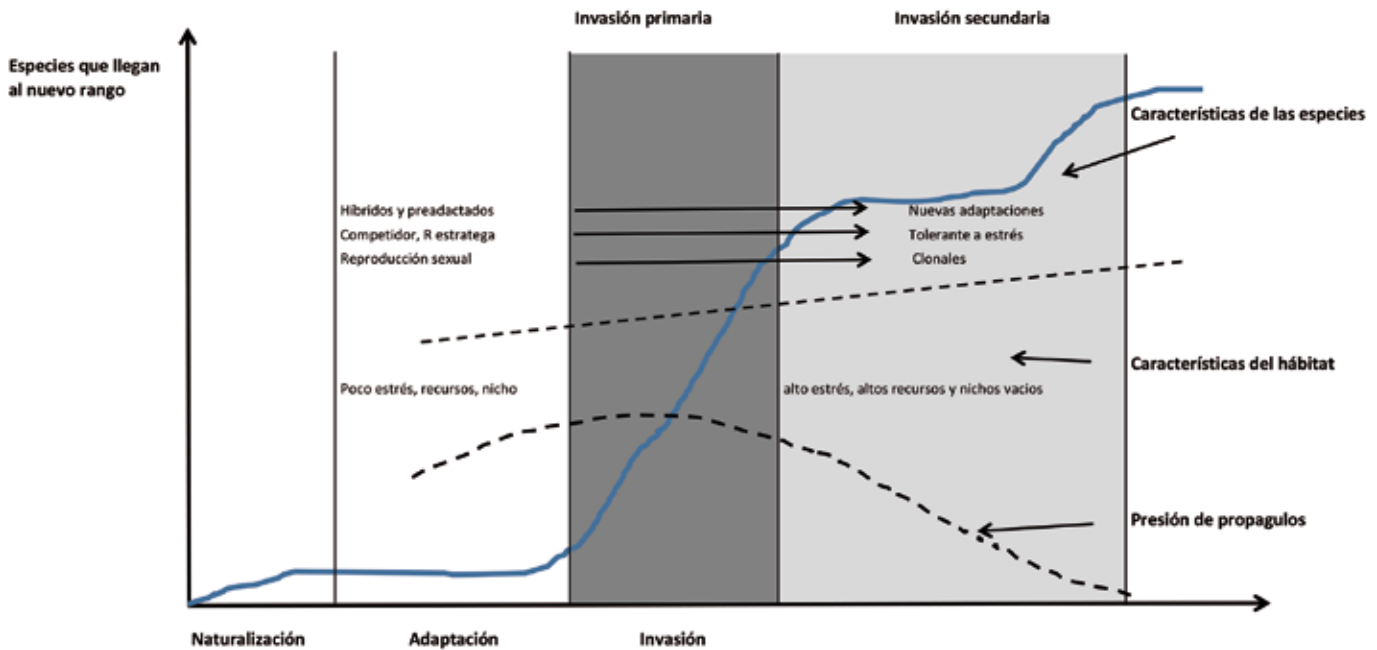


Figura 1. Modelo conceptual de las fases primarias y secundarias de las invasiones propuesto por Dietz & Edwards (2006). Las líneas verticales representan cambios de fase. Cambios en la importancia relativa de los rasgos de las especies (que les confieren el potencial invasivo), en las características del hábitat (la invasión disminuye hacia fases tardías de la invasión) y presión de propagulos (promueve la invasión) son indicados por cambios en las proporciones de sus respectivas áreas (separadas por líneas punteadas). Posibles cambios en las características de especies y hábitats son también indicadas (flechas). C: competidor; S: tolerante al estrés; R: estrategia ruderal. Reproducido de Dietz & Edwards (2006).

siendo las especies introducidas tan solo un síntoma de perturbación y no una causa. Casos como el *Myrica faya* en Hawaii o el del *Bromus tectorum* en California, son más una excepción a esta regla que una generalidad sobre el impacto de las especies invasoras (utilizando en esta revisión la palabra “invasora” para referirnos a aquellas que causan desplazamiento de flora nativa de forma directa y no como consecuencia de otro tipos de causas, como pueden ser perturbaciones del entorno).

UN MODELO PARA EXPLICAR LAS DISTINTAS FASES DE UNA INVASIÓN

Aun así, existen algunos patrones que describen cómo en las islas, en su consideración de pequeños continentes a escala, podemos determinar el proceso por el cual una especie se vuelve invasora y además qué tipo de impacto pueden generar a nivel global. En el año 2006 Dietz y Edwards propusieron un nuevo concepto, el de

las fases ecológicas y evolutivas críticas de la invasión de plantas, que se extendió rápidamente por la comunidad científica y que promete desentrañar el funcionamiento de los procesos de invasión. Algunos modelos conceptuales previos ya reconocían que existen diferentes mecanismos que determinan i) cuándo y cómo una especie es introducida dentro de una nueva área, ii) si una especie introducida llegará a naturalizarse, iii) cuánto tiempo es necesario antes de que una especie entre en la fase de rápida expansión (fase de reposo) y iv) cómo de exitosa puede ser la invasión. Pero estos modelos se centran únicamente en el análisis de los patrones y procesos que preceden a la invasión, como la introducción, naturalización y fase de reposo. Estos mismos autores argumentan que cambios importantes ocurren en los procesos conductores de las invasiones también después de estas etapas iniciales, introduciendo por tanto una nueva distinción entre fases primarias y secundarias de la invasión. Reconocen tres conjuntos de factores que influyen en el proceso de invasión: rasgos de las especies, carac-

terísticas del hábitat y presión de propágulos, y qué puede cambiar según las diferentes fases determinando la evolución del mismo. En cualquier caso este es un modelo que no se ha evaluado plenamente pero que encaja bien dentro del concepto de estudio establecido y conocido acerca del desarrollo de una invasión.

Parte fundamentalmente de dos observaciones; la primera, que las invasiones usualmente comienzan con la colonización de hábitats perturbados, climáticamente favorables (o compatibles), usualmente asociados a la actividad humana, y la segunda, que las poblaciones de muchas especies invasoras poseen o adquieren el potencial genético para expandirse en los hábitats menos perturbados, naturales o seminaturales, y/o climáticamente más estresantes donde rasgos ecológicos diferentes son requeridos. Por tanto, la colonización de los hábitats de la segunda fase (naturales o seminaturales) solo es posible si una especie puede extender su rango ecológico, en términos de las condiciones abióticas que puede tolerar o de los tipos de vegetación que puede colonizar (Figura 1).

Si como propone este modelo, el contexto ecológico puede cambiar durante el curso de una invasión, podemos esperar por ende, que se produzcan cambios en los rasgos y comportamiento de las especies invasoras en las diferentes fases, bien debido a la propia plasticidad de las especies o como resultado de la continua selección natural. Existen evidencias, aunque limitadas, que soportan esta predicción en variedad de especies, como cambios en la fenología, formas de crecimiento, patrones de distribución de recursos y estrategias reproductivas. La revisión de Bridle y Vines (2007) también ofrece apoyos a este modelo, ya que estos autores argumentan que la expansión de las poblaciones depende de complejas interacciones entre factores ecológicos y evolutivos, que incluyen las condiciones abióticas y el potencial para el desplazamiento ecológico ante nuevas condiciones bióticas, la fuerza de los gradientes bióticos y abióticos, y la habilidad de migración (dispersión) de las especies.



CARACTERÍSTICAS GENERALES A EXTRAPOLAR DE INVASIONES EN ISLAS OCEÁNICAS

Asumiendo este modelo y el marco que presenta de las fases de una invasión, podemos evaluar ahora los distintos impactos de las especies invasoras en el hábitat de acogida tal como plantean los modelos empíricos. En el



trabajo de revisión de Kueffer *et al.*, 2010, sobre invasiones en islas oceánicas, se concluye que existen patrones generales y consistentes en los procesos de invasiones. Aunque es cierto que las propias características de la planta introducida son fundamentales para convertirla en invasora, también lo es que ciertos procesos de perturbación o indicadores económicos se convierten en buenos predictores

de las invasiones de una isla. La actividad económica (medida como producto interior bruto) se convierte en un indicador excelente del grado de invasibilidad en islas. En trabajos no publicados aún en las Islas Canarias, los mejores indicadores de invasibilidad a lo largo del último siglo vienen siendo el producto interior bruto, número de turistas y población, frente a otros indicadores de cambio global

Muestreo de vegetación en borde de carreteras.



Flores de *Spartocytisus supranubius*, especie nativa con especiales adaptaciones a clima de alta montaña

utilizados en la actualidad e indicadores de incremento de temperaturas (media de las temperaturas mínimas diarios).

Uno de los efectos inmediatos de esta actividad económica viene siendo el aumento de las vías de comunicación, causando, aún más si cabe, el proceso de homogenización de la comunidad de plantas incluso a nivel local. El estudio realizado en la isla de Tenerife (Arévalo *et al.* 2010) muestra como en tres carreteras de costa a cumbre (un gradiente aproximado de 2450 m) donde se analiza la comunidad de plantas, se demuestra un grado de homogenización en composición de plantas consecuencia de esta perturbación indicadora de desarrollo económico debido a las dispersión de especies invasoras e introducidas. No solo el desarrollo de vías de comunicación es un

factor importante que induce a la homogenización de las comunidades, también las áreas urbanizadas son importantes fuentes de homogenización.

Por otro lado las liberaciones de plantas de forma intencionada o por intereses tanto comerciales como ornamentales, son otra de las grandes causas de aumento de los niveles de invasiabilidad de islas oceánicas. En trabajos también realizados en Tenerife se observan como los campos de golf y rotondas de las vías de comunicación actuaban como auténticos reservorios de propágulos, dispuestos estos propágulos a dispersarse por los ambientes naturales. En este estudio incluso se encontraron 16 nuevas citas de especies para Canarias, indicando la importancia que tienen como elementos potenciales de alteración de los procesos ecológicos nativos

(Siberio 2012). En este caso es obvio que el manejo responsable de este tipo de áreas puede resolver múltiples problemas futuros en relación con este tema.

En tercer lugar, el hecho de que una planta sea invasora en una isla oceánica, no la hace más invasora en otras islas que otras especies no nativas. Aun así, es cierto que un 10% de las especies de plantas invasoras son invasoras constantes mientras que el resto 90% solo de forma ocasional. Por lo tanto, no solo las propias características de la planta son suficientes para entender la potencialidad invasora de estas, sino también habrá que analizar las perturbaciones antropógenicas del entorno, intensidad de llegada de propágulos, condiciones de hábitat, historia, nicho disponible y la relación a largo plazo entre las especies nativas y no nativas. Todos estos elementos analizados de forma conjunta pueden ayudar a predecir la vulnerabilidad del entorno o escenarios particulares vulnerables a las invasiones.

AMBIENTES MONTANOS INSULARES ¿PROTEGIDOS DE LAS INVASIONES?

Una idea que persiste sobre invasiones biológicas, es que los ecosistemas de alta montaña, por sus características ambientales poseen cierta protección ambiental con respecto a las invasiones biológicas. El tamiz ambiental resultaría infranqueable para estas especies y limitaría su capacidad colonizadora. Este hecho es de gran importancia, ya que los ambientes de alta montaña proveen de multitud de servicios ecosistémicos para los asentamientos humanos de las zonas, además de contener importantes y frágiles ecosistemas y poblaciones de plantas y animales que en general son en un alto porcentaje endémicos de dichos ambientes con adaptaciones muy particulares (el caso del *Spatocytisus supranubius* en las zonas altas del Parque Nacional del Teide, Tenerife). El grado de aislamiento en el caso de ambientes montanos insulares es obviamente mayor, y por ello, todos los efectos que se pueden dar en estos ambientes en los continentes se verán multiplicados en las islas.

Las liberaciones de plantas de forma intencionada por intereses tanto comerciales, como ornamentales, son otra de las grandes causas de aumento de los niveles de invasibilidad de islas oceánicas. En trabajos realizados en Tenerife se observa como los campos de golf y rotondas de las vías de comunicación actuaban como auténticos reservorios de propágulos, dispuestos a dispersarse por los ambientes naturales

Sin embargo, distintos estudios están poniendo en entredicho estas aseveraciones al haber aportado resultados y evidencias de que muchas especies no nativas están colonizando ecosistemas de alta montaña y que muchas de estas especies colonizadores estarían ya provocando un impacto en los servicios ecosistémicos (Pauchard *et al.*, 2009). En estos trabajos se pone de manifiesto una diversidad de factores que intensificarían esta colonización por especies no nativas de estos ambientes montanos, destacando el calentamiento global, provocando la irrupción de nuevas especies no nativas en ambientes montanos e impactos importantes en los servicios ecosistémicos, afectando no solamente a las áreas de montaña, sino también a todas las adyacentes.

Los factores determinantes de la mayor invasibilidad futura de los ambientes montanos pueden quedar recogidos en cinco de forma general:

- Filtro ambiental: Temporal y no permanente, como consecuencia del aumento de transporte de propágulos y las introducciones de-

Existen una diversidad de factores que están intensificando la colonización por especies no nativas en ambientes montanos, destacando el calentamiento global, que están provocando impactos importantes en los servicios ecosistémicos, que afectan no solamente a las áreas de montaña, sino también a todas las adyacentes

liberadas, lo que permite preadaptaciones de las especies a los nuevos hábitats de acogida. El cambio climático obviamente resultará un elemento que favorecerá estas colonizaciones, sobre todo por los incrementos de temperaturas en los periodos de crecimiento de las plantas.

- Perturbaciones antrópicas: Tanto naturales como humanas, las perturbaciones antrópicas se convierten en un factor fundamental a la hora de promover las invasiones biológicas o favorecerlas. Las naturales provocan cambios importantes, pero son sobre todo las provocadas por el hombre las que tienen una mayor capacidad de perturbación. Las zonas altas están siendo ocupadas no solo por infraestructuras turísticas, sino también en países en vías de desarrollo, por asentamientos agrícolas con nuevos cultivos adaptados a condiciones más extremas pero igualmente rentables o especies ganaderas de zonas de frío. El crecimiento lento y los largos ciclos de vida de las especies nativas de ambientes de alta montaña sería una característica que incrementaría la vulnerabilidad de estas especies.
- Interacciones bióticas: En condiciones de alta montaña, la facilitación entre especies

favorece la colonización (las especies pre-existentes modifican el medio y la condiciones ambientales a microescala espacial favoreciendo la colonización de esos entornos pequeños por otras especies, nativas o introducidas). En ambientes de altas montaña la facilitación se vuelve más importante y podemos llegar a decir que a mayor riqueza, mayor posibilidad de invasiones debido a estas facilitaciones. Mientras la competencia puede ser un factor importante a baja altitud, la facilitación se convierte en un fenómeno más importante en ambientes de alta montaña, dando lugar a lo que se ha definido como “crisis invasiva” (Simberloff y Von Holle, 1999).

- Presión de propágulos: La presión de propágulos puede ser en algunos casos la primera causa de favorecimiento de las invasiones. En ambientes de alta montaña isleños, las carreteras se convierten en el factor principal de dispersión de las especies no nativas, llegando estas incluso a altitudes en las que no se pueden establecer, pero si pueden germinar y aparecer como individuos (Arévalo *et al.*, 2005). La diversidad de especies en ambientes de alta montaña siempre es mayor cerca de las vías de comunicación, tanto nativas como introducidas. Dado que las infraestructuras no paran de aumentar a lo largo de estos ambientes, el aislamiento de estos ambientes empieza a disminuir, siendo en algunos casos prácticamente anecdóticos (turismo, actividades deportivas, asentamientos veraniegos...).

Tal como se ha sugerido, cabe esperar más resistencia en ambientes de alta montaña a las invasiones, y sin embargo si se ha podido detectar una mayor vulnerabilidad, sobre todo en el caso de las perturbaciones tanto naturales como antrópicas. Todo indica que se avecina un cambio rápido en la tasa de colonización de especies no nativas de estos ambientes, que por los factores vistos anteriormente, deteriorarán la tradicional resistencia a las invasiones que presentaban. También es cierto que el proceso general no se ha desencadenado aún y es



posible esperar que una vez detectados estos síntomas, la ciencia y la gestión de estos espacios puedan invertir lo que indican todos estos modelos.

Es también intenso el problema que pueden originar las especies introducidas en sus congéneres alopáticos (especies relacionadas genéticamente con un origen común), dando lugar a hibridaciones que provocan una pérdida de diversidad genética. Como ejemplo de ello tenemos a la *Phoenix canariensis*, que hibrida bastante fácil con la variedad doméstica *P. dactylifera* (cultivada desde hace más de 5000 años en las zonas del Mediterráneo oriental).

La hibridación ha llegado a ser de tal intensidad, que quedan pocas poblaciones de *Phoenix* que puedan denominarse pura de la especie *P. canariensis*, tan solo en algunos zonas de interior de las isla de La Gomera y de Gran Canaria (González-Pérez y Sosa 2009). Este proceso de pérdida de diversidad genética también se da en otros archipiélagos, como en Cabo Verde, donde le viene ocurriendo lo mismo a la especie nativa de palmera del lugar, *P. atlántica* (Morici, 2004).

Centrándonos en el caso de las Islas Canarias, las distintas listas dan unas proporciones de especies exóticas con respecto a las nativas que

Phoenix dactylifera
y *Phoenix canariensis*
plantadas en
la zona sur de
Gran Canaria.

En ambientes de alta montaña isleños, las carreteras se convierten en el factor principal de dispersión de las especies no nativas, llegando éstas incluso a altitudes en las que no se pueden establecer, pero si pueden germinar y aparecer como individuos. La diversidad de especies en ambientes de alta montaña siempre es mayor cerca de las vías de comunicación, tanto nativas como introducidas. Dado que las infraestructuras no paran de aumentar a lo largo de estos ambientes, el aislamiento de estos ha empezado a disminuir

varían entre el 3 y el 45%. Los últimos listados, algo más elaborados y específicos, nos llevan a valores del 41% (Arechavaleta *et al.* 2010), pero existe bastante incertidumbre en este caso, lo que no suele ocurrir en este tipo de ambientes en otras zonas del planeta como Hawaii, Nueva Zelanda o incluso Suráfrica. La cercanía al continente africano (95 km aprox.) hace que para muchas especies, especialmente gramíneas u otras de pequeño tamaño de semilla, sea complicado determinar si han sido asistidas de forma antrópica para su llegada a las islas o han llegado de forma natural. Por eso resultan a veces tan variables los listados de especies introducidas que se dan entre unos autores y otros (Arévalo 2009). En la última revisión publicada (Arechavaleta *et al.*, 2010) se atiende a estos problemas y se introducen distintas categorías tales como introducida invasora, introducida, nativo posible, nativo probable, introducido probable, etc.

ACCIONES INSULARES CONTRA LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS

Lo primero sería preguntarse si realmente se vive una crisis de diversidad como consecuencia de la proliferación de especies introducidas a lo largo del planeta. Las revisiones de listados de especies en los últimos años hacen ver que en el caso de las islas, está claro que ha habido un aumento del número de especies, sobre todo aquellas que han tenido un gran desarrollo económico en los últimos años. Sin embargo, a nivel continental, los pocos datos que existen de comparación de listas en los últimos cien años, nos hacen ver que el número de especies no nativas ha podido pasar de un 6 a un 8% (Flora de Norteamérica). Parece acertado pensar que el problema no es general a lo largo y ancho del planeta, sino que existen casos específicos en los que dada la vulnerabilidad del entorno y de las especies nativas, las introducidas se pueden convertir en un problema. En este último caso nos estamos refiriendo a los ecosistemas insulares, sensible a estas introducciones que pueden llegar a provocar cambios a nivel ecosistémico.

Por otro lado, está más que demostrado que la prevención se convierte en el arma más efectiva a la hora de controlar estas especies, pero también es cierto que en un mundo globalizado como el que tenemos, no podemos realizar esas denominadas *listas blancas* (Simberloff 2006) para cada territorio con el único objeto de limitar el movimiento de especies, permitiendo únicamente el movimiento de aquellas que no muestran capacidad invasiva (con los datos actuales). Esto último se erige como una idea, si cabe, algo más romántica y bucólica que real. Está claro que la actuación aduanera es una de las vías de prevención, pero con limitaciones tan importantes como obvias.

Asumiendo que la planta haya entrado ya en el archipiélago de forma accidental, lo habrá hecho a través de vías habituales: esquejes de



jardinería, bordes de carreteras, campos de golf, infraestructuras deportivas que requieran creación de zonas verdes... Constituye este el segundo punto donde habría que llegar a controlar. Una especie captada en los primeros estadios da muchas posibilidades de éxito a la erradicación de la misma. También es cierto que requiere un buen conocimiento del personal que trabaja en ese tipo de zonas.

Cuando la planta ya ha salido de sus primeros hábitats de acogida, habrá que valorar la situación en la que se encuentra. La dilapidación de recursos públicos en disminuir el

número de individuos de las especies introducidas es ingente con prácticamente nullos efectos hacia unos pocos años o incluso meses. La falta de programas a largo plazo (debido a limitaciones presupuestarias) y de seguimiento, convierten estos programas de erradicación de especies en meros elementos de contratación pública con un fin social (lo que a algunos les puede parecer ya una buena razón de uso de estos recursos públicos) sin ningún tipo de efecto en la erradicación de la especie. Asimismo, son recurrentes los casos que se originan como modas pasajeras más o menos acertadas, y en los cuales se ponen en marcha planes puntuales para erradicar

Erradicación de *Opuntia dillenii* con tratamientos químicos y mecánicos.

especies invasoras: el tabaco moro (*Nicotiana glauca*), el rabo de gato (*Pennisetum setaceum*), la amapola de california (*Eschscholzia californica*), tunera india (*Opuntia dillenii*)... Y en cuestión de un par de años se abandonan, con la misma volatilidad con la que surgieron, lo que origina un resurgir completo de las poblaciones.

La variable temporal no deja de ser un factor fundamental también para el diagnóstico de las posibilidades de enfrentarnos a una especie invasora. Pasado un tiempo las especies se imbrican en los procesos ecológicos de los ecosistemas de acogida, constituyéndose, en cuestión de muy poco tiempo, como elementos fundamentales para el mantenimiento de las poblaciones nativas. Como ejemplo estaría la introducción de la *Opuntia dillenii* en Tenerife, que en algunas zonas se convierte en un elemento fundamental para el mantenimiento de las poblaciones de lagarto local (*Gallotia galloti*). Una vez las especies se encuentran tan relacionadas, la erradicación puede ser costosa, casi imposible, sin importantes costes ambientales.

Todo ello nos lleva a una situación clave para poder entender las invasiones biológicas, y es la necesidad de estudio a largo y medio plazo que nos familiarice con el ciclo biológico de la especie, a la realización de experimentos de laboratorio donde se evalúen su capacidad competitiva, las condiciones que las favorecen, qué especies le pueden perjudicar en su dispersión, sus mecanismos de control, las técnicas de erradicación, etc... No obstante esta parte prácticamente se olvida y es habitual que se manden cuadrillas de trabajadores a cortar especies introducidas, o a rociarlas con herbicida, sin saber que el efecto que ello ocasiona podría estar favoreciendo más que perjudicando a la especie invasora.

En definitiva, parece ser una idea asumida y extendida que la actividad humana y el tráfico de mercancías y personas se va a incrementar en el futuro, y con ello, el transporte de propágulos. Tal como se ha visto en ambientes de alta montaña, son de esperar introducciones

cada vez más comunes en los subsiguientes años. Algunas medidas al menos limitarían esta llegada, sin necesidad de condicionar elementos fundamentales de la economía, como el establecer fuertes fronteras al comercio, pudiéndose destacar entre las medidas a tomar las siguientes:

- Reducir el número de especies que se consideran amenazas de los múltiples listados. Centrarse tan solo en las reconocidas como agresivas para zonas similares o que queramos proteger. Esto favorecerá el destino de fondos hacia especies peligrosas y dejaremos de gastarlos en otras que no lo son tanto. La extensión de los listados minimiza la importancia de la denominación “especie peligrosa”.
- Realizar estudios a largo y medio plazo de las especies más dañinas para el medio natural, con una perspectiva de mantenimiento y que permitan valorar la efectividad de las medidas de erradicación a tomar, o al menos, si esto no fuere posible, de control. Esto requerirá contar con expertos en las especies y sobre todo con la necesidad de que estos datos permitan modelizar la situación futura.
- Una vez identificadas las especies de mayor peligrosidad, controlar el tráfico de las mismas a través de aduanas con buenos programas de formación del personal involucrado en las funciones de control de fronteras.
- Equipo de trabajo permanente que revise los principales focos de entrada de las especies introducidas. Especialistas y taxónomos que sean capaces de reconocer a especies no nativas en campos de golf, jardines, infraestructuras deportivas... El equipo debe ser permanente, lo que facilitaría las identificaciones tempranas de las entradas de especies.
- Para las especies ya establecidas en ambientes fuera de los iniciales de acogida, valorar

las posibilidades de éxito de las medidas de control y erradicación. Seguimiento constante de estos mismos tratamientos para valorar el éxito en la erradicación de la especie.

- Desdramatizar el lenguaje que se utiliza cuando se habla de especies introducidas, ya que aun pudiendo constituir un problema serio en algunas zonas, no favorece mucho la comprensión del problema desde un lado público. Como ha descrito Theodoropoulos (2003), hacen más daño al medio ambiente las cuadrillas de ecologistas con sus mochilas cargadas de herbicida, que la propia planta introducida en sí.
- Información pública a todos los niveles, ni que decir tiene que la televisión se puede convertir en el arma más eficiente para el control de una invasión ecológica.

Muchas de estas propuestas ya están en marcha en algunas administraciones, y sin embargo no parece que el éxito les haya acompañado. Posiblemente fallen aspectos informativos, por destacar alguno. Entre el no hacer nada y la crisis biológica, el personal técnico debe ajustar sus maniobras hacia la optimización de los recursos públicos con la mayor efectividad posible. Seguir hablando de crisis de diversidad debido a las exóticas, suena un poco a calentamiento global, que de tanto exprimir y abusar del término, el público dejará de considerarlo como un problema ávido de recursos para pasar a ser otro más de los grandes procesos apocalípticos caídos en el olvido y que han amenazado a la sociedad en los últimos siglos, (enfriamiento global, lluvia ácida, agujero de ozono, calentamiento global, cambio global, ¿siguiente?). ❁

REFERENCIAS

- Arechavaleta, M., Rodríguez, S., Zurita, N. y García, A. *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos plantas y animales terrestres 2009*. Gobierno de Canarias. 2010.
- Arévalo, J.R., Delgado, J.D., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M. y Fernández-Palacios, J.M. Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* No. 7. 2005. Pags 185 a 202.
- Arévalo, J.R. Some concerns about the Canary Islands and the introduced species in forest stands. *The Open Forest Science Journal* No. 2. 2009. Pags 60 a 62.
- Arévalo, J.R., Otto, R., Escudero, C., Fernández-Lugo, S., Arteaga, M., Delgado, J.D. y Fernández-Palacios, J.M. Do anthropogenic corridors homogenize plant communities at a local scale? A case studied in Tenerife (Canary Islands). *Plant Ecology* No. 209. 2010. Pags 23 a 35.
- Bridle, J. y Vines, T.H. Limits to evolution at range margins: when and why does adaptation fail? *Trends in Ecology and Evolution* No. 22. 2007. Pags 140 a 147.
- Dietz H. y Edwards P.J. 2006. Recognition of changing processes during plant invasions may help reconcile conflicting evidence of the causes. *Ecology* No. 87. 2006. Pags 1359 a 1367.
- González-Pérez, M.A. y Sosa, P. Hybridization and introgression between the endemic *Phoenix canariensis* and the introduced *P. dactylifera* in the Canary Islands. *The Open Forest Science Journal* No. 2. 2009. Pags 78 a 85.
- Kueffer, C., Daehler, C.C., Torres-Santana, C.W., Lavergne, C., Meyer, J.-Y., Otto, R. y Silva, L., 2010. A global comparison of plant invasions on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* No. 12. 2010. Pags 145 a 161.
- Mack, M.C. y D'Antonio, C. M. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution* No. 13. 1998. Pags 195 a 198.
- Morici, C. Palmeras e islas: la insularidad en una de las familias más diversas del reino vegetal. En: Fernández-Palacios, J.M. y Morici, C. (eds.) *Ecología insular / Island ecology*. Asociación Española de Ecología Terrestre, Cabildo Insular de La Palma. 2004. Pags 81 a 122.
- Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Alexander, J., Edwards, P., Arévalo, J.R. et al. Ain't not mountain high enough: Plant invasions reaching new elevations? *Frontiers in Ecology and the Environment* No. 9. 2009. Pags 479 a 486.
- Siberio, A.M.N. *Aportación al conocimiento de la flora arvense de jardines, espacios públicos ajardinados y áreas deportivas de la isla de Tenerife*. Tesis Doctoral. 2012. Universidad de La Laguna, La Laguna.
- Simberloff, D. y Von Holle, M. 1999. Synergistic interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions* No.1. 1999. Pags 21 a 32.
- Simberloff, D. Risk assessments, blacklists, and white lists for introduced species: are predictions good enough to be useful? *Agricultural and Resource Economics Review* No. 35. 2006. Pags 1 a 10.
- Theodoropoulos, D.I. *Invasion Biology. Critique of a Pseudoscience*. Avvar Books. 2003. California.
- Vitousek, P. M., Walker, L. R., Whitaker, L. D., Mueller-Dombois, D. y Matson, P. A. (1987). Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science* No. 238. 1987. Pags. 802 a 804.