

---

## «Enfermedades y plagas exóticas: una perspectiva económica»

78

La introducción, intencionada o no, de especies ajenas en un determinado hábitat es causa de serios y crecientes problemas ecológicos y económicos. Se pueden considerar parte del mismo problema la propagación de patógenos humanos (como el virus de la inmunodeficiencia adquirida, VIH), las plagas agrarias (malas hierbas, depredadores, patógenos) y las especies invasivas que causan estragos en ecosistemas completos y pérdida de la biodiversidad. Los objetivos de este artículo son cuatro: (i) considerar los motores humanos del problema, y los factores económicos en la vulnerabilidad de los sistemas ecológicos; (ii) presentar las pruebas disponibles del impacto económico de las invasiones biológicas y comentar el trabajo hecho hasta ahora en este campo; (iii) esbozar el problema de las políticas, las bases teóricas para la intervención y las posibles reglas para la toma de decisiones; y (iv) examinar los instrumentos e instituciones que pueden ser necesarios para el control de este problema medioambiental, todavía insuficientemente estudiado.

*Kanpoko espezieak, nahita edo nahigabe, habitat jakin batean sartzea arazo gero eta larriagoak eta handiagoak sortzen ari da ekologian zein ekonomian. Arazo beraren zati desberdintzat jo daitezke gizakien artean agente patogenoen hedapena (hala nola giza immunoeskasiaren birusa, GIB), nekazaritzako izurriak (belar gaiztoak, harrapariak, patogenoak) eta ekosistema osoetan txikizioak eta biodibertsitatearen galera eragiten dituzten espezie inbaditzaileak. Artikulu honetako helburuak lau dira: (i) arazoaren giza motoreak eta ekonomi faktoreak sistema ekologikoen urrakortasunean kontuan hartzea; (ii) inbasio biologikoen eragin ekonomikoari buruz eskura dauden frogak aurkeztea eta orain arte arlo horretan egin den ikerlana aipatzea; (iii) politiken, esku hartzerako oinarri teorikoen eta erabakiak hartzeko balizko arauen zirriborroa egitea; eta (iv) ingurumeneko arazo hau, oraindik ez baitago behar bezala aztertuta, kontrolatzeko beharrezkoak izan daitezkeen tresnak eta erakundeak aztertzea.*

Species introduced intentionally or accidentally in habitats outside their home range are a cause of serious and rapidly increasing ecological and economic damage. Human pathogens (such as HIV), agricultural pests (weeds, predators and pathogens), and invasive species that disrupt entire ecosystems and result in biodiversity loss can be analysed as part of the same problem. The paper has four objectives: (i) to consider the human drivers of the problem and the economic factors in the vulnerability of ecological systems; (ii) present the available evidence on the economic impact of biological invasions and to review the work done so far in the field; (iii) outline the policy problem – the rationale for intervention and the possible decision rules; and (iv) consider the instruments and institutions that may be needed for the management of this still understudied environmental issue.

---

Silvana Dalmazzone

*Universidad de Turin (Italia)*

Charles Perrings

Mark Williamson

*Universidad de York (UK)*

## ÍNDICE

1. Introducción
  2. Condiciones económicas de predisposición
  3. Los costes de las especies invasivas
  4. El problema de las políticas
  5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: Enfermedades y plagas exóticas, control fitosanitario, ecología, política medioambiental.  
Clasificación JEL: Q2

### 1. INTRODUCCIÓN

Una especie exótica o foránea –es decir, una especie introducida intencionada o accidentalmente al hábitat fuera de su hábitat normal– se convierte en invasiva cuando se establece y comienza a extenderse. Y se convierte en un problema cuando empieza a causar daños ecológicos o económicos. Los ejemplos clásicos son los conejos y sapos en Australia, mejillones cebra en las aguas de Europa y Estados Unidos, la lechetrezna frondosa, una perenne de Eurasia que está afectando severamente los pastos de las llanuras del norte de América, y las actuales epidemias de fiebre aftosa en el Reino Unido y otros lugares. Las islas oceánicas son particularmente vulnerables. En muchos casos, especies foráneas incluyendo gatos, perros, ratas, cabras, serpientes y caraco-

les han sido la causa directa de las extinciones de otras especies. Los problemas surgidos por especies invasivas exóticas (IAS –invasive alien species, según sus siglas en inglés) están incrementando rápidamente. Hasta tal punto que la introducción, establecimiento y propagación de las IAS es una parte significativa de los cambios globales provocados por humanos. Esto se debe en gran parte a la liberalización e incremento de los viajes y el comercio. El resultado es tanto el incremento en el número y complejidad de los caminos por los cuales viajan las especies potencialmente dañinas, como una disminución en el esfuerzo de filtrar y excluir especies foráneas.

Hasta hace poco, la atención estaba centrada en los patógenos humanos (cómo el virus de la inmunodeficiencia, VIH)

y en las plagas agrarias –malas hierbas, depredadores y patógenos. Los costes económicos en términos de morbilidad y mortalidad humana, en pérdidas en la productividad en agricultura, silvicultura y la pesca, y en su tratamiento y control son considerables. Sin embargo, el coste ecológico, aunque frecuentemente más difícil de evaluar en términos económicos, es por lo menos igual de grave, y además, muchas veces es irreversible. Las especies invasivas parecen ser la segunda amenaza más importante a la biodiversidad después de la destrucción del hábitat (Glowka, 1994; Wilcove et al., 1998). Hay varias razones para explicar el impacto ecológico de las especies invasivas. En primer lugar, los factores que evolucionan conjuntamente con estas especies y que controlan su población y propagación están generalmente ausentes en otros lugares. Las especies nativas de los sistemas invadidos carecen muchas veces de los mecanismos de defensa que les permitirían competir por los recursos con éxito y, por lo tanto, pueden llegar a extinguirse. Los viajes y el comercio están rompiendo progresivamente con el aislamiento genético de comunidades de plantas y animales, especies que han evolucionado conjuntamente –un aislamiento que ha sido esencial para la evolución y mantenimiento de la diversidad biológica de la tierra (Clout, Lowe et al., 1996).

A pesar de la gravedad de sus consecuencias económicas, es en tiempos recientes que las invasiones biológicas han empezado a atraer la atención de los eco-

nomistas. El problema, por lo menos al principio, reside en identificar las causas y consecuencias de las invasiones. Esto requiere la identificación de las rutas de introducción de las especies junto con los incentivos que operan en las distintas vías. También requiere el conocimiento de las estructuras institucionales y de los derechos de propiedad que fomentan la propagación y el control de las IAS. Asimismo, requiere evaluaciones de los impactos directos e indirectos de los cambios ecológicos como consecuencia de las IAS. Con la identificación de las causas y consecuencias, el siguiente paso es desarrollar políticas e instrumentos para conseguir una eficaz asignación de los recursos a emplear en las estrategias de exclusión, control, mitigación y adaptación.

Los objetivos de este artículo son cuatro: (i) considerar los motores humanos del problema, y los factores económicos en la vulnerabilidad de los sistemas ecológicos; (ii) presentar las pruebas disponibles del impacto económico de las invasiones biológicas y comentar el trabajo hecho hasta ahora en este campo; (iii) resumir el problema de las políticas–bases para la intervención y las posibles reglas para tomar una decisión; y (iv) examinar los instrumentos e instituciones que pueden ser necesarios para el control de este problema medioambiental, todavía insuficientemente estudiado.

## **2. CONDICIONES ECONÓMICAS DE PREDISPOSICIÓN**

La vulnerabilidad de los ecosistemas a las invasiones biológicas depende de

varios factores, entre los cuales el comportamiento humano –cómo se utilizan estos ecosistemas, qué medidas hay de protección contra los efectos de las plagas y patógenos– no es nada insignificante. En la literatura existente, la relación entre el comportamiento humano y las especies invasivas es reflejada en el enfoque sobre las alteraciones de los ecosistemas. Se argumenta que tanto la fragmentación como la desaparición del hábitat incrementa la susceptibilidad de los fragmentos restantes a invasiones (Neiring, 1990), junto con las alteraciones agrarias. Pero hay pocas reglas generales que se puedan derivar de un concepto tan crudo como ‘alteración’. La evidencia ecológica hasta ahora sugiere que no es posible generalizar mucho sobre invasiones, y lo que hace falta son estudios precisos de casos concretos (Williamson, 1999). Pero incluso en los estudios más detallados, el análisis ecológico de las IAS normalmente excluye el comportamiento de los individuos responsables de su introducción y expansión. La especialización en cada campo académico se ha interpuesto entre el estudio del invasor biológico y el de sus vectores.

Como un primer paso, vamos a examinar las condiciones institucionales y políticas que predisponen a países a las invasiones biológicas. Partimos de la hipótesis de que la liberalización, el incremento del comercio y la creciente presión sobre los ecosistemas explican el aumento en la tasa de introducciones de especies exóticas. También proponemos

la hipótesis de que las estructuras de derechos de propiedad y las condiciones de mercado están implicadas en la expansión de invasivas. Para comprobar las dos hipótesis, Dalmazzone (2000) consideró la relación entre especies de plantas foráneas establecidas en varios países y un conjunto de variables económicas diseñadas a capturar estos fenómenos. Estas variables incluyen la composición de los flujos de comercio de un país, su régimen reglamentario, la importancia de los sectores agrarios, ganadería, turismo, etcétera. La autora demuestra que las actividades económicas juegan un papel en la introducción y propagación de las IAS, y por lo tanto explican la vulnerabilidad de estos países a las invasiones biológicas.

Aunque los datos disponibles son escasos, parece ser que las variables económicas sí explican en parte la vulnerabilidad de un país a las invasiones biológicas. En particular, las variables que afectan al medio ambiente receptor (régimen de propiedad agrícola, nivel del PIB, densidad de población) explican una alta proporción de las variaciones en el reparto de las especies exóticas en diferentes países. Esto es consistente con la hipótesis de alteración –que las alteraciones asociadas a las actividades humanas son determinantes importantes del grado de vulnerabilidad de un país a las invasiones. Aunque toda comunidad ecológica es vulnerable hasta cierto punto, unas actividades económicas parecen predisponer a las invasiones más que otras. En estas primeras investigaciones preliminares, el

impacto del flujo de comercio es menos claro. Sin embargo, esto puede ser debido a la escasez de datos. Los datos que permitirían distinguir no solamente entre importaciones de mercancías e importaciones de no mercancías por ejemplo, sino también entre el comercio de productos primarios y agrarios, podrían dar resultados más concretos.

Las condiciones económicas parecen ser el factor más determinante de la vulnerabilidad de las islas oceánicas. Generalmente, los ecosistemas isleños se consideran más vulnerables a las invasiones por sus propias características. Pero frecuentemente, los estados isleños tienen economías pequeñas de carácter abierto, orientadas muchas veces a la producción de productos primarios. Por ejemplo, el porcentaje medio de mercancías importadas como proporción del PIB en la muestra examinada en Dalmazzone (2000) es del 43 por ciento para países isleños, contra un porcentaje del 32 por ciento para toda la muestra, y de 26,8 por ciento para países continentales.

También existe una relación entre decisiones económicas y la tasa de propagación de las especies establecidas. Por ejemplo, hay una interacción fuerte pero compleja entre el comportamiento humano y la propagación de los patógenos humanos. Esto incluye la virulencia de la enfermedad, los tamaños relativos de las poblaciones infectadas y susceptibles, la estructura de asentamiento y el nivel de desarrollo. La relación entre el nivel de desarrollo económico, la epidemiología del patógeno invasor, y el asentamiento y

emigración humanos, pueden llevar a uno de entre varios posibles estados (Delfino y Simmons, 2000).

Existe una fuerte interacción similar entre las prácticas de administración de recursos y el incremento en la severidad de las alteraciones causadas por especies y enfermedades exóticas. Las diferentes estrategias de administración afectan a la habilidad de los ecosistemas para aguantar alteraciones causadas por las IAS de diferentes formas. Ejemplos incluyen el uso de fertilizantes y pesticidas para regular la productividad de pastos y tierras cultivables, los regímenes de pesticidas en silvicultura, hormonas y antibióticos en la ganadería, y el reemplazo de las razas nativas y variedades tradicionales por variedades de alto rendimiento, específicamente criadas o genéticamente modificadas para resaltar alguna característica en particular. Sin embargo, un creciente número de investigaciones en ecología apoyan la idea de que, para sobrevivir, los ecosistemas necesitan variedad. Las prácticas de administración que intentan estabilizar la productividad en ecosistemas agrarios reducen la capacidad de los mismos a aguantar la presión impuesta por las actividades económicas y las variaciones en el medio ambiente. Los ecosistemas agrarios que han sido administrados para incrementar la productividad a corto plazo se vuelven menos resistentes, más frágiles, más predispuestos a trastornos de proporciones sin precedentes. Si se pierde la resistencia del sistema, las inversiones en el conjunto de los activos asociados pueden dar resultados ne-

gativos, una vez que tenemos en cuenta los impactos ecológicos de las IAS.

### 3. LOS COSTES DE LAS ESPECIES INVASIVAS

Los costes de los controles de plagas y enfermedades son la base de la mayoría de las estimaciones existentes que calculan los costes de los daños causados por las IAS, y los datos más fiables se encuentran en este campo. Por ejemplo, hay buenas estimaciones de los costes relativos del control de herbicidas para diferentes especies de plantas en Gran Bretaña (Williamson, 1998), y también de los costes de los daños y/o controles para algunas otras especies invasivas. Los modelos bioeconómicos o ecológico-económicos se han empleado para estimar el impacto económico y los costes de control de una potencial invasión de Australia por la mosca carnífera del Viejo Mundo, *Chrysomya bezziana* (Anaman et al., 1994); los beneficios de eliminar especies foráneas en los ecosistemas Fynbos en Sudáfrica (Higgins et al., 1997b; Turpie y Heydenrych, 2000); los daños causados por cártamo y lechetrezna frondosa en las llanuras de Estados Unidos (Hirsch y Leitch, 1996; Bangsund et al., 1999); los daños en las plantas industriales de Europa y Norteamérica causados por los mejillones cebrá y otros invasores (Khalanski, 1997); el impacto del cangrejo verde *Carcinus maenas* sobre la pesca en el norte del Pacífico (Cohen et al., 1995); el impacto de varias plagas de plantas y enfermedades en los viñedos de California y, en general, sobre la agricultura en

este estado (Iranzo et al., 2000); los costes de control del jacinto de agua en los lagos africanos (Kasulo, 2000) y los daños causados por los conejos en Australia (White y Newton-Cross, 2000).

Los informes de la epidemia de la fiebre aftosa que afecta a Gran Bretaña en estos momentos, y que ha costado el 10 por ciento de su ganadería hasta la fecha, incluyen estimaciones de las pérdidas financieras debidas a costes directos de control y costes indirectos de los embargos del comercio. También hay unas estimaciones preliminares del coste en términos de pérdidas en turismo, pero no en otros sectores de la economía rural<sup>1</sup>. Además, todavía no hay estimaciones de los impactos ecológicos sobre la relativa abundancia de otras especies (conejos, liebres, ciervos, etc.), o de las implicaciones de la enfermedad que queda en los ciervos. Entre otros casos que han sido evaluados desde el punto de vista financiero, mencionamos el de la epidemia de la fiebre aftosa de 1997 afectando al ganado porcino de Taiwán, en el cual estuvieron involucradas más de 6000 granjas y cuatro millones de animales

<sup>1</sup> Se ha estimado que el embargo de las exportaciones agrarias impuesto sobre el Reino Unido como resultado de la fiebre aftosa implicará una reducción en el PIB de 563 millones de libras esterlinas al año, mientras dure (Christel DeHaan Tourism y Travel Research Institute, 2001). Las estimaciones de pérdidas en turismo oscilan entre 7,5 miles de millones este año, según el modelo de la Universidad de Nottingham (ibid.) y 5,2mM este año, 2,6mM el siguiente y 1mM en el 2003, con 150.000 puestos de trabajo amenazados junto con 3.000 pequeños negocios (Hetherington, 2001). En conjunto, se estima que el PIB caerá en 2,5 mM en 2001 como resultado directo de la epidemia de fiebre aftosa, seguido por una caída menor de 1,46 mM en 2002.

(Departamento de Agricultura de EEUU, 1998). En países endémicos, los costes de los controles rutinarios incluyen vacunas anuales y de emergencia, pérdidas en la producción, y pérdidas en ganancias de exportación. En países libres de fiebre aftosa, los costes de control incluyen el mantenimiento de controles fronterizos, observaciones rutinarias, y el mantenimiento de bancos de vacunas estratégicos. En el caso de focos de la enfermedad en países libres de fiebre aftosa, los costes abarcan también los costes de erradicación-detección, sacrificio, compensaciones por el sacrificio del ganado, eliminación, y otras acciones de control como la vacunación. También incluyen pérdidas en las exportaciones, e interferencias en el comercio y la producción interna (Horst et al., 1996).

Muchos de los estudios existentes sobre el control de plagas y enfermedades sufren de la escasez de datos sobre las dimensiones económicas del problema. La mayoría de ellos se concentran en estimar los costes y los beneficios de las posibles medidas de control, y no modelan el problema de la decisión general. Entre las pocas excepciones, Sharov y Liebhold (1998) y Sharov et al. (1998), desarrollan un análisis económico de las decisiones sobre si erradicar, parar o ralentizar la propagación de las especies invasivas en ecosistemas norteamericanos. Ellos aplican este modelo a estudios de la polilla *Lymantria dispar*. Higgins et al. (1997a) nos dan un modelo ecológico-económico para el análisis de las estrategias alternativas para la resolución del conflicto y con-

trol en el caso de malas hierbas medioambientales, cuya erradicación es resistida por los sectores que los utilizan.

Tampoco ha habido análisis sistemáticos de las economías de especies invasivas que no sean plagas para la pesca, la selvicultura o la agricultura. Existen pocos intentos de agregar los costes económicos de las invasiones, y los que hay exhiben una enorme variación en los resultados. Dos estimaciones de los costes de las invasivas en la economía norteamericana son, por ejemplo, US OTA (1993) y Pimentel et al. (2000). El US OTA estima en 96,994 miles de millones de dólares los daños derivados de 79 especies especialmente dañinas en un periodo de 85 años. Pimentel et al. estiman los daños en 137 miles de millones de dólares anuales causados por todas las especies –una diferencia de magnitud de dos. Por lo tanto, es razonable inferir que todavía no tenemos una idea muy clara del alcance del problema. Y como las IAS incluyen los patógenos humanos como el VIH, lo que sí sabemos es que en ciertas regiones del planeta, las IAS son el problema más importante con diferencia. En los países del sur de Africa, el coste del VIH en términos del trastorno social causado, las pérdidas en la producción, y el capital humano debido a la morbilidad y mortalidad entre los jóvenes, los gastos de tratamiento etcétera, forman un porcentaje sustancial del PIB. Los costes de la mayoría de las plagas de plantas y patógenos son mínimos en comparación.

Parte de la dificultad de generar estimaciones fiables es que la suma total de los

costes de las especies invasivas derivan de innumerables factores, cada uno de ellos sujeto a considerables errores de medición, que se multiplican a la hora de agregarlos. Además, ninguno de los estimadores disponibles incluye todos los factores relevantes. Por ejemplo, uno de los factores generalmente ignorados es la pérdida de información genética, de una importancia global. Hay pocas estimaciones de estos costes, pero los que existen sugieren que las sumas en cuestión no son nada insignificantes (Heywood, 1995; Pearce y Moran, 1994). La mayoría de las variedades de los cultivos y algunas variedades de ganado contienen material genético extraído de especies silvestres relacionadas, o de almacenes genéticos primitivos que siguen en uso en algunos sistemas agrarios primitivos. Se ha estimado que por lo menos la mitad del incremento en la productividad agraria conseguido en los últimos cien años es atribuible a la selección artificial, combinaciones y procedimientos de traslados de genes intra-específicos (Perrings et al., 1995). El valor de la diversidad genética reside en que es la fuente de materia prima para extraer características genéticas deseables en cultivos.

Aparte de los costes directos derivados de la prevención, control o mitigación, hemos recalcado que el coste económico de la introducción de especies exóticas también incluye consecuencias ecológicas indirectas. Incluso introducciones intencionadas, que han tenido unos impactos directos muy beneficiosos, pueden tener costes secundarios muy altos. Por poner un ejemplo, la intro-

ducción de la carpa del Nilo en las aguas del Lago Victoria llegó a causar la extinción local de unas 200 especies de *haplochromine cychlid* (Kasulo, 2000). Además de las extinciones de especies, las especies invasivas pueden producir cambios en las características medioambientales de importancia local. Esto lo hacen a través de su impacto en la abundancia de otras especies, lo cual, a su vez, afecta a las funciones ecológicas que controlan las inundaciones y suministros de agua, asimilación de residuos, reciclaje de nutrientes, preservación y regeneración de tierras, polinización de plantas de cultivo, etc. (Daily, 1997). Estas características tienen valor de uso actual y de futuro —el valor potencial de estas características en el futuro. Un ejemplo es la invasión del Fynbos sudafricano por varias especies de *Pinus*, *Acacia* y *Hakea*, lo cual ha alterado los niveles de agua de toda la comunidad porque ha cambiado la cantidad de agua perdida en los procesos de evaporación y transpiración (Turpie y Heydenrych, 2000).

#### 4. EL PROBLEMA DE LAS POLÍTICAS

Plagas y enfermedades agrarias y el establecimiento de especies silvestres exóticas en ecosistemas no administrados son parte del mismo problema general. En muchos casos, la introducción y establecimiento de nuevas especies es un efecto externo de las actividades del mercado. Aunque la destrucción de cultivos y cosechas es normalmente reflejada en los precios del mercado de los productos de la



pesca, de la silvicultura o agrarios, estos costes no están sufragados por las fuentes de las introducciones y son considerados como externos.

Sin embargo, hay una notable diferencia entre invasiones biológicas y otras externalidades. Las externalidades de las contaminaciones, por ejemplo, normalmente incluyen la continuada producción de los contaminantes desde sus puntos de origen. Los contaminantes solo se almacenan en el medioambiente si hay continuidad. Las IAS tienen algunas similitudes con la clase de contaminantes denominados bioacumuladores. Las invasiones biológicas, una vez puestas en marcha, se retroalimentan. Aunque las fuentes de los mismos dejasen de existir, los daños causados por la plaga o enfermedad exótica siguen y pueden aumentar con el tiempo a medida que la población de la especie invasiva crece y sus efectos se adentran en el ecosistema receptor. Consideremos, por ejemplo, el caso de la reciente invasión de los lagos norteamericanos por la pulga de agua (*Cercopagis pengoi*) que se teme acabe infectando todo el ecosistema interrumpiendo gravemente la pesca comercial y deportiva (Mittelstaedt, 1999). El flujo de daños no se eliminaría aunque se bloqueara la vía de entrada (agua de lastre) de esta especie invasiva. Por esta razón, muchas de las políticas e instrumentos desarrollados para controlar externalidades sencillas o de stock –impuestos y subvenciones, el establecimiento de derechos de propiedad bien definidos, y posiblemente hasta permisos y cuotas– puede que no sean las más adecuadas para tratar el problema de las

especies invasivas. La combinación de acumulación, irreversibilidad e incertidumbre en este problema significa que quizá no sea posible diseñar un instrumento para cobrar un precio por cada unidad de daño, y así llegar a un equilibrio entre costes y beneficios sociales y marginales.

También es cierto que, obviamente, hay casos donde los instrumentos convencionales resultan ser muy efectivos. Consideremos el caso de la especie invasiva en el Fynbos sudafricano, ya citado anteriormente. Una de las razones de por qué se ha extendido tanto es atribuible a que los dueños de los terrenos no han tenido ningún incentivo para limpiar o restringir las especies exóticas en sus propiedades. Por otro lado, tampoco han podido reclamar compensaciones si las IAS han llegado a sus terrenos desde una propiedad vecina. Ahora, Sudáfrica ha introducido legislación que da a los granjeros el derecho de reclamar judicialmente a las granjas vecinas originarias de la invasión como una solución parcial al problema. Esta legislación todavía no se ha probado en un juzgado, pero tiene bastante potencial. Sin embargo, en este caso hay poca incertidumbre y los costes de los daños incrementan con el tiempo y, además, no son irreversibles.

La incertidumbre sobre los efectos en el futuro de la introducción de especies exóticas es un problema por dos razones muy diferentes. En primer lugar, mientras que el control óptimo de una especie invasiva se basaría normalmente en las estimaciones de costes y beneficios de las opciones de control, en el caso de las

IAS los individuos generalmente no utilizan este método. La razón es que mientras que la probabilidad de que cualquier especie introducida se vaya a establecer, extender y convertir en plaga es bastante baja, si lo hace, los costes eventuales pueden ser muy altos. En casos de plagas o patógenos invasivos, esto induce a un efecto llamado “miedo”. El efecto miedo incrementa las valoraciones subjetivas de peligros de ciertos tipos de riesgos de la salud (McDaniels, Kamlet y Fischer, 1992). También afecta la valoración por parte de los individuos de estos riesgos. La gente normalmente está dispuesta a pagar mucho más por medidas de reducción de los riesgos en situaciones pocos frecuentes pero de alto miedo, en comparación con las situaciones frecuentes de poco miedo (Loomis y du Vair, 1993). De hecho, el método de valor previsto tiene cada vez menos poder de pronóstico en la medida en que las probabilidades de los resultados tiendan a cero. Los individuos enfrentados a un “evento muy poco probable” tienden o bien a sobreestimar la probabilidad o bien a identificarla con cero. Para probabilidades muy bajas, la función de ponderación es frecuentemente indefinida.

Una segunda razón que convierte la incertidumbre en un problema tan grave es que, dado que el conocimiento de las consecuencias medioambientales de las IAS es un bien público, este estará insuficientemente provisto. Mientras que los individuos responsables de la introducción de las especies invasivas tienen fuertes incentivos

para investigar las propiedades de aquellas especies que rinden beneficios capturables por particulares (patentables), se tienen pocos incentivos para investigar las consecuencias sobre el medio ambiente. Es decir, existe un incentivo muy débil a reducir la incertidumbre medioambiental asociada con la introducción.

El control de los riesgos de la introducción y propagación de plagas y enfermedades exóticas también es un bien público. Los beneficios colectivos de prevención y control son, con diferencia, mayores que los beneficios privados, pero una vez dispuestos, no son ni competidores ni excluibles. Como consecuencia, si se deja en manos del mercado, el control de enfermedades y plagas estará insuficientemente provisto. El hecho de que muchos mercados hayan dejado de funcionar eficazmente debido a políticas agrarias e institucionales tampoco ayuda. Las políticas fiscales, de precios y beneficios han incrementado la vulnerabilidad de los agro-ecosistemas a las invasiones. Por ejemplo, las subvenciones diseñadas a promocionar las exportaciones de cultivos comerciales han reducido la diversidad genética de las plantas y fomentado el uso de las inversiones agrícolas –especialmente regímenes de pesticidas– de tal modo que han dejado los agro-ecosistemas abiertos a las invasiones (Perrings, 2001). Los regímenes de los derechos de propiedad han disuadido a los individuos de tomar medidas para controlar las especies invasivas. Los terrenos comunales, por ejemplo, requieren acciones colectivas, y el acceso abierto a los terrenos

hace que al final no se tome ninguna medida (Hanna, Folke y Mäler, 1997).

Aún más importante es la propia naturaleza del bien común. Los controles de las especies invasivas en agricultura y selvicultura, en común con los controles de las enfermedades contagiosas, dependen de aquellos miembros de las comunidades que son menos efectivos. Dicho de otra manera, el bien público involucrado en el control de las enfermedades contagiosas y muchas otras especies invasivas, es del tipo "el eslabón más débil" (Sandler, 1997). Si el control de una planta invasiva engloba campañas de erradicación en todas las naciones con acceso al sistema afectado, esta será únicamente tan buena como la campaña del país menos efectivo. Los riesgos para todos dependen de la capacidad del más débil. Esto hace que el hecho de que la capacidad de control esté disminuyendo en muchos países sea un verdadero problema. El cambio y los términos de comercio cada vez más adversos en muchos de los países más pobres ha mermado los recursos disponibles para controlar los efectos de las invasiones y, por lo tanto, ha aumentado los riesgos para todos (Perrings et al., 2000).

Si la vulnerabilidad a las invasiones biológicas depende tanto del sistema económico como del ecológico, los riesgos de las invasiones deberían ser calculados teniendo esto en cuenta. Sin embargo, la inclusión de los efectos tanto sociales como naturales multiplica los problemas de estimar los riesgos de las invasiones.

El comportamiento humano no solo determina los riesgos de establecimiento y propagación, sino que el significado de estos riesgos depende del valor que la sociedad otorgue a sus consecuencias.

Existen muy pocas especies foráneas establecidas que impongan tantos costes como para denominarles plagas graves, pero los que sí entran en esta categoría pueden ser extremadamente graves. El problema de decisión refleja el hecho de que las invasiones biológicas caen dentro de incidentes de poca probabilidad pero de un coste potencialmente alto. La probabilidad de que una especie introducida se establecerá y convertirá en una plaga o patógeno es baja. La regla del "diez" de Williamson (1996) –que posiblemente 1 de cada 10 especies introducidas se encuentra en el hábitat nativo, y solo 1 de cada 10 de ellas llega a implantarse, y solo 1 de cada 10 de estas se convierte en una plaga– indica que la probabilidad es del orden del 0,01 por ciento. Al mismo tiempo, los costes de los daños y/o control de las especies que se convierten en plagas graves pueden ser muy altos.

La probabilidad de tanto el establecimiento, como la propagación depende también del modo en que los que toman las decisiones respondan a la amenaza de especies invasivas. Normalmente la sociedad se protege contra los riesgos de especies invasivas a través de la mitigación y la adaptación. La mitigación incluye la erradicación y la restricción, y tiene el efecto de reducir la probabilidad de que una especie llegue a implantarse

o extenderse. Por otro lado, la adaptación implica algún cambio en el comportamiento con el fin de reducir el impacto de la invasión. Cambiar la mezcla de cultivos para reducir la severidad de invasiones de plagas es un ejemplo de esta estrategia. Estas acciones están diseñadas a trabajar sobre el valor efectivo más que sobre la probabilidad del mismo. Al mismo tiempo, sin embargo, las adaptaciones de este tipo pueden incrementar las probabilidades de las invasiones. La introducción de plantas resistentes a plagas o enfermedades específicas, por ejemplo, discrimina en favor de otras plagas y predadores de un modo bien conocido (Heywood, 1995). Los riesgos de las invasiones están conjuntamente determinados por los beneficios netos relativos de la mitigación y adaptación (Shogren y Crocker, 1999; Shogren, 2000).

Desde el punto de vista histórico, muchas evaluaciones de las opciones de control han calculado el cociente coste-beneficio, bien para invasores exitosos, o para controles efectivos. Pero esto es igual que calcular el valor *ex post* de un billete de lotería que ha resultado ser premiado. No nos dice nada sobre la eficacia de la decisión original de comprar el billete. Y no nos guía sobre la decisión previa para decidir cuándo hay que controlar y cuándo no. Y tampoco nos ayuda a elegir entre las distintas opciones de control. Pero aunque los cálculos estuvieran basados en un análisis *ex ante* del coste-beneficio, entonces, como en el caso de la lotería, nos daríamos cuenta de que quienes toman las decisiones se comportan

de manera irracional, según el método de utilidad prevista.

Examinemos, por ejemplo, la metodología para evaluar procedimientos para seleccionar especies potencialmente invasivas, detallada por Smith, Lonsdale y Fortune (1999). Ellos definen el valor de los costes de control (a través de la selección) como un producto de tres factores: a) la precisión del control (proceso de selección), b) la probabilidad de que la especie sea invasiva, y c) el coste del error en la selección. La exactitud del proceso de selección es la proporción de especies que, a posteriori, fueron clasificadas correctamente por el procedimiento: es decir, la proporción de especies invasivas rechazadas por el proceso, y la proporción de especies no invasivas evaluadas que son aceptadas por el proceso de selección. De ellos, un cociente de probabilidad es derivado para el proceso de selección. La eficacia de un sistema de selección viene entonces dada por el producto del cociente de probabilidad, es decir la probabilidad de que la especie introducida se convierta en una plaga, y el coste si esto sucede.

El primero de ellos depende de la probabilidad de que la especie introducida se escape para convertirse en una especie casual, la probabilidad de que una especie casual se haga residente, y la probabilidad de que una vez residente, la especie se convierta en plaga. Por lo general esta probabilidad es muy baja— como sugiere la norma del diez— aunque se ha notado que puede ser tan alta como el 17 por ciento para algunas mala hierbas de ciertos

bioclimas (Lonsdale, 1994). La probabilidad de que una especie introducida se convierta en plaga puede expresarse como el cociente de la probabilidad de que una especie invasiva aceptada imponga costes económicos (sea una plaga), y la probabilidad de que una especie no invasiva aceptada genere beneficios económicos (no sea una plaga). De la misma manera, el coste estimado de las plagas se puede expresar como el cociente de los costes de aceptar una especie invasiva que llegue a convertirse en una plaga, y los costes de rechazar a una especie no invasiva que no resulte ser una plaga.

Para que sea aceptable, el test del proceso de selección usando la notación de Smith *et al.* (1999) es la siguiente:

$$\frac{\frac{I_r \cdot R_i \cdot K_i}{I_t}}{\frac{N_r \cdot R_n \cdot K_n}{N_t}} \geq 1$$

El numerador es el producto de la proporción de especies invasivas potenciales rechazadas por el control  $I_r/I_t$ , la probabilidad de que una potencial especie invasiva cause daños  $R_i$  y el coste previsto si lo hace  $K_i$ . El denominador es el producto de la proporción de potenciales especies no invasivas rechazadas por el control  $N_r/N_t$ , la probabilidad de que una especie potencialmente no invasiva produzca beneficios  $R_n$  y los beneficios netos previstos de las especies no invasivas  $K_n$ .<sup>2</sup>

En términos de los valores actuales previstos, el test requiere que el valor actual previsto de los beneficios del proceso de selección (los costes netos evitados por el programa de selección) no sea menor que el valor actual previsto de los costes de control (los beneficios sacrificados por el programa de selección). En otras palabras, bajo la hipótesis de la utilidad prevista, este cociente tiene que ser aproximadamente igual al cociente de beneficios previstos descontados y los costes del programa de selección. Sin embargo, en el caso de los eventos de baja probabilidad y alto coste, es muy probable que este cociente sea diferente de los beneficios previstos descontados y los costes del control. Tenemos

$$\frac{\frac{I_r \cdot R_i \cdot K_i}{I_t}}{\frac{N_r \cdot R_n \cdot K_n}{N_t}} \neq E \sum_{t=0}^T \rho^t \left( \frac{B_{it} - C_{it}}{B_{nt} - C_{nt}} \right)$$

donde  $B_{it} - C_{it}$  son los beneficios netos de excluir una especie potencialmente invasiva en el momento  $t$ ,  $B_{nt} - C_{nt}$  son los costes netos de excluir las especies no invasivas, y  $\rho$  es un factor del descuento. Es probable que el efecto "miedo" sesgue al alza las estimaciones privadas de los costes si una especie potencialmente invasiva se convierte en una plaga, mientras que la baja probabilidad de los resultados puede inducir a una distorsión en la percepción del riesgo.

El desarrollo de una estrategia de control apropiada depende de la comprensión de la interacción entre el comportamiento humano y las especies invasivas. Esto, a

<sup>2</sup> Normalmente suponemos que la probabilidad de que una especie potencialmente no invasiva resulte beneficiosa,  $R_n$ , es uno.

su vez, refleja el ambiente institucional y la política dentro de la cual se toman las decisiones. La importancia del comportamiento humano en la estrategia de control está bien establecida en el control de especies invasivas que directamente afectan la salud humana como, por ejemplo, el VIH. De hecho, en estos casos, el control depende de la habilidad de influenciar el comportamiento de los individuos infectados o vulnerables. Sin embargo, la prohibición y/o la erradicación son las opciones preferidas para otras especies invasivas. Los mecanismos principales de control a la hora de introducción son la cuarentena o la prohibición de especies incluidas en la lista negra.<sup>3</sup>

Estos son ejemplos de las 'normas mínimas de seguridad' (Bishop y Ready, 1991). Es útil pensar en ellas como restricciones de sostenibilidad. La estabilización de los sistemas ecológico-económicos a través de la aplicación de restricciones de sostenibilidad significa ir con cierta mesura. La razón por la cual escogemos este camino es que los costes estimados de no tomar ninguna acción son mucho mayores que los costes conocidos de acciones

preventivas o anticipadas (Taylor, 1991). Esto se debe en parte sólo a la noción de que un análisis implícito de coste-beneficio de las actividades con efectos medioambientales muy inciertos deben de errar, si acaso, de exceso de cautela. Pero hay otra cara de esta aproximación cautelosa. Costanza et al. (1998) argumentan que cuando una actividad es potencialmente dañina, la carga de la prueba debe de recaer sobre aquellos cuyas actividades son la fuente del daño, es decir, también es una cuestión de quién debe soportar la carga de la prueba.

Dado que el problema general de las invasiones biológicas, como el problema más específico de las enfermedades contagiosas, depende de las decisiones independientes de millones de individuos, el control del problema requiere instrumentos e instituciones que alteren los incentivos que ellos tienen. Estos incentivos deben de reflejar las diferencias en los niveles de incertidumbre, y los costes potenciales del establecimiento y

---

(c) regula o prohíbe el comercio de miembros de una especie incluida en la lista mencionada en el párrafo (a):

- (i) entre Australia y otro país; o
- (ii) entre 2 estados; o
- (iii) entre 2 territorios; o
- (iv) entre un estado y un territorio; o
- (v) por una corporación constitucional; y
- (d) regula y prohíbe acciones:

(i) que involucren o afecten a miembros de una especie incluida en la lista mencionada en el párrafo (a); y

(ii) cuya regulación o prohibición es apropiada y adaptada a dar efecto a las obligaciones de Australia bajo acuerdos con uno o más países; y

(e) provee para la ejecución y la implementación de planes para reducir, eliminar o prevenir los impactos de las especies incluidas en la lista mencionada en el párrafo (a) sobre la biodiversidad en la jurisdicción australiana.

<sup>3</sup> Por ejemplo, la Ley de la Preservación y Protección del Medio Ambiente y la Biodiversidad de Australia 1999, Sect 301A, define las normas para el control de especies foráneas, la cual:

(a) prevé el establecimiento y mantenimiento de una lista de especies, aparte de las nativas, cuyos miembros:

(i) amenazan o pueden amenazar la biodiversidad en la jurisdicción australiana; o

(ii) es probable que lleguen a amenazar la biodiversidad en la jurisdicción australiana si se traen a la jurisdicción australiana; y

(b) regula o prohíbe traer a jurisdicción australiana un miembro de las especies incluidas en la lista mencionada en el párrafo (a); y

naturalización de las especies invasivas. Algunas introducciones son completamente accidentales. La propagación de las enfermedades, por ejemplo, es rara vez intencionada. Sin embargo, la mayoría de las introducciones involucran importaciones intencionadas para apoyar la agricultura, la selvicultura o la pesca. Pero los precios de mercado de las semillas, comestibles, fibras, pesticidas y fertilizantes, generalmente no reflejan los riesgos ecológicos asociados con sus usos. Por lo tanto, los agricultores tienen pocos incentivos para tener en cuenta costes tales como la pérdida de especies indígenas a través de depredadores, ramoneo o competición; la alteración genética por medio de hibridación; o la alteración de los ciclos bioquímicos, hidrológicos y de nutrientes, la erosión de suelos y otros procesos geomorfológicos.

Lo que necesitamos son instrumentos (a) que protejan umbrales cruciales, donde los costes de cruzar estos umbrales sean inciertos pero estimados como altos y/o irreversibles, y (b) que expongan a las personas el coste total de su comportamiento cuando los riesgos son conocidos. Esto implica un régimen regulatorio para proteger especies, hábitats y características ecológicas por medio de los controles sobre la introducción de invasores potenciales: un conjunto de derechos de propiedad adecuados sobre recursos naturales (junto con las instituciones que les apoyan); un mecanismo de compensación; y una estructura de incentivos y desincentivos para inducir la respuesta deseada para su apoyo. Los ins-

trumentos se diferenciarán típicamente según los controles previos a las introducciones de especies y los controles posteriores de especies introducidas que se han convertidos en invasivas.

El mantener la biodiversidad en agroecosistemas, por medio de excluir las introducciones de especies de cultivos que remplazan cultivos tradicionales, reduciría los riesgos de las invasiones biológicas significativamente. Y quizás también reduciría los riesgos de perder las cosechas. En general, el tener niveles más altos de variedad genética en plantas de cultivos y sus familiares silvestres, haría que la productividad se mantuviera en condiciones medioambientales más variadas. En realidad, la simplificación genética de la agricultura y la selvicultura ya ha reducido la resistencia de los agroecosistemas. Más del 90% de la producción de alimentos en el mundo proviene del trigo, arroz, maíz y cebada, tomates, patatas, ganado vacuno y porcino, corderos, pollos y patos (Heywood, 1995). La base genética tan estrecha de nuestra alimentación significa que es muy vulnerable a las enfermedades y epidemias de plagas.

Al mismo tiempo, el evitar nuevas introducciones también ocasionaría importantes reducciones en bienestar, especialmente si los beneficios renunciados en el desarrollo acaban siendo altos y la importancia de la biodiversidad existente acaba siendo baja. Por lo menos, la mitad del incremento de este siglo en la productividad agrícola se atribuye a la selección artificial, recombinaciones y transfe-

rencias de genes intra-específicos (Heywood, 1995). La alta resistencia a las enfermedades evita sustanciales costes en daños. Por poner sólo un ejemplo, el uso de la cebada de Etiopía para proteger la cebada californiana del virus amarillo enano fue valorado en 160 millones de dólares al año en 1995. Estos beneficios son demasiado sustanciales como para renunciar a ellos sin más consideraciones. La exclusión de todas las especies exóticas supondría un coste muy alto para la sociedad.

Por lo tanto, lo que debemos buscar es un régimen que permita conseguir los beneficios sociales de nuevas introducciones, y que a la vez proteja a la sociedad de los riesgos asociados. Las dificultades de nuevas introducciones derivan de que, en general, los riesgos asociados no se pueden asegurar comercialmente, por la simple razón de que son básicamente inciertos y potencialmente muy grandes. Es imposible hacer un cálculo actuarial de estos riesgos. Actualmente, estos riesgos son sufragados, en su mayoría, por los gobiernos de los países receptores y sus únicas limitaciones son la cantidad y eficacia de los recursos dedicados a seleccionar nuevas introducciones junto con las políticas de exclusión adoptadas. La eficacia del proceso de selección, a su vez, depende de los recursos dedicados a las investigaciones de las consecuencias del establecimiento y la naturalización de las especies exóticas introducidas. La efectividad de las políticas de exclusión depende en parte de la natu-

raleza de las restricciones (lista negra o lista blanca), en parte de los recursos dedicados a la detección y seguimiento del incumplimiento de las mismas, y en parte de los efectos de los incentivos incluidos en el régimen de penalizaciones. Además, la eficacia del sistema nacional de selección, igual que el sistema internacional, es solamente tanta como la eficacia del 'eslabón más débil' de este mismo sistema.

Sin embargo, es posible hacer un uso más constructivo de los incentivos en este campo. Hay instrumentos de prevención que se pueden utilizar para proteger a la sociedad a través de cambios en los incentivos para los importadores. El bono de seguro medioambiental es un instrumento que ha sido desarrollado para tratar el hecho de que, sin los incentivos de los mercados, la investigación experimental que propone actividades innovadoras normalmente no incluye todos los costes relevantes potenciales que podrían ocurrir en el futuro (Perrings, 1989; Costanza y Perrings, 1992). Pero dado que las actividades innovadoras son históricamente únicas, no hay ninguna fórmula para establecer los mercados *ex ante* de tal manera que reflejen todos los posibles efectos del futuro. Los bonos medioambientales secuenciales ofrecen incentivos para investigar las actividades innovadoras que podrían tener consecuencias importantes para la sociedad.

En el caso de especies potencialmente invasivas, los bonos de seguro funcionarían de la siguiente manera. Los importadores de nuevas especies o los individuos



que realizan actividades de alto riesgo deben adquirir un bono equivalente al daño estimado en el caso de que la especie llegue a establecerse, naturalizarse y convertirse en una plaga. Esta información puede ser recogida por el servicio nacional de selección. Existe la alternativa de crear un centro o base de datos para todo el planeta y sus diferentes regiones que opere en el caso de especies invasivas de la misma manera que funciona el Centro de Atlanta para el Control de Enfermedades en el caso de enfermedades contagiosas.

En tal caso, el valor del bono sería estimado de nuevo cada vez que emerjan datos adicionales sobre los riesgos medioambientales. El bono podría ser reembolsado si se demostrara que no hay ningún riesgo, o utilizado para financiar una campaña de control y erradicación si al final existen riesgos. Los bonos de seguro medioambiental tienen la ventaja de que, paralelamente, protegen a la sociedad, y al trasladar la carga de la prueba sobre aquellos que son los responsables de la introducción, crean incentivos para investigar las consecuencias ecológicas de las introducciones. La creación de un centro equivalente al de Atlanta para recopilar datos sobre los riesgos de las especies invasivas tiene la ventaja adicional de que parcialmente resuelve el problema del 'eslabón más débil.'

## 5. CONCLUSIONES

Los regímenes más eficaces de controles previos no llegan a eliminar por

completo los riesgos de invasiones. Como en el caso de selección y control de las especies importadas, la eficacia de las medidas de erradicación, control o mitigación de especies introducidas que no se convierten en invasivas depende tanto de la cantidad como de la calidad de los recursos públicos dedicados a estas medidas, además de la estructura de los incentivos. Estos últimos dependen del conocimiento de las interacciones entre el comportamiento humano y las especies invasivas. Hemos apuntado antes que es difícil estimar la probabilidad de que ocurra esto u otro como consecuencia de adoptar una determinada estrategia de control, basándose únicamente en las características de la especie o de su hábitat. El control de las especies invasivas depende del comportamiento humano, y el elemento decisivo en cualquier estrategia de control probablemente será regular este comportamiento. Esto puede implicar el uso de penalizaciones para intentar evitar los comportamientos que incrementan los riesgos de especies invasivas, pero también puede incluir el uso de incentivos positivos para fomentar comportamientos que reduzcan tales riesgos.

Aunque los incentivos sean los apropiados, seguimos con el problema del 'eslabón más débil.' La protección global será únicamente tan buena como la protección del punto más débil. Este dilema práctico no tiene fácil solución. Mientras que una base de datos centralizada sobre especies invasivas puede ofrecer datos y consejos técnicos para apoyar la erradicación,

control o mitigación, esta no tendría recursos suficientes como para llevar a cabo campañas contra especies invasivas específicas. En ausencia de una Organización Mundial del Medio Ambiente provista de recursos suficientes para ocupar este puesto, se debe animar a los organismos

internacionales como la FMMA, PNUMA, PNUD y el Banco Mundial a establecer un recurso capaz de proteger tanto los intereses globales, como los regionales, de la amenaza de invasiones biológicas fortaleciendo los puntos más débiles de la cadena.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANAMAN, K.A., M.G. ATZENI, D.G. MAYER, y J.C. WALTHALL (1994), 'Economic assessment of preparadness strategies to prevent the introduction or the permanent establishment of screwworm fly in Australia,' *Preventive Veterinary Medicine* 20(1-2): 99-111.
- BANGSUND, D.A., F.L. LEISTRITZ, y J.A. LEITCH (1999), 'Assessing economic impacts of biological control of weeds: The case of leafy spurge in the northern Great Plains of the United States,' *Journal of Environmental Management* 56: 35-43.
- CHRISTEL DEHAAN TOURISM y TRAVEL RESEARCH INSTITUTE (2001), *Quantifying the Economic Impact of Foot y Mouth Disease in the UK, Results from the Nottingham Model*, Nottingham University Business School, University of Nottingham, UK.
- CLOUT, M., LOWE S., y THE IUCN/SSC INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP (1996), *Draft IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss due to Biological Invasion*. URL: <http://weeds.merriweb.com.au/IUCN-inv.htm>.
- COHEN A.N., J.T. CARLTON, y M.C. FOUNTAIN (1995), 'Introduction, dispersal y potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California,' *Marine Biology* 122 (2): 225-237.
- COSTANZA R., ANDRADE F., ANTUNES P., VAN DEN BELT, M., BOERSMA D., BOESCH D., CATARINO F., HANNA S., LINBURG K., LOW B., MOLITOR M., PEREIRA J.G., RAYNER S., SANTOS R., WILSON J. y YOUNG M. (1998), 'Principles for sustainable governance of the oceans', *Science* 281: 198-199.
- DALMAZZONE S. (2000), 'Economic factors affecting vulnerability to biological invasions,' en Perrings C., Williamson M. y Dalmazzone S. (eds), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham, Edward Elgar: 17-30.
- DELFINO, D. y P. SIMMONS (2000), en Perrings C., Williamson M. y Dalmazzone S. (eds), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham, Edward Elgar: 31-55.
- GLOWKA, L., F. BURHENNE-GUILMIN, H. SYNGE (1994), *A Guide to the Convention on Biological Diversity*. IUCN, Gland, Switzerland.
- HETHERINGTON, P. (2001), 'Counting the cost of a crisis', *The Guardian*, Friday May 25.
- HEYWOOD, V. (ed.) (1995), *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HIGGINS, S.I., E.J. AZORIN, R.M. COWLING, y M.J. MORRIS (1997a), 'A dynamic ecological-economic model as a tool for conflict resolution in an invasive alien-plant, biological control and native-plant scenario,' *Ecological Economics* 22(2): 141-154.
- HIGGINS, S.I., J.K. TURPIE, R. COSTANZA, R.M. COWLING, D.C. LEMAITRE, C. MARAIS, y G.F. MIDGLEY (1997b), 'An ecological economic simulation model of mountain Fynbos ecosystems: Dynamics, valuation and management,' *Ecological Economics* 22(2): 155-169.
- HIRSCH, S.A. y J.A. LEITCH (1996), *The Impact of Knapweed on Montana's Economy*. Department of Agricultural Economics, North Dakota State University, Fargo, North Dakota, Agricultural Economics Report 355, July.
- HORST, H.S., DUKHUIZEN, A.A. y HUIRNE, R.B.M., (1996) 'Outline for an integrated modeling approach concerning risks and economic consequences of contagious animal diseases', *Netherlands Journal of Agricultural Science* 44 (2): 89-102.
- KASULO, V. (2000), 'The impact of invasive species in African lakes,' en Perrings C., Williamson M. y Dalmazzone S. (eds), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham, Edward Elgar: 183-207.
- KHALANSKI, M. (1997), 'Industrial and ecological consequences of the introduction of new species in continental aquatic ecosystems: The zebra mussel and other invasive species,' *Bulletin Français de la Peche et de la Pisciculture* 344-45: 385-404.
- IRANZO S., A. L. OLMSTEAD, P. W. RHODE (2000), 'Historical perspectives on exotic pests and diseases in California', ICER working paper 14/00, Turin.
- PERRINGS C. (2001), 'The Economics of Biodiversity Loss and Agricultural Development in Low Income Countries'. En Lee D.R., y Barrett C.B. eds. *Tradeoffs or Synergies? Agricultural Intensification, Economic Development and the Environment*, Wallingford, CAB International: 57-72.
- PERRINGS C. WILLIAMSON M. y DALMAZZONE S. (eds) (2000), *The Economics of Biological Invasions*, Cheltenham, Elgar.
- PIMENTEL, D., L. LACH, R. ZUNIGA, y D. MORRISON (1999), 'Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States,' *College of Agriculture and Life Sciences*, Cornell University, Ithaca, NY.
- SANDLER, T. (1997), *Global Challenges*. Cambridge, Cambridge University Press.
- SHAROV, A.A. y A.M. LIEBHOLD (1998), 'Bioeconomics of managing the spread of exotic pest species with barrier zones,' *Ecological Applications* 8(3): 833-845.

- SHAROV A.A., A.M. LIEBHOLD, y E.A. ROBERTS (1998), 'Optimizing the use of barrier zones to slow the spread of gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) in North America,' *Journal of Economic Entomology* 91(1): 165-174.
- SHOGREN, J. y CROCKER T. (1999), 'Risk and its consequences,' *Journal of Environmental Economics and Management*, 37
- SHOGREN, J. (2000), 'Risk reduction strategies against the 'explosive invader', en Perrings C., Williamson M. y Dalmazzone S. (eds), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham, Edward Elgar.:56-69.
- SMITH, C.S., W.M. LONSDALE y J. FORTUNE (1999), 'When to ignore advice: invasion predictions and decision theory,' *Biological Invasions* 1: 89-96.
- TURPIE J. y B. HEYDENRICH (2000), 'Economic consequences of alien infestation of the Cape Floral Kingdom's Fynbos vegetation,' en Perrings C., Williamson M. y Dalmazzone S. (eds), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham, Edward Elgar.: 152-182.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (1998), Foreign Agricultural Service, URL: <http://www.fas.usda.gov/>
- UNITED STATES OTA (1993), *Harmful Non-Indigenous Species in the United States*. Washington D.C.: Office of Technology Assessment, United States Congress.
- WHITE P. y G. NEWTON-CROSS (2000), 'An introduced disease in an invasive host: the cloggy and economics of rabbit calicivirus disease (RCD) in rabbits in Australia,' en Perrings C., Williamson M. y Dalmazzone S. (eds), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham, Edward Elgar: 117-137.
- WILCOVE, D.S., D. ROTHSTEIN, J. DUBOW, A. PHILLIPS, E. LOSOS (1998), 'Quantifying threats to imperilled species in the United States', *Bioscience*, 48(8):607-615.
- WILLIAMSON, M. (1996), *Biological Invasions*, London: Chapman & Hall.
- WILLIAMSON, M. (1998), 'Measuring the impact of plant invaders in Britain,' en Starfinger, S., K. Edwards, I. Kowarik y M. Williamson (eds), *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. Leiden: Backhuys: 57-70.