

## SECCIÓN VI. SEGURIDAD

### CAPÍTULO 16: IMPACTOS NO PLANEADOS DE LOS AGENTES DE CONTROL BIOLÓGICO

#### EL CONTROL BIOLÓGICO COMO UNA TECNOLOGÍA EN EVOLUCIÓN

La seguridad del control biológico clásico sobre otras especies que no iban a ser controladas ha sido ampliamente debatida (Simberloff y Stiling, 1996; Follett *et al.*, 2000; Lynch y Thomas, 2000; Louda *et al.*, 2003a). El registro histórico muestra que la tecnología, las ideas, y los valores que afectan al control biológico han cambiado con el tiempo. Los practicantes iniciales del control biológico no eran profesionales y, en los primeros casos, no tenían entrenamiento o certificaciones para esta tarea, actuando en su propio interés, en lugar del interés del público. Consecuentemente, existe una clara tendencia desde los impactos iniciales más bien dañinos, asociados con principiantes que dispersaron vertebrados, hacia proyectos mejores y más seguros conforme se desarrolló una clase profesional de practicantes del control biológico. Algunos practicantes sirven a los intereses agrícolas mientras que otros trabajan para resolver problemas causados por plagas invasoras en ambientes naturales.

Esta progresión se ilustra aquí al demostrar cómo las metas, actitudes, conocimiento y técnicas empleadas para el control biológico han cambiado desde los 1800's hasta la actualidad. Las experiencias utilizadas para la discusión están en orden estrictamente cronológico, para obtener una perspectiva sobre esta dinámica histórica. Los primeros esfuerzos fueron estrictamente económicos, ayudando a reducir el daño a los cultivos o a los bosques por un insecto o maleza invasora. Posteriormente, esto se amplió y algunos proyectos fueron conducidos solamente para proteger a una especie nativa o al ecosistema del daño por las especies invasoras. Similarmente, el grado de conocimiento empleado en tales esfuerzos ha aumentado dramáticamente, desde casi nulo en los primeros días (siglo 19) hasta los estudios moleculares altamente sofisticados que son parte de muchos proyectos en el siglo XXI. Los esfuerzos por los propietarios de las plantaciones en el siglo XIX o las sociedades de aclimatación estuvieron basados en el folklore y en el "conocimiento común", lo cual frecuentemente fue nada más que el conocimiento que cierto depredador se comía a la plaga. Como los esfuerzos del control biológico se desarrollaron desde las iniciativas privadas hasta programas apoyados por el gobierno, la profundidad del conocimiento acerca de la biología, conducta, ecología y genética de los enemigos naturales se incrementó dramáticamente.

También se enfoca la importancia de quién hace la introducción. El riesgo ha declinado significativamente, conforme las introducciones se han mantenido lejos de los propietarios de plantaciones privados, y realizadas ya sea por científicos contratados por el gobierno para servir a las necesidades de grupos particulares o equipos de científicos que buscan el balance de los intereses ecológicos y económicos para el beneficio de toda la sociedad. Los proyectos de control biológico ahora son presentados directamente por agencias del gobierno o por grupos internacionales (como CABI BioScience) que trabajan para varios países. Los países, sin embargo, varían en su disponibilidad de expertos científicos y de recursos. Los países también varían en sus actitudes acerca de cuánto riesgo es aceptable para otras especies nativas, dada la presión económica impuesta por una plaga en el contexto de la salud de la nación y de la seguridad alimentaria. Los países pequeños mantienen los derechos en sus opciones acerca de cuáles especies creen que necesitan introducir, sin embargo, esas opciones afectan a todos los países en la misma región biogeográfica y, por tanto, la coordinación regional es crítica.

Básicamente, la meta de este capítulo es ilustrar al control biológico como una actividad humana en evolución que a veces ha sido usada erróneamente pero que puede ser manejada con gran precisión, cuando son aplicadas buenas políticas y suficientes recursos.

## DE LOS AFICIANADOS AL PERÍODO CIENTÍFICO INICIAL (1800-1920)

No fue un accidente que el control biológico empezó en áreas templadas colonizadas por los europeos. Tales lugares (por ejemplo, Canadá, Estados Unidos, Australia, Nueva Zelanda, Sudáfrica y otros) fueron los sitios de invasión de plagas dañinas y frecuentes como resultado del desplazamiento de la agricultura europea, de la gente y sus bienes a colonias con climas similares. Las rutas de innovación han llegado a ser entonces más complejas, reflejando rutas internacionales modernas, pero históricamente fue en esas colonias en las que primero se originó el deseo de combatir las plagas con introducciones biológicas. Recientemente, las plantaciones establecidas de plantas exóticas pueden haber estado relativamente libres de plagas al principio, pero esto podría haber cambiado conforme las plagas de los cultivos alcanzaron esas nuevas regiones. El aguacate y el eucalipto, por ejemplo, estuvieron ambos virtualmente libres de plagas en California en sus primeros cien años, pero después fueron atacados por una serie de nuevas plagas invasoras. El control biológico nació en un esfuerzo para combatir esto. Las primeras plagas fueron frecuentemente vertebrados deliberadamente comprados por los colonizadores mismos (por ejemplo, conejos) o que los acompañaron como polizones (por ejemplo, ratas). Siendo grandes y obvios, esas clases de plagas fueron de los primeros intereses para los agricultores, quienes con frecuencia reaccionaron a ellos basándose en sus propias nociones personales de cómo las cosas trabajaban en su país de origen (quizás tal como ¿Conejos? “Los zorros se encargan de esa clase de problema” o ¿Ratas? “Cuando estuve en India, vi que las mangostas hacían maravillas contra las ratas”). Actuando con nociones sencillas, en un ambiente no regulado, donde el gobierno no había pensado todavía que era su responsabilidad indicarle a la gente cuáles animales o plantas podrían trasladar, los agricultores pensaron en las introducciones de vertebrados, esperando resolver sus problemas.

Durante este período, un par de actitudes predominantes ayudó al desarrollo de estos eventos. Primero, había poca o ninguna preocupación acerca de los efectos de los depredadores introducidos en la vida silvestre nativa. Esto apenas empezó recientemente a ser

observado y a ser tema de estudio. La preocupación para tales impactos tuvo poca o ninguna influencia sobre los eventos en el siglo XIX. Un segundo punto de vista importante fue que se asumió uniformemente que las plantas (siendo útiles como cultivos, madera u ornamentales) eran benéficas, a menos que experiencias desagradables hubieran probado lo contrario (todavía se está luchando contra esa actitud) y, en contraste, los insectos que se alimentan sobre las plantas fueron uniformemente percibidos como plagas o al menos de poca importancia.

Así, con esa retrospectiva, se discuten cuatro proyectos para ilustrar el estado de las condiciones durante este período y para apreciar los primeros pasos hacia el cambio. Se empieza con algunas introducciones de vertebrados por personas o grupos privados (las mangostas en el Caribe para el control de ratas) o gobiernos (el sapo de la caña en Australia). Luego, al reflexionar sobre el pasado y al cambiar a las introducciones de invertebrados, se pasa a discutir el caso del exitoso control de la escama acojinada algodonosa en los cítricos de California. Como ejemplo final para este período, se discute el primer “súper proyecto” de control biológico, el intento de suprimir a la polilla gitana en Nueva Inglaterra (Estados Unidos).

## 1872: MANGOSTAS EN EL CARIBE CONTRA LAS RATAS EN LA CAÑA DE AZÚCAR

Los estados azucareros fueron establecidos en el Caribe durante los 1600s y 1700s para explotar ganancias por la alta demanda de azúcar en Europa. Los europeos trajeron en los barcos nuevas especies de ratas (primero *Rattus norvegicus* y después *Rattus rattus*) hacia muchas partes del Caribe, incluyendo Jamaica. Inicialmente, las ratas llegaron a ser abundantes y destruyeron hasta una cuarta parte del cultivo anual de la caña de azúcar (Roots, 1976). En 1872, un plantador de azúcar jamaicano, el Sr. W. B. Espeut, importó mangostas pequeñas Indias (*Herpestes auropunctatus*) (Figura 16-1) desde Nepal



**Figura 16-1.** La introducción de la mangosta pequeña India (*Herpestes auropunctatus*) no fue científica y ha sido altamente dañina para la vida silvestre nativa (Fotografía cortesía de Rick Taylor de Borderland Tours).

y las liberó en su plantación. Las poblaciones de ratas se redujeron, así que otros plantadores compraron animales al Sr. Espeut para liberarlos en otras áreas, incluyendo Puerto Rico (1877), Barbados (1878), St. Croix (1884) y Cuba (1886) y posteriormente en muchas otras áreas (ver Thulin *et al.*, 2006 para la historia de las introducciones). En Hawái (donde esta misma mangosta había sido previamente introducida), un análisis de 356 heces de mangosta mostró que el 52% contenía sólo los restos de ratas y ratones mientras que el resto incluía insectos también (Pemberton, 1925). Sin embargo, en Trinidad, la dieta de las mangostas también incluía varias aves, lagartijas, culebras, ranas y sapos (Williams, 1981). Las aves que hacen sus nidos en el suelo mostraron mayor probabilidad de ser atacadas. En el Caribe, se culpó a la mangosta por la exterminación del búho de los túneles de Antigua y de Marie Galante y del halcón nocturno jamaicano, entre otros (Lever, 1994). Se cree también que ocho lagartijas han sido llevadas a la extinción en el Caribe a causa de esta mangosta, incluyendo las lagartijas de tierra del género *Ameiva* y las lagartijas *Mabuya* (sin embargo, estas lagartijas sobreviven dondequiera en islas libres de mangostas). Aquí no se incluye un relato completo de los estragos causados por este depredador. Lever (1994) lo resume al decir que “la mangosta en las Indias Occidentales ha ayudado a poner en peligro o a exterminar más especies de mamíferos, aves y reptiles dentro de una área limitada que cualquier otro animal introducido deliberadamente por el hombre en cualquier lugar del mundo”.

Aunque esta situación consistentemente ayuda como un ejemplo de lo que estuvo mal en el control biológico, es importante anotar que al principio las introducciones de mangostas en muchas áreas no fueron efectuadas por biólogos ni basadas en información científica sino más bien por la acción privada de los plantadores de la caña de azúcar, basados no en la ciencia acerca de la dieta y biología de este depredador sino en el conocimiento general y las recomendaciones de personas no expertas.

## 1935: EL SAPO DE LA CAÑA CONTRA EL GUSANO DE DORSO GRIS EN CAÑA DE AZÚCAR EN AUSTRALIA

El sapo marino, *Bufo marinus* (L.) (Figura 16-2), es un depredador de insectos generalista que capturó la atención de los productores de la caña de azúcar en el Caribe en los años 1800s. Nativo de Surinam (Sudamérica), fue trasladado repetidamente por productores de caña de azúcar privados, con la creencia que reduciría las larvas que atacaban a la caña de azúcar. En rápida sucesión, el sapo fue llevado de Surinam a Martinique, a Barbados, a Jamaica y así sucesivamente. Esta situación fue seguida posteriormente por su introducción por entomólogos profesionales a Hawái, y en 1935, a Queensland, Australia. Antes de esto, alguna información había sido obtenida (Dexter, 1932) sobre el hecho que las larvas de la caña eran, al menos, parte (25%) de la dieta de los sapos marinos que vivían en los campos de caña de azúcar de Puerto Rico. Sobre estas bases, la importación a Australia en 1935 fue un proyecto del Comité de Estaciones Experimentales de la Caña de Azúcar en Queensland, en contraste a las liberaciones del siglo XIX en el Caribe, las cuales fueron acciones privadas por plantadores individuales de la caña de azúcar. La plaga a controlar en Queensland fue el escarabajo de dorso gris de la caña *Dermolepida albobirtum* (Waterhouse).





**Figura 16-2.** El sapo marino *Bufo marinus* (L.) es una especie venenosa, cuya introducción ha sido altamente dañina para los depredadores en todas las zonas donde ha sido liberado (Fotografía cortesía de Don Sands, CSIRO).

Sin embargo, la introducción de este sapo en Australia no se basó en mucha consideración científica real de sus probables beneficios, y ni siquiera se consideraron los riesgos. Lo más obvio de esos riesgos proviene de su toxicidad (debido a una toxina llamada bufotenina, producida en las glándulas parótidas). Los depredadores individuales ingenuos que comieron sapos marinos con frecuencia murieron. En Queensland, la evidencia del impacto de esta introducción no está bien documentada (por la carencia de información sobre las especies nativas antes de su introducción) pero se cree que

el sapo ha contribuido a la reducción poblacional del quoll (*Dasyurus* sp.), un marsupial “gato”, así como de varias serpientes nativas (Lever, 1994). No ha tenido ningún impacto sobre su objetivo, la larva de la caña (Waterhouse y Sands, 2001). A nivel mundial, Lever (1994) considera el traslado de este sapo como el más destructivo de todas las introducciones de anfibios, principalmente por el efecto de su toxina en las especies nativas.

Para el propósito de este libro, es importante anotar que, a diferencia de las introducciones de la mangosta en el Caribe, el traslado del sapo marino a Australia fue efectuado con el apoyo de una agencia de gobierno. Por qué falló el gobierno en proteger los bienes comunes en este caso, es una pregunta importante. La agencia involucrada probablemente vio a su electorado en los productores de caña de azúcar. Quizá la agencia no estuvo consciente de los riesgos potenciales del sapo, aunque para 1935, ellos podrían haber aprendido del impacto en el Caribe si hubieran buscado la información. O quizá no identificaron como su responsabilidad el preocuparse por otros aspectos más allá que el reducir los problemas de plagas para la industria por la que fueron creados para servir. Esta falla señala la necesidad de una amplia revisión de todas las introducciones para el control biológico (y sin duda todas las introducciones de especies exóticas), porque una revisión limitada efectuada solamente por el grupo afectado por la plaga (o por las agencias gubernamentales de servicio asociadas cercanamente a ese grupo) puede causar errores o no tener en cuenta otras consideraciones importantes.

## 1888: EL ÉXITO DE LA VEDALIA Y EL FUROR DE LA MARIQUITA

El control de la escama acojinada algodonosa (*Icerya purchasi* Maskell) en California por un coccinélido australiano, *Rodolia cardinalis* Mulsant, repetidamente se reconoce como el inicio de la era del control biológico “científico”. Aunque es parcialmente verdad, la creación del control biológico científico en ese tiempo todavía estaba en su infancia. La

escama acojinada algodonosa invadió California cerca de 1868, probablemente sobre una *Acacia* importada como ornamental, durante el mismo tiempo en que la industria cítrica se estaba desarrollando en el nuevo estado. Para 1887, esta escama estaba reduciendo dramáticamente la producción de cítricos y los citricultores buscaron ayuda (resumido de Caltagirone y Doult, 1989).

A diferencia de la situación de los productores de caña de azúcar discutido anteriormente, los citricultores de California en los 1880s recurrieron a su gobierno estatal para que les ayudara, en lugar de tomar acciones por sí mismos. Esto ocurrió por dos factores: (1) Para ese momento, California ya tenía promulgada una ley de cuarentena de plantas (para evitar las introducciones de plagas) que podrían tener legalmente limitado el alcance de tal acción privada. (2) Además, el hallazgo de los enemigos naturales de una escama plaga podría haber requerido del conocimiento especializado de la taxonomía de insectos y la biogeografía. En ese tiempo, la ciencia de la entomología se había desarrollado lo suficiente como para reconocer que la escama plaga era una especie invasora de Australasia (Australia, Nueva Zelanda, y Melanesia). Con el financiamiento del USDA, una delegación del Estado de California que iba a una exposición en Melbourne fue usada como pretexto para enviar también a Australia a un entomólogo, Albert Koebele, para investigar los tipos de enemigos naturales encontrados ahí sobre *I. purchasi* (Caltagirone y Doult, 1989). Por último, tanto la mosca *Cryptochetum iceryae* (Williston) como una larva de un coccinélido no identificado (posteriormente nombrado *R. cardinalis*) fueron encontrados y enviados a California. Ambos se establecieron rápidamente e inmediatamente controlaron a la plaga. Tanto la plaga como la mariquita eran altamente visibles, así que los productores fácilmente entendieron el proceso.

Dos eventos se dieron posteriormente al éxito de este proyecto. Uno fue que el Estado de California solicitó en 1923 a la Universidad de California encargarse de la investigación necesaria para el uso posterior del control biológico. Este mandato para hacer la investigación y para conducir los proyectos sobre control biológico en la agricultura de California, institucionalizó la disciplina y le dio una fuente firme de fondos, de científicos (al principio la mayoría eran taxónomos pero después también ecólogos) y de laboratorios. Esto estimuló una rápida expansión del control biológico.

Otro efecto del éxito de *R. cardinalis*, sin embargo, fue menos elogiado y señala el bajo grado de entendimiento de este proyecto, el cual sin duda tuvo éxito en gran medida por suerte. Por suerte, la escama plaga fue una escama margaródida. Para este grupo preciso, las especies de mariquitas del género *Rodolia* son verdaderos especialistas. Esta especialización aseguró el éxito de *R. cardinalis* en el control de *Icerya* y ocasionó la virtual carencia de daño a otros organismos. El que esos puntos no hayan sido entendidos en su momento lo ilustra la “fantasía de la mariquita” que cautivó al estado después de este primer éxito. Durante 1891-1892, Koebele continuó colectando y enviando otros coccinélidos desde Australia, Nueva Zelanda, Nueva Caledonia y Fiji, con la esperanza de repetir el éxito del proyecto de la escama acojinada algodonosa contra otras escamas y piojos harinosos en cítricos de California. Más de 40,000 individuos de unas 40 especies fueron enviados a California (Caltagirone y Doult, 1989). Ninguno controló a las plagas y solamente cuatro se establecieron. El hecho de que se esperó tanto de ellas, indica solamente el poco conocimiento real acerca de los enemigos naturales, las mariquitas, el

control biológico y la dinámica de poblaciones en ese tiempo. Para 1912, el furor había muerto (por carecer de otros éxitos) y un profesor de la Universidad de California, Harry Smith, fue encargado en guiar los esfuerzos del control biológico en California e iniciar los estudios científicos de cómo los enemigos naturales realmente trabajaban. *Éste fue el verdadero principio del período científico del control biológico.*

El furor de la mariquita en California a principios del siglo XX murió, pero las mismas expectativas han resurgido periódicamente en otras partes. Las introducciones que hizo el USDA de varios coccinélidos exóticos continuaron a través de 1960-1990s. Algunos coccinélidos exóticos fueron dirigidos a plagas específicas pero en otros casos “el objetivo” era nada más una categoría de plaga (“áfidos” para *Coccinella septempunctata* L.). Posteriormente se discutirán dos de estos casos, *C. septempunctata* y *Harmonia axyridis* Pallas.

## 1905-1911: LA POLILLA GITANA Y LA POLILLA DE COLA CAFÉ – ¿SUERTE O SUPERPROYECTO?

Desde mediados hasta finales del siglo XIX, dos especies de polillas defoliadoras de la familia Lymantriidae invadieron Norteamérica. La polilla gitana *Lymantria dispar* (L.) fue llevada a los Estados Unidos desde Europa cerca de 1869, por un entomólogo principiante con deseos de criar esta especie para obtener gusanos de seda nativa que beneficiaran una industria de seda local; el insecto escapó. La polilla de cola café *Nygmia phaeorrhoea* (Donovan), otra especie europea, invadió Massachusetts por sí misma cerca de 1897. Ambas causaron defoliaciones extensivas en árboles deciduos pero la polilla de cola café también fue un peligro para la salud pública, debido a las irritaciones de la piel y de pulmón (capaces de causar la muerte) al contacto con sus pelos. Un proyecto combinado que tenía como objetivo ambas especies fue desarrollado por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos desde 1905 a 1911 (con trabajo posterior adicional). Éste fue un proyecto muy grande con extenso financiamiento y muchos científicos. El trabajo fue conducido en Europa, Rusia y Japón. Ya que las plagas tenían grandes rangos nativos de distribución y que no fue aparente que cualquier agente individual o grupo pequeño de especies controlarían la plaga en esas áreas, se tomó la decisión de introducir una larga lista de especies – esencialmente cualquier especie no hiperparasítica encontrada asociada con las plagas en los muestreos que pudiesen ser obtenidos en suficientes cantidades para propagarse. Se liberaron de unas 40 a 80 especies de parasitoides (los conteos varían) contra la polilla gitana así como algunas especies de insectos depredadores. De estos parasitoides, al menos 10 se establecieron y seis llegaron a ser comunes. Aproximadamente 20 especies de parasitoides fueron liberados contra la polilla de cola café y 8 se establecieron. Estas especies proporcionaron, cuando mucho, un control parcial de la polilla gitana (Waters *et al.*, 1976; Dahlstein y Mills, 1999) pero lograron un control completo de la polilla de cola café (Waters *et al.*, 1976). Subsecuentemente, el hongo exótico *Entomophaga maimaiga* Humber, Shimazu & R. S. Soper, completó el control biológico de la polilla gitana (Webb *et al.*, 1999), al menos en Nueva Inglaterra, donde no han ocurrido explosiones de población significativas desde principios de 1980s. El taquinido *Compsilura concinnata* (Meigen) probó ser un parasitoide importante, tanto de la polilla gitana (Liebhold y Elkinton, 1989; Gould *et al.*, 1990) como de la polilla de cola café.

Sin embargo, *Compsilura concinnata* (Figura 16-3), un parasitoide generalista de larvas de Lepidoptera, también ha llegado a ser un factor principal de mortalidad para algunas de las polillas de gusanos de seda nativos más grandes y coloridos de Norteamérica. En el momento de su introducción se supo que atacaba muchas especies hospederas, pero los insectos nativos no fueron considerados importantes y la misión era proteger los árboles de la deforestación. Antes de los 13 años desde la introducción de esta especie



**Figura 16-3.** La mosca taquínida *Compsilura concinnata* (Meigen) es un parasitoide polífago que causa altos niveles de mortalidad en otros insectos como la polilla gigante del gusano de seda. (Fotografía cortesía de Michael Thomas)

en 1906, algunos entomólogos se preocuparon por el ataque excesivo de *C. concinnata* sobre los hermosos y grandes gusanos de seda nativos (Culver, 1919). Sin embargo, el amplio rango de hospederos de la mosca fue visto por otros como deseable, permitiéndole mantener altos números aún cuando las cantidades de polilla gitana fueran bajas. Las liberaciones de *C. concinnata* continuaron en nuevas partes de los Estados Unidos hasta 1986, a pesar de la preocupación por sus efectos, la cual posteriormente se demostró que estaba bien fundada (Boettner *et al.*, 2000).

Este proyecto ilustra que en la parte técnica, el control biológico logro un progreso rápido en áreas tales como la taxonomía, biología y cría de parasitoides. Por el contrario, también muestra que las ideas concernientes a la dinámica de poblaciones junto con el control biológico clásico y la seguridad de otras especies, estaban todavía en su infancia.



La suposición, por ejemplo, de que pudiese ser necesario introducir un número muy grande de especies de parasitoides encontrados asociados con la plaga en su rango nativo no estaba justificada. Existen ahora muchos ejemplos donde el control de insectos invasores ha sido aumentado por sólo una o dos especies especializadas. El proyecto también ilustra que los valores sociales (las plantas son buenas, los insectos no son importantes) influyen en las decisiones de las introducciones para el control biológico. Específicamente, la naturaleza polífaga de *C. concinnata* era conocida en el momento de su primera liberación, pero este hecho no fue considerado un detrimento con el que es reconocido actualmente.

## UNA CIENCIA EN DESARROLLO COMETE ALGUNOS ERRORES (1920-1970)

Los gobiernos nacionales hicieron valer su autoridad reguladora sobre las importaciones de insectos benéficos en ese período, con proyectos llevados a cabo por científicos del gobierno o por quienes trabajaban para asociaciones de productores agrícolas, mientras el gobierno vigilaba la importación. El estudio de la biología de los enemigos naturales llegó a ser la base para la selección de los agentes de control. Los estándares y metas, particularmente para definir los resultados deseados, continuaron evolucionando. La sociedad estuvo claramente “centrada en las plantas” a principios de la era tanto que la protección de plantas (de cultivos, bosques y, a veces, una planta sin valor económico) era la meta. El daño a plantas nativas *per se* no tuvo atención social y fue considerada aceptable, aunque esto cambió al final del período. En contraste, no se asumió el mismo cuidado para los insectos nativos hasta los 1990s, cerca de 25 años después de este período. La capacidad técnica para pronosticar los rangos de hospederos de los agentes de control biológico de malezas también empezó a ser desarrollado durante este tiempo. Debido a un rezago en la conciencia social, este período fue tanto una era en que el control biológico era visto como una tecnología completamente “verde” (aunque el término no fue usado en ese período) mientras que, al mismo tiempo, se realizaban estudios de campo que demostraban el daño de proyectos anteriores.

En esta sección se analizan algunos proyectos de control biológico que han sido ampliamente discutidos como ejemplos de impacto en otros organismos por el control biológico clásico: (1) el control de la polilla del cocotero en Fiji (la cual ha sido representada como uno de los principales éxitos contra un invasor o como la extinción de una especie nativa), (2) la liberación de un caracol depredador altamente dañino en islas del Pacífico, (3) la liberación de taquínidos en Hawaii para el control de la chinche apestosa, (4) un insecto que se alimenta de cardos, *Rhinocyllus conicus* (Frölich) y que ha atacado a los cardos nativos, y (5) la polilla de los cactus *Cactoblastis cactorum* (Bergroth), la cual fue liberada imprudentemente en el Caribe, sin consideración del probable impacto sobre otras especies de cactus, muchos de los cuales ya eran conocidos como sus hospederos.

## 1925: POLILLA DEL COCOTERO EN FIJI – ¿EXTINCIÓN DE UNA ESPECIE NATIVA O CONTROL DE UN INVASOR?

En 1924, la defoliación de los cocoteros en Fiji fue muy fuerte, y la economía y el cultivo estaban en riesgo de colapso en la isla. La causa de la defoliación era la alimentación por las larvas de una pequeña polilla azul, *Levuana iridescens* Bethune-Baker (*Zygaenidae*) (Figura 16-4), la cual había sido registrada por primera vez en 1877. Debido a la carencia de cualquier registro anterior de daño y por otras razones, se pensó que la polilla era una especie invasora cuando se intentó su control biológico (Tothill *et al.*, 1930). La investigación para determinar su origen, el que se suponía que estaba en la poco explorada



**Figura 16-4.** La polilla del cocotero (*Levuana iridescens* Bethune-Baker) fue una plaga devastadora de los cocoteros en Fiji que fue exitosamente controlada por la introducción del taquínido *Bessa remota* (Aldrich). (Fotografía cortesía de M. Hoddle.)

isla-continente de Nueva Guinea, no tuvo éxito y eventualmente una mosca taquínida, *Bessa remota* (Aldrich), fue colectada de una plaga relacionada en cocotero, el zygaénido *Artona catoxantha* Hampson. Este zygaénido fue encontrado minando las hojas del cocotero en Batu Gajah, Estados Federados de Malaya, donde estaba parasitada fuertemente. La mosca taquínida fue llevada a Fiji, criada y liberada, causando altas tasas de mortalidad de la plaga, la cual más adelante llegó a ser extremadamente escasa o llegó al punto de desaparecer.

La desaparición de esta polilla fue interpretada por Robinson (1975), indicando que esta especie se extinguió en Fiji. Además, la especie fue identificada por Robinson como una especie nativa, a pesar de los argumentos de Tothill que indicaban lo contrario. Howarth (1991) repitió esta afirmación como una indicación de una extinción en islas, causada por la introducción del control

biológico. Pero esta interpretación presenta algunos problemas (Kuris, 2003; Hoddle, 2006).

Existen argumentos iniciales de que la polilla del cocotero no era nativa sino una invasora en Fiji, al basarse en (1) la ausencia de cualquier registro de defoliación en cocotero antes de 1877, (2) la dispersión observada de la polilla dentro del grupo de Fiji, lo cual podría no estar pasando si fuera nativa, a menos que su planta hospedera estuviera siendo plantada en nuevos lugares, y (3) la aparente ausencia de parasitismo. Asumiendo que fuera una invasora, la polilla del cocotero presumiblemente existió en el resto del sureste de Asia y todavía puede existir, aunque sus niveles han sido muy bajos como para ser detectada. Segundo, hay razón para creer que aún en Fiji, la polilla del cocotero está presente aunque a niveles extremadamente bajos. En lugar de ser llevada a la extinción en 1929 como fue afirmado por Howarth (1991), la especie fue registrada en 1941 (Sands, 1997) y en 1956 (Paine, 1994), aunque ciertamente es extremadamente escasa si es que todavía está presente. La carencia de subsecuentes reportes puede ser debida a una confusión con otra plaga del cocotero que causó daños similares o a la salida de los entomólogos británicos después de la independencia de Fiji. Actualmente, un entomólogo (Hoddle) está intentando recolectar la polilla *Levuana* en Fiji. Otra consecuencia de este proyecto que parece representar más claramente el daño no intencionado a otros insectos nativos,

es la aparente desaparición en Fiji (pero no globalmente) del zygaénido *Heteropan dolens* Druce (Robinson, 1975).

### 1950s-1980s: CARACOLES DEPREDADORES EN EL PACÍFICO

El caracol africano herbívoro gigante *Achatina fulica* Bowditch fue deliberadamente dispersado, por ser comestible, en muchas islas del Pacífico durante el siglo XX. Esta especie ha llegado a ser una plaga en jardines en varios lugares, creando una demanda para su control. En respuesta, el caracol depredador *Euglandia rosea* (Ferrusac) (Figura 16-5) fue introducido desde Florida (Estados Unidos) hacia Hawái (y sustancialmente de ahí a otra áreas) como un depredador de *A. fulica*. *Euglandia rosea* es un caracol depredador generalista que localiza a su presa al seguir los hilos de baba de los caracoles (Clifford *et al.*, 2003). Puede consumir a *A. fulica* pero prefiere como presas a especies más pequeñas (Cook, 1989). Los caracoles terrestres, como *Achatinella* spp. en Hawái y *Partula* en Moorea, han tenido radiación de especies y son ejemplos clásicos de la evolución en islas. Por tanto, su conservación y su valor científico es muy alto. El rango de presas de *E. rosea* no fue estudiado antes de su introducción a estas islas, pero subsecuentemente se ha encontrado que es bastante amplio. Muchas especies de caracoles nativos declinaron drásticamente o se extinguieron después



**Figura 16-5.** El caracol depredador *Euglandia rosea* (Ferrusac). (Fotografía cortesía de Ken Hayes, University of Hawaii.)

de su introducción (p. ej., *Partula* spp. en Moorea, Murray *et al.*, 1988; *Achatinella mustelina* en Oahu, Hawái, Hadfield y Shank Mountain, 1981; Hadfield *et al.*, 1993; así como también algunos caracoles acuáticos, Kinzie, 1992). A pesar de la poca evidencia que *E. rosea* fuese un depredador efectivo de la plaga y de las advertencias de los biólogos de que este caracol podía afectar a los caracoles nativos, las introducciones de *E. rosea* hacia nuevos lugares continuaron (Civeyrel y Simberloff, 1996; Cowie, 2001). En las Islas de la Sociedad, de 61 especies de caracoles de árbol endémicos originales sólo quedan cinco (Coote y Loève, 2003). Aunque varios factores han contribuido a la pérdida de estos caracoles nativos, la depredación por *E. rosea* es la razón dominante.

El porqué de esta introducción es desconcertante. La necesidad era bastante limitada. El recurso de conservación potencialmente en riesgo era bastante obvio. La evidencia de que el depredador fuera eficiente era escasa. La inercia parece ser la respuesta más obvia, junto con un nivel bastante bajo del conocimiento biológico usado realmente en la decisión de efectuar este proceso en varios lugares. Los oficiales de agricultura locales parecen haber estado de acuerdo con las introducciones por razones agrícolas, sin consultar a los biólogos conservacionistas. La conciencia de los riesgos y de la inutilidad de este enfoque parece haberse incrementado. Un folleto de 1998 de la Comisión del Pacífico Sur recomendaba estar en contra de cualquier liberación posterior. CABI BioScience fue consultada cuando Samoa del Oeste buscaba ayuda en los 1990s desde la FAO con su problema de *A. fulica*. CABI se opuso a la introducción de *E. rosea* a las islas. Este caso ilustra que la nueva información acerca de la efectividad y los riesgos de proyectos de control biológico anteriores no siempre llega a quienes toman las decisiones locales a tiempo. Más bien, algunas unidades políticas con poder para tomar estas decisiones pueden estar en desventaja por la carencia de gente calificada para juzgar dichos asuntos. Tales funcionarios pueden aceptar recomendaciones simplistas o simplemente imitar lo que otras entidades regionales ya han hecho.

### 1962-1963: PARASITOIDES DE *NEZARA VIRIDULA* EN HAWAII

La plaga de la chinche apestosa *Nezara viridula* L., de origen mediterráneo o de Etiopia, invadió Hawaii en 1961. Esta especie es una plaga principal de muchas frutas, nueces y hortalizas (Waterhouse y Norris, 1987). En un intento para disminuir su densidad, los parasitoides de ninfas/adultos *Trichopoda pilipes* (F.) (Diptera: Tachinidae) y algunas poblaciones o especies bajo el nombre de *Trissolcus basalis* Woolaston (Hymenoptera: Scelionidae), un parasitoide de huevecillos, fueron liberados y llegaron a establecerse (Davis, 1964). El escutelérido nativo herbívoro *Coleotichus blackburniae* White (la chinche koa) y algunas especies de chinches pentatómidas depredadoras (*Oechalia* spp.) han declinado en abundancia desde entonces (F. Howarth, com. pers.). *Coleotichus blackburniae* fue conocida por estar disponible fisiológicamente como hospedera para ambos parasitoides (Davis, 1964) y fue usada como un hospedero sustituto para la cría del taquínido. Los huevecillos de *T. pilipes* se han detectado sobre especímenes de chinches koa en las colecciones de museos locales (Follett *et al.*, 2000).

Un estudio retrospectivo (Johnson *et al.*, 2005) fue efectuado para determinar si esos parasitoides atacaban a la chinche koa en tasas suficientemente altas como para reducir sus poblaciones. El trabajo en 24 sitios (la mayoría en la isla grande de Hawaii) encontró que el parasitismo de huevecillos por *T. basalis* fue bajo y que estuvo confinado a elevaciones debajo de 500 msnm y sólo en una planta introducida (*Acacia confusa* Merrill). La tasa de parasitismo más alta fue de 26%, pero se presentó solamente en un sitio, mientras que nueve sitios no mostraron parasitismo por *T. basalis* y tres sitios estuvieron en el rango de 3-9%. En contraste, la depredación de huevecillos por una araña invasora fue alta (34% en promedio, rango de 4-88%). El parasitismo del taquínido en las chinches koa adultas fue de casi cero en 21 de 24 sitios, pero se incrementó significativamente en tres sitios con



altas densidades de la chinche koa, alcanzando 70% en las hembras y 50% en las ninfas de quinto estadio.

¿Esos datos indican alto impacto o bajo impacto? Algunos han sugerido que la dinámica de la chinche y la mosca, ambas especies altamente dispersas, es tal que las poblaciones de la chinche escapan al parasitismo durante un tiempo pero eventualmente son altamente afectadas a nivel local, cuando las colonias son descubiertas eventualmente por la mosca (F. Howarth, com. pers.). Si es así, esto demuestra la dificultad de reconstruir una interacción cuando la condición de otras especies, antes de la introducción, no pueden ya ser observadas.

¿Qué otras lecciones pueden aprenderse de esos resultados? Primera, los parasitoides fueron liberados en una área sensible (una isla oceánica con altos niveles de endemismo) sin ninguna consideración del impacto sobre los insectos nativos, lo cual probablemente parece ocurrir. Esto podría ser inaceptable en la actualidad. También, en este sistema, las especies de insectos necesitan de la conducción de pruebas del rango de hospederos que fueran taxonómicamente bien conocidos y que estuvieran fácilmente disponibles. Esto podría haber hecho relativamente fácil la prueba del rango de hospederos. Finalmente, y más importante, puntualiza directamente en el aspecto del nivel de protección que deberían recibir otros invertebrados que no se van a controlar. Legalmente, no existe una guía sobre este último punto en la mayoría de los lugares, aún actualmente.

## 1968-1969: *RHINOCYLLUS CONICUS* PARA EL ONTROL DEL CARDO EN NORTEAMÉRICA

El picudo *R. conicus* (Figura 16-6) fue introducido desde Francia a Norteamérica durante 1968-1969, para el control del cardo invasor *Carduus nutans* L. (un complejo de especies) (Julien y Griffiths, 1998; Gassmann and Kok, 2002). El cardo había sido reportado en los Estados Unidos desde 1953 en Pennsylvania pero se dispersó rápidamente y se establecieron infestaciones dañinas en más de 42 estados por los 1970s.

No existen cardos norteamericanos nativos en el género *Carduus*, pero hay algunos géneros norteamericanos en la misma subtribu, la Carduinae, específicamente *Cirsium*, del cual Norteamérica tiene cerca de 100 especies nativas. Existen reportes de hospederas de campo en Europa para *R. conicus* que muestran que las especies de cu-



Figura 16-6. El picudo *Rhinocyllus conicus* (Frölich) que se alimenta de los capítulos del cardo ha controlado al cardo que es maleza pero ha dañado las poblaciones de otros cardos. (Fotografía cortesía de Loke Kok, www.forestryimages.org, UGA05800019).



atro géneros en Carduinae son usados como hospederas (*Carduus*, *Cirsium*, *Sylibum* y *Onopordum*). La prueba de rango de hospederos para esta especie estuvo basada en la discriminación de cultivos agrícolas (como las alcachofas), especies hortícolas y algunos cardos europeos, incluyendo especies de *Cirsium* (Zwölfer y Harris, 1984). Ya que las especies hortícolas o de cultivos no fueron atacadas y que el uso potencial por el agente de control en los cardos nativos norteamericanos fue estimada como poco probable o sin importancia (todos los cardos son considerados malezas), la liberación fue aprobada. La maleza problema fue exitosamente controlada (Gassmann y Kok, 2002; Roduner *et al.*, 2003). Sin embargo, se ha observado la alimentación larval en cápsulas de semillas de más de 20 cardos nativos (Turner *et al.*, 1987; Louda *et al.*, 1997). El impacto de *R. conicus* sobre una de estas especies ha sido estudiado en detalle (Louda, 1998). Se demostró que la pérdida de semillas afecta las poblaciones del cardo Platte (*Cirsium canescens* Nuttall), la cual está limitada en semillas (Louda y Potvin, 1995; Rose *et al.*, 2005).

Este caso deja dos lecciones. Primera, la selección inicial del agente falló (en las perspectivas sociales actuales) porque estuvo basada en el juicio social de que los cardos nativos no era un recurso merecedor de protección. Era bastante claro con los datos disponibles en el momento de la introducción que los cardos nativos podrían ser atacados, pero esta información fue ignorada por los científicos. Los valores sociales con relación a las plantas nativas han cambiado desde los años 1960s. Ahora generalmente se sostiene que todas las plantas nativas ameritan protección, no sólo las especies importantes económicamente. En este sentido, este proyecto refleja las actitudes que ya no existen en muchos países ni entre la mayoría de los científicos que trabajan en el control biológico de malezas.

La segunda es que este caso da lugar a un punto importante acerca de la interpretación de la prueba del rango de hospederos. Los primeros asesores del rango de hospederos encontraron que este picudo mostró una preferencia por la maleza a controlar y predijeron que esta preferencia podría limitar su impacto sobre otras especies. Éste no fue el caso, ya que ocurrió un ataque significativo en algunos cardos nativos. Al principio se presumió que fue debido a un cambio en la preferencia de hospederas. Sin embargo, una re-evaluación del rango de hospederas que usó insectos del cardo Platte, encontró que las preferencias del picudo no habían cambiado (Arnett y Louda, 2002) sino más bien que los resultados de campo fueron causados por los picudos que encontraban a este cardo de bajo rango entre las hospederas, en ausencia de su hospederero preferido.

## 1957: *CACTOBLASTIS CACTORUM* EN EL CARIBE

Los cactus han sido trasladados hacia fuera de sus rangos nativos en América hasta áreas secas alrededor del mundo. En Australia y Sudáfrica, especies de *Opuntia*, como *Opuntia stricta* Haworth y otras, han llegado a ser invasoras en áreas silvestres. En algunas zonas, densos parches de cactus se dispersaron en millones de acres, eliminando su utilidad económica y reduciendo su valor ecológico. En Australia, una comisión del gobierno fue creada en los años 1920s para buscar una solución de control biológico para una infestación de unos 50 millones de acres por *O. stricta*. Los muestreos de los herbívoros asociados con el cacto en su rango nativo (Argentina), permitieron la identificación de más de 50 especies. La larva de una de ellas, la polilla pirálida *C. cactorum* (Figura 16-7),



**Figure 16-7.** Larva de *Cactoblastis cactorum* (Bergroth). (Fotografía cortesía de Ted Center, USDA-ARS.)

logró un control considerable y rápido después de su introducción en Australia. La alimentación larval causó aperturas en las pencas para una enfermedad bacteriana que causó que las plantas murieran en pocos años (Dodd, 1940). Esta introducción es reconocida generalmente como una de las más valiosas y seguras, entre los proyectos de control biológico de malezas.

Sin embargo, en 1957, en otro proyecto, esta polilla fue introducida por Nevis, en el Caribe (con subsiguientes introducciones en 1960 a Montserrat y Antigua), en respuesta a las infestaciones de cactus *Opuntia* nativos en pastizales, las que se han desarrollado como resul-

tado del sobrepastoreo (Simmonds y Bennett, 1966). Algunas décadas después, *C. cactorum* invadió Florida y después se dispersó hacia el norte a lo largo de la costa (Johnson y Stiling, 1998). En Florida, la especie en peligro *Consolea* (anteriormente *Opuntia*) *corallicola* Small está siendo atacada (Stiling *et al.*, 2004). Una amenaza más grande es el potencial de ataque sobre la flora mucho más grande de *Opuntia* en México (Zimmermann *et al.*, 2001), donde algunas especies son también importantes económicamente. Lejos del éxito, el uso de *C. cactorum* ha probado ser una vergüenza y un potencial desastre económico y ecológico, todo por intentar una solución fácil a un problema menor que muy seguramente podría haber sido corregido con menores tasas de pastoreo y con aplicaciones de herbicidas en los sitios con cactus plaga.

En ninguna de esas introducciones, el rango de hospederas de la polilla fue evaluado específicamente, pero se entendió en ese momento que la polilla se alimentaba ampliamente de muchas especies de nopales. Para Australia, ésta fue información suficiente para demostrar la seguridad para las plantas nativas porque no hay cactus nativos en Australia. Cualquier población de cactus en Australia sería una especie exótica plantada como ornamental o un descendiente silvestre de tales plantas. Además, las plantas nativas de Australia no estaban en riesgo. Sin embargo, este no fue el caso para las introducciones en el Caribe. Era exactamente lo opuesto: los límites del Caribe en el corazón de la distribución nativa de literalmente cientos de especies de *Opuntia*. En ese contexto, la seguridad de *C. cactorum* podría requerir una prueba extensiva de las especies nativas porque podría haberse asumido que la polilla podría eventualmente dispersarse a través de las islas, a Florida y hacia México, y podría sólo ser segura si fuera específica de una especie (la cual no es). En efecto, la introducción fue hecha con el propósito de controlar algunos cactus nativos, a pesar del hecho de que muchas especies de *Opuntia* son desarrolladas como cultivos en México (como pencas comestibles y como plantas hospederas de insectos como la cochinilla del nopal, usada como material para pigmentos). En una prueba parcial de rango de hospederas efectuada después (usando especies de Florida), se encontró que *C. cactorum*

aceptaba todas las especies probadas de *Opuntia* para oviposición y para alimentación larval (Johnson y Stiling, 1996). El contraste entre estos programas ilustra que el grado de conocimiento acerca del rango de hospederos de un organismo, necesario para asegurar su seguridad, es dependiente de la geografía.

## PERSPECTIVAS MÁS AMPLIAS (1970-1990)

El control biológico fue visto inicialmente, durante este período, como una tecnología verde que permitió la reducción del uso de plaguicidas. Pero, a finales del período, el interés sobre los plaguicidas ha disminuído (debido a la cancelación por ley de los materiales más dañinos y al desarrollo de productos más seguros) mientras que el interés sobre los efectos del control biológico clásico en otros organismos se incrementó significativamente. Esto fue debido a la nueva información generada del estudio de proyectos antiguos y al impulso que las nuevas ideas ganan frecuentemente en la ciencia. Se desarrolló un conocimiento más detallado del impacto durante este período sobre las especies nativas de algunas liberaciones de enemigos naturales en el pasado, a través de la investigación sobre sistemas selectos donde se sospechaba impacto. Aquí se discuten los casos de (1) dos coccinélidos cuya introducción incrementó el interés sobre los efectos en otros organismos a través de la competencia, uno de los cuales ha llegado a ser por sí mismo una plaga de importancia menor, (2) dos parasitoides de picudos que tienen diferente amplitud del rango de hospederas, predichos en forma adecuada por pruebas de laboratorio, y (3) dos proyectos recientes de control biológico de malezas que reflejan el alto nivel de cuidado que actualmente tienen los proyectos para asegurar la ausencia de impacto indirecto y de impacto trófico.

### ¿LIBERADOS EN 1957-58 O INVADIERON EN 1973/1988? CONFUSIÓN CONTINUA CON LOS COCCINÉLIDOS

Como agentes del control biológico clásico, las especies de coccinélidos varían desde las muy efectivas hasta las que no tienen utilidad. Especies altamente específicas como *R. cardinalis* contra la escama acojinada algodonosa, frecuentemente controlan a sus presas con un mínimo potencial de efectos indeseables. Sin embargo, la fascinación con los coccinélidos ha motivado a las agencias a involucrarse en introducciones de coccinélidos, en casos donde el grado de especificidad de hospederos fue bajo, la necesidad era vaga en lugar de ser específica y donde los efectos laterales indeseables podrían haber sido anticipados (Strong y Pemberton, 2000). Las introducciones de *H. axyridis* y *C. septempunctata* ilustran algunos de estos aspectos. En cada uno de los casos, la decisión fue tomada en los 1950s (Cs) o en los 1960s (Ha) para introducir las especies, pero la recuperación nunca fue hecha después de las liberaciones, las cuales fueron consideradas como fallidas. Décadas después (1970s para Cs y 1980s para Ha) las especies aparecieron, en ambos casos cerca de una ciudad portuaria. Se infirió que los escarabajos eran invasores espontáneos. El soporte para esta suposición incluyó una distribución geográfica muy limitada cerca de un puerto cuando fue detectada primero, acompañada con el patrón similar de invasión para otras cinco especies de mariquitas que nunca fueron liberadas en el este de los Estados Unidos (Day *et al.*, 1994). Enseguida de las invasiones, estas mariquitas fueron

adoptadas por el USDA y rápidamente se redistribuyeron como agentes de control biológico en muchos lugares, permitiendo que cada una de ellas llegara a estar ampliamente distribuída y a ser dominante en su hábitat (Cs, en praderas y cultivos en surcos, y Ha en huertos y bosques).

*Coccinella septempunctata* fue liberada primero en los Estados Unidos en 1957-1958; a pesar de la liberación de 150,000 escarabajos criados en laboratorio en diez estados y una provincia canadiense, el establecimiento nunca fue detectado (Schaefer *et al.*, 1987). Fue encontrada en New Jersey en 1973, posiblemente había entrado a través de puertos cercanos. Subsecuentemente, esta población fue ampliamente redistribuida como un agente de control biológico (Angalet *et al.*, 1979). La preocupación sobre la presencia de *C. septempunctata* no ha sido la reducción de presas no deseadas, aunque puede existir algún riesgo potencial para los estados inmaduros de mariposas poco comunes (Schellhorn *et al.*, 2005). En su lugar, la preocupación ha sido el potencial de desplazamiento competitivo de los coccinélidos nativos en el mismo gremio de alimentación. Después de su establecimiento, *C. septempunctata* ha llegado a ser la mariquita dominante en varios hábitats de los Estados Unidos y Canadá, incluyendo áreas de cañas *Phragmites* en las costas de New Jersey (Angalet *et al.*, 1979), de alfalfa en el noreste de los Estados Unidos (Day *et al.*, 1994) y Manitoba (Turnock *et al.*, 2003), de huertos de manzana en Virginia del Oeste (Brown y Miller, 1998) y de campos de papa en Maine (Alyokhin y Sewell, 2004).

*Harmonia axyridis* fue detectada en 1988 en Louisiana y se creía que había entrado a través del puerto de Nueva Orleans (Day *et al.*, 1994). Este establecimiento por invasión accidental, siguió a las fallas previas de establecimiento deliberado durante 1978-1981, principalmente en nogales pecaneros en Georgia (Tedders y Schaefer, 1994). Subsecuentemente, *H. axyridis* ha llegado a ser el coccinélido dominante en huertos de nogal pecanero, donde disminuyó la densidad en primavera de dos plagas de áfidos, desde 100 hasta 2 por hoja (Tedders y Schaefer, 1994). Algunos otros insectos plaga han sido reducidos en su abundancia por este depredador (Koch, 2003). La abundancia relativa de las mariquitas nativas en manzanas (Brown y Miller, 1998), cítricos (Michaud, 2002b), y otros cultivos (Colunga-García y Gage, 1998) ha declinado. Aunque la abundancia de las especies nativas en esos cultivos no ha sido de interés, su declinación completa debería serlo. Esto, sin embargo, es difícil de determinar. Además, la presencia de esta mariquita en invierno en las casas del norte en los Estados Unidos y su presencia en racimos de uvas para vino al tiempo de la cosecha (donde afecta el sabor del vino), la ha hecho una plaga menor (Kovach, 2004).

## 1982/1991: MICROCTONUS PARASÍTICOS DE PICUDOS EN NUEVA ZELANDA

La liberación de dos parasitoides de picudos en Nueva Zelanda, ilustra la capacidad de las pruebas del rango de hospederos para reducir el parasitismo no deseado de insectos nativos, por la identificación de las especies con rangos estrechos de hospederos. En este caso, dos parasitoides cercanamente relacionados, *Microctonus aethiopoidea* Loan y *Microctonus hyperodae* Loan, fueron liberados en décadas diferentes y sujetos a diferentes niveles en

la prueba del rango de hospederos. *Microctonus aethiopoidea* fue introducido en Nueva Zelanda en 1982 para el control de *Sitona discoideus* Gyllenhal, el cual se alimenta sobre alfalfa mientras que *M. hyperodae* fue liberado en 1991 contra *Listronotus bonariensis* (Kuschel), el que se alimenta en pastos. Sólo una prueba superficial de rango de hospederos precedió a la liberación de *M. aethiopoidea*, el cual era bien conocido como parasitoide de la plaga. Sin embargo, para *M. hyperodae*, una prueba extensiva mostró que tenía un rango de hospederos bastante estrecho (Goldson *et al.*, 1992). Estas especies han controlado a su plaga (Goldson *et al.*, 1993 para *M. aethiopoidea*) o han mostrado una fuerte probabilidad de hacerlo (McNeill *et al.*, 2002 para *M. hyperodae*).

Los estudios post-liberación demostraron que en el laboratorio *M. aethiopoidea* parasitó 14 de 19 especies ofrecidas (74%) diferentes a la plaga y en el campo atacó al 33% de otros hospederos muestreados. En contraste, en laboratorio *M. hyperodae* parasitó 23% (7/31) de otras especies ofrecidas, pero en el campo atacó sólo un 6% (3/48) de las especies muestreadas (Barratt, 2004). Además, el parasitismo por *M. aethiopoidea* fue detectado en habitats no agrícolas (praderas subalpinas) y el parasitismo sobre otros picudos fue tan alto como el de los picudos plaga (Barratt *et al.*, 1997).

Las lecciones de este caso son que los parasitoides efectivos contra sus plagas pueden ser oligófagos y usar algunas especies de otros insectos nativos como hospederas. La disponibilidad de la prueba más rigurosa del rango de hospederos para ayudar a seleccionar los que tienen un rango de hospederos más estrecho, también es ilustrado por este ejemplo. Finalmente, este caso muestra otra vez que los parasitoides pueden dispersarse fuera de los campos agrícolas e interactuar con especies nativas en otros habitats.

## INSECTOS EN TAMARIX Y MELALEUCA – RESPUESTAS CUIDADOSAS A COMPLICACIONES POTENCIALES

Los proyectos de control biológico de malezas efectuados en los 1990s y en la década siguiente, ilustran los avances de los proyectos actuales para evitar el impacto sobre las especies nativas. Por citar dos, se menciona el trabajo contra los cedros salados en el suroeste de los Estados Unidos y contra la melaleuca en los Everglades de Florida (EU).

Las especies de *Tamarix* son arbustos del desierto eurasiático que fueron introducidos a los Estados Unidos por California a finales del siglo XIX, como plantas ornamentales y para estabilizar las dunas de arena a lo largo de las líneas del ferrocarril. *Tamarix ramosissima* Ledeb. y otras dos especies o híbridos, han llegado a ser altamente invasoras a lo largo de los ríos del desierto y, por la profundidad de sus raíces y la pobre regulación de la pérdida de agua, causaron que descendieran los niveles de los acuíferos subterráneos. Una intensa competencia y suelos más secos transformaron a las áreas ribereñas infestadas con cedros salados, las cuales han llegado a ser habitats pobres o no disponibles para la mayoría de las plantas nativas. Los cedros salados son las principales malezas en el ambiente que infestan los habitats de más alta calidad en los desiertos y dañan las comunidades de plantas nativas sobre extensas áreas. Los cedros salados son también taxonómicamente distantes de las plantas nativas de Norteamérica, haciendo más fácil obtener agentes con el nivel necesario de especifici-



dad de hospedero. Muestreos extensivos en Europa y Asia detectaron una gran grupo de insectos herbívoros asociados con los cedros salados, con especies de al menos 25 géneros de insectos (DeLoach *et al.*, 1996). Al menos 300 especies de insectos son específicas del género. Quince especies fueron probadas para la especificidad del hospedero, en laboratorios en varias partes del rango nativo de distribución y seis especies fueron enviadas al laboratorio de cuarentena en Texas para estudios posteriores. El candidato número uno para la introducción que emergió de este trabajo, fue *Diorhabda elongata deserticola* Chen (Coleoptera: Chrysomelidae), un escarabajo defoliador (Lewis *et al.*, 2003a). En los estudios de especificidad de hospederos con 58 especies de plantas, reveló ser altamente específico de la especie hospedera, *Tamarix* (DeLoach *et al.*, 2003). El género de planta nativa de más interés fue *Frankenia*, pero las larvas de *D. elongata* raramente sobrevivieron (menos del 1.6%) en las especies de este género. Un análisis de riesgo mostró que *D. elongata* podría no amenazar a ninguna de las tres especies de *Frankenia* en los Estados Unidos (Lewis *et al.*, 2003b).

Dos preocupaciones emergieron de este proyecto. La primera fue que una especie introducida de *Tamarix*, *T. aphylla* (L.), tiene valor como ornamental, principalmente en México, y es probablemente usada como una hospedera menor. La segunda fue que los grupos de arbustos invasores de *Tamarix* han sido adoptados como sitios de anidación por una ave en peligro de extinción, el atrapamoscas del sauce del suroeste (*Empidonax traillii extimus*) (Dudley y DeLoach, 2004) porque sus árboles de anidación normal, los álamos de Virginia, han sido desplazados por el cedro salado. Como resultado, el USDA y el US Fish & Wildlife Service entraron en extensas discusiones sobre la importancia de este riesgo potencial y de cómo podría ser mitigado. La conclusión fue que el riesgo era pequeño porque no era probable que todas las plantas de *Tamarix* murieran rápidamente y que entonces debería haber suficiente tiempo para manejar la conversión de la vegetación desde el cedro salado hacia los álamos nativos. Las primeras liberaciones de los crisomélidos fueron hechas en áreas distantes de las áreas conocidas de anidación y los álamos de Virginia fueron replantados donde se necesitaban, adelantándose a la pérdida del *Tamarix* como sitio de anidación. Las liberaciones iniciales de este escarabajo han sido efectuadas y las primeras indicaciones son el acoplamiento microclimático de las poblaciones fuente en las áreas de liberación que serán necesarias para obtener el establecimiento y para promover un impacto alto. Se encontró que las poblaciones de Fukang, China y Chilik, Kazajstán, eran capaces de reproducirse e invernar exitosamente en los sitios al norte de 38°N, pero al sur de ese punto estas poblaciones entraron prematuramente en diapausa y fallaron en su establecimiento (Lewis *et al.*, 2003a). Nuevas poblaciones de Creta están siendo consideradas para esas áreas.

El árbol de corteza de papel *Melaleuca quinquenervia* (Cavier) Blake es un árbol forestal de los pantanos australianos que se ha plantado como ornamental en Florida (EU). Invadió los Everglades cerca de 1900 y para los 1980s representaba una severa amenaza a este ecosistema. Un proyecto de recuperación que integra herbicidas foliares, corte de tallos, herbicidas en tocones (para quitar rápidamente las plantas más grandes) y liberaciones de agentes de control biológico (para reducir la producción de semilla y disminuir la sobrevivencia de plantas en los semilleros) está en proceso (Ray-

amajhi *et al.*, 2002). Diez agentes han sido evaluados en Australia, de los cuales cinco han sido introducidos a la cuarentena en los Estados Unidos para estudios posteriores. De éstos, tres han sido aprobados y liberados: el picudo *Oxyops vitiosa* Pascoe, el psílido *Boreioglycaspis melaleucae* Moore y la mosca formadora de agallas *Fergusonina turneri* Taylor. La herbivoría por el picudo causa la muerte de las puntas del follaje y también afecta la traslocación de fotosintetizados, con lo que los árboles defoliados reducen drásticamente la producción de semillas y de flores (Pratt *et al.* 2005). Además, el picudo, especialmente en conjunto con un hongo (roya) que invadió en forma natural (*Puccinia psidii* G. Wint.), inhibe el desarrollo de insectos chupadores en los tocones (Rayamajhi, com. pers.). El psílido disminuye el desarrollo y la sobrevivencia de las plántulas, reduce la capacidad fotosintética de las hojas y causa que las hojas se caigan prematuramente (Franks *et al.*, 2006; Morath *et al.*, en prensa). Un estudio de jardín común ha demostrado que las plántulas protegidas de tal herbivoría, usando un insecticida sistémico, se desarrollan rápidamente y las flores son prolíficas, mientras que las que no están protegidas difícilmente crecen y casi no producen flores (Tipping, com. pers.). Las densidades del árbol en sitios maduros en Florida han sido reducidas en un 85%, la mayor parte debido a la pérdida de los árboles más pequeños, suprimidos bajo el dosel. La cobertura del follaje también ha sido reducida cerca del 70%, lo cual ha permitido que la luz penetre al piso del bosque y que las especies nativas se restablezcan (Rayamajhi, com. pers.). Las agencias de manejo ahora tienen más tiempo para quitar las plantas existentes porque los otros tratamientos son menos necesarios. Además, es menos probable que las áreas aclareadas sean reinfestadas desde los grupos de árboles de melaleuca sin manejo que están en los alrededores (Center, obs. pers.).

Otro agente considerado para usarse contra melaleuca ilustra el tipo de cuidado que actualmente se está usando en los proyectos de control biológico: la mosca sierra que defolia la melaleuca (*Lophyrotoma zonalis* Gagné), es un agente altamente destructivo que fue de interés porque para empupar la larva hace un túnel debajo de la corteza de papel del árbol. Entonces, éste era un candidato excelente para áreas más húmedas donde los agentes que pupan en el suelo podrían no sobrevivir. Se encontró que este insecto era extremadamente específico del hospedero, con sus larvas desarrollándose solamente en tres especies de cepillos de botella (*Callistemon*) cercanamente relacionados a la maleza en cuestión (Buckingham, 2001). Sin embargo, su introducción fue impulsada por científicos del proyecto, quienes reconocieron durante el programa de pruebas que existían octapéptidos tóxicos (lophyrotomina y pergidina) en las larvas de esta especie (Burrows y Balciunas, 1997; Oelrichs *et al.*, 1999). El consumo de grandes cantidades de una mosca sierra emparentada ha causado la muerte del ganado en Australia (Dadswell *et al.*, 1985), por lo que la prueba de toxicidad fue iniciada para determinar si esos péptidos serían un riesgo para los animales domésticos o para la vida silvestre (Buckingham, 1998). Investigadores cooperadores del Laboratorio de Investigación de Plantas Venenosas del USDA-ARS en Logan, Utah, forzaron ratones a comer larvas secas congeladas, los cuales no sufrieron ningún efecto por enfermedad. Larvas y prepupas grandes fueron también ofrecidas a mirlos de alas rojas (*Agelaius phoeniceus*), en el USDA-APHIS Denver Research Laboratory en Gainesville, Florida. La mayoría de las aves rechazaron las larvas pero dos las comieron

y posteriormente las regurgitaron, sin efectos adversos posteriores. Las larvas entonces fueron congeladas y secadas, y se adicionaron a una dieta seca. Las aves comieron la dieta corregida sin daño alguno. Entonces, parece ser que los riesgos al ganado o la vida silvestre serían mínimos y el rango de hospederos fue claramente aceptable.

Sin embargo, los científicos del proyecto estaban preocupados por los posibles riesgos para las aves migratorias. Florida está en la ruta de vuelo del Atlántico, una ruta migratoria importante en Norteamérica. Las aves que aterrizan a menudo están hambrientas, después de largos vuelos desde Centro o Suramérica. Es probable que mientras estén en esas condiciones, después de encontrar masas de moscas sierra se hartan de ellas e ingieran una dosis tóxica de octapéptidos, a los cuales podrían no soportar en su frágil estado. Además, poco se sabe de los efectos potenciales sobre otros depredadores insectívoros, como las ranas y las lagartijas, o cómo podrían acumularse estas toxinas en la red alimenticia. Por tanto, los científicos independientemente decidieron buscar otros agentes y no arriesgar la liberación de la mosca sierra, a pesar de la opinión positiva del Grupo Asesor Técnico y de la pérdida de algunos años de investigación (Center, pers. com.). Esos ejemplos ilustran los proyectos que en la actualidad conducen biólogos responsables que intentan prevenir tanto los efectos tróficos convencionales como los efectos indirectos que podrían causar los agentes de control a otras especies.

## PRÁCTICAS E INTERESES ACTUALES

Aquí se resumen y describen las tendencias generales sobre otros organismos que no se desea controlar. Interesa conocer si se están incrementando, si son estables o si están decreciendo las plantas y los insectos por controlar. ¿Esta la información nueva sobre viejos proyectos afectando nuestro concepto de nivel de riesgo, y si este es el caso, estamos exagerando el grado de riesgo? ¿sera que el miedo al impacto potencial sobre otros organismos por los agentes de control biológico aumenta el impacto de las especies invasoras al retrasar o eliminar nuevos proyectos? ¿Cuáles son los estándares nacionales o internacionales para valorar el riesgo de las introducciones de enemigos naturales? ¿Está realmente resuelto el problema de los plaguicidas -uno de los programas originales para promover el uso del control biológico – o tiene todavía importantes impactos que hacen deseables las reducciones en el uso de plaguicidas? ¿Es el control biológico verdaderamente una tecnología “verde” y pueden los grupos de control biológico y de conservación desarrollar un mejor entendimiento mutuo para aumentar su causa común de reducir el impacto de las especies invasoras?

## RECONOCIMIENTO Y FRECUENCIA DE LOS IMPACTOS SOBRE OTROS

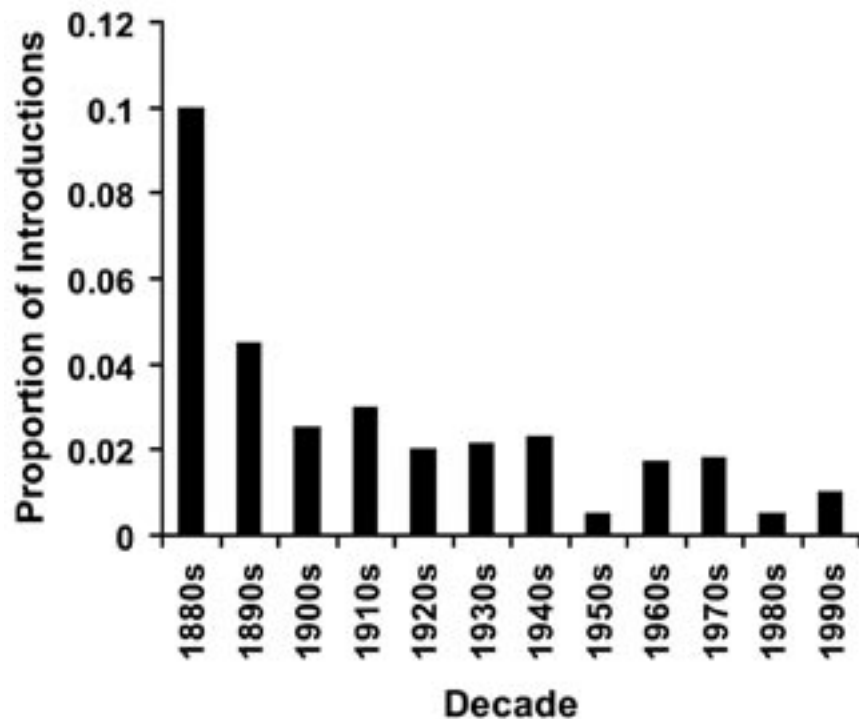
### ORGANISMOS

El reconocimiento del impacto del control biológico clásico en otros organismos se desarrolló en dos pasos: (1) “¿podría pasar?” y (2) “¿podría suceder?”. El que algunos impactos probablemente ocurrieran es sabido desde hace tiempo pero, en muchos casos, al menos para el control biológico de insectos, el ataque por parasitoides o depredadores sobre las especies nativas como hospederos alternantes fue considerado como una característica

deseable más que un inconveniente. Se sabía que algunos parasitoides de la polilla gitana (*L. dispar*), como el taquinido *C. concinnata*, eran polívoros desde antes de su introducción, pero esto no fue visto como una razón para abandonar su liberación ya que la meta era proteger los árboles, no los insectos. Similarmente, el hecho que el picudo *R. conicus* probablemente se alimentara sobre cardos nativos fue anticipado y además documentado por otros mucho antes del trabajo detallado de Louda con las poblaciones del cardo Platte, pero no fue una preocupación porque los cardos fueron agrupados indiscriminadamente como malezas.

Las preocupaciones de los impactos indeseables sobre las plantas se desarrollaron antes que las de los impactos sobre los insectos nativos. Las primeras revisiones (p. ej., Harris, 1988, 1990) acentuaron que los agentes de control biológico de malezas no causaron extinciones de las plantas y sin duda sólo ocasionalmente se alimentaban en otras plantas. Un desarrollo crítico en el pensamiento sobre este tópico fue la revisión de Howarth (1991) que enfocó la atención sobre el potencial de daño a otras especies por los agentes de control biológico clásico (tanto de malezas como de insectos plaga). Los años 1990s permitieron que se incrementara la investigación sobre los casos seleccionados y la escritura de artículos de revisión sobre el tópico (p. ej., Cruttwell-McFadyen, 1998; Pemberton, 2000; Louda *et al.*, 2003a). Pemberton (2000) analizó el impacto de los agentes de control biológico de malezas en los Estados Unidos (incluyendo Hawái) y el Caribe. Para 111 (de 112) insectos, 3 hongos, 1 ácaro y 1 nemátodo que fueron exitosamente establecidos, la única planta no maleza de la que se alimentaron fue del mismo género que la maleza a controlar u otras especies que habían sido atacadas en las pruebas del rango de hospederas (y entonces previstas de estar en el rango de hospederas). Sólo 1 de estos 117 agentes atacó una planta que no era congénica con la maleza problema o con plantas aceptadas en la prueba del rango de hospederas. Esto implica que el ataque directo sobre las plantas por los agentes de control biológico de malezas es muy predecible, usando los métodos actuales de discriminación del rango de hospederas. Esto implica que en casos como el cedro salado y la melaleuca, en los cuales no hay plantas nativas del mismo género en el país receptor, las prácticas actuales identificarán correctamente cualquier otra planta que esté en riesgo de ser atacada. Casos en los que existen las plantas nativas en el mismo género de la maleza problema, requerirán de una evaluación más extensiva de los riesgos potenciales para sus congéneres nativos, antes de que los agentes puedan ser liberados. Casos como *R. conicus* (p. ej., Louda *et al.*, 2003a, b) no indican que los métodos de predicción sean fallidos, sino más bien que sus predicciones no fueron tomadas en serio.

Con respecto a los proyectos de control biológico de insectos, el proceso está menos avanzado. Sin embargo, las revisiones (Lynch y Thomas, 2000; van Lenteren *et al.*, 2006a) han encontrado que la tasa de impactos con consecuencias importantes en los niveles de población, basada en evidencia en la literatura, es baja y que la mayoría probablemente disminuya (**Figura 16-8**).



**Figura 16-8.** La proporción de las introducciones de control biológico que han dañado a otras especies ha declinado históricamente, indicando que el control biológico clásico ha llegado a incrementar su seguridad. (Análisis basado sobre cerca de 5,800 introducciones de agente único x localidad). (Redibujado de Lynch *et al.*, 2002 en Wajnberg *et al.* (Eds.). *Evaluating Indirect Ecological Effects of Biological Control*, CABI Publishing, con permiso.)

## LEYES Y ESTÁNDARES PARA REDUCIR EL DAÑO A LAS ESPECIES NATIVAS

La introducción de insectos herbívoros en los Estados Unidos (y en muchos otros países) ha sido prohibida por casi un siglo por actas de cuarentena de plantas. El USDA-APHIS ha usado esta autoridad para proteger a las plantas del daño por agentes de control biológico de malezas introducidas. Cuáles plantas reciben protección ha, sin embargo, evolucionado a través del tiempo. Inicialmente (cerca de 1920-1970), las plantas de interés fueron principalmente cultivos importantes, árboles forestales u ornamentales. En los 1970s, con la aprobación de una ley de especies en peligro, la protección se extendió a cualquier especie listada oficialmente. Para los 1980s, los practicantes del control biológico y el comité encargado de la revisión de solicitudes de importación (TAG), tomaron la posición de que todas las plantas nativas (amenazadas o no) deberían de ser protegidas del daño significativo por agentes del control biológico de malezas. El impacto sobre especies exóticas de plantas ornamentales, así como el daño menor o transitorio a cualquier planta nativa no amenazada, siempre y cuando tal daño fuera menos importante que el beneficio potencial de controlar la plaga.



La autoridad legal para regular la importación de los insectos parasitoides y depredadores para el control biológico de insectos en los Estados Unidos es menos clara. Existe una clara necesidad en los Estados Unidos de una nueva ley que defina los procedimientos y las autoridades, y que establezca métodos para valorar y balancear los riesgos y beneficios de los proyectos (Messing y Wright, 2006). En algunos países (como Australia y Nueva Zelanda), han sido aprobadas leyes específicas de regulación del control biológico al proporcionar estándares consistentes y procesos claros, pero esto no ha sucedido aun en los Estados Unidos. Cuáles insectos que no son plaga tendrían que ser protegidos y qué tan rigurosa debería ser la protección tampoco está claro. Existen sólo unos pocos insectos que son importantes económicamente para la producción de productos como la miel o la seda o que son clasificados legalmente como en peligro. Los agentes de control biológico previamente introducidos, sin embargo, son un grupo de insectos con clara importancia económica. Los riesgos para los agentes de control biológico de malezas que están cercanamente relacionados a insectos plaga, deberían de ser evaluados en el valor de la especificidad del agente.

Generalmente, en la ausencia de algo más específico, el estándar para la evaluación de las introducciones propuestas de agentes de control biológico de insectos es la perspectiva riesgo/beneficio implícita en las acciones de protección ambiental. Si los proyectos proporcionan un beneficio económico o ecológico, es aceptable algún daño para otras especies. Cuando los riesgos y los beneficios son ecológicos, pueden ser comparados directamente. Cuando los beneficios son económicos pero los riesgos son ecológicos, las comparaciones son difíciles. Existe la necesidad de designar un cuerpo gubernamental que actúe como árbitro final para definir si una introducción propuesta tiene un beneficio neto para la sociedad. Actualmente, sólo Australia y Nueva Zelanda cuentan con estos sistemas.

Existen estándares internacionales para la importación de agentes de control biológico que pueden servir como guía para los países que carecen de sus propias leyes específicas. En Norteamérica, incluyen los estándares #12 (para agentes entomófagos) y #7 (para agentes fitófagos) de la NAPPO (North American Plant Protection Organization) (Anon, 2000, 2001). Además, la FAO (Food Agriculture Organization) de la Organización de las Naciones Unidas ha promulgado un “Código de conducta” que cubre la liberación de agentes de control biológico exóticos (Anon, 1997a). Los estándares para la importación de enemigos naturales hacia países europeos han sido revisados y ajustados (Bigler *et al.*, 2005).

## **APLICACIÓN DE LA PRUEBA DEL RANGO DE HOSPEDEROS A LOS CANDIDATOS A AGENTES DE CONTROL BIOLÓGICO**

La clave para mantener al mínimo los impactos inaceptables sobre otras especies en el futuro será la aplicación de la prueba del rango de hospederos a los nuevos agentes y la revisión pública de la evidencia antes de la liberación. Un sistema para evaluar la especificidad de hospederos de agentes de control biológico de malezas propuestos para la introducción está bien establecido (en los Estados Unidos, las revisiones son conducidas por el Grupo Asesor Técnico - Technical Advisory Group [TAG]). Ningún sistema com-

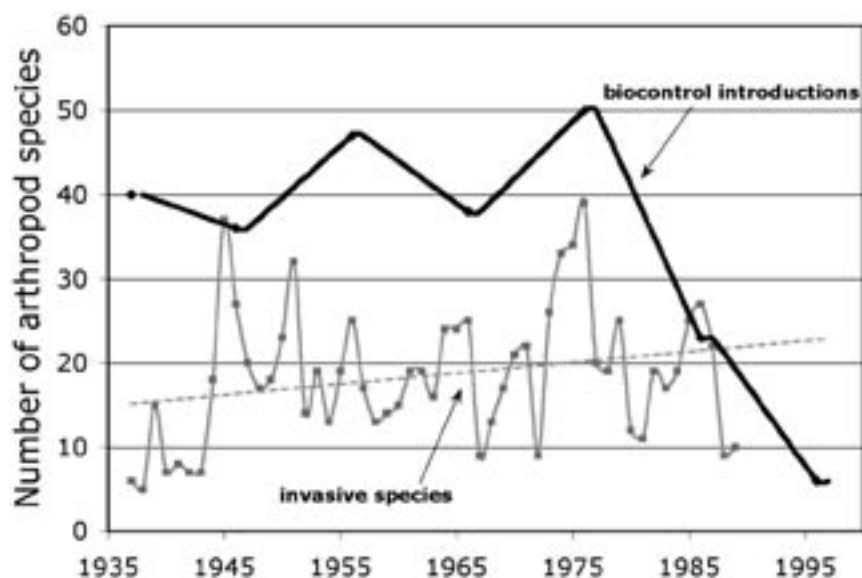
parable existe en los Estados Unidos para la revisión de parasitoides o depredadores pero algunos han sugerido que un enfoque similar al TAG debería ser desarrollado (Strong y Pemberton, 2000) (ver el Capítulo 17 para la metodología de las pruebas de rango de hospederos).

Deberían hacerse algunos intentos para anticipar los efectos indirectos dañinos (ver Capítulo 18; Messing *et al.*, 2006), especialmente si el potencial para tal daño es sugerido por la ecología del agente en su ecosistema nativo o por su biología básica (p. ej. posesión de toxinas u otras características probables de causar problemas). Sin embargo, los métodos para identificar el potencial para tales efectos indirectos están todavía siendo desarrollados (Messing *et al.*, 2006). Sin duda, el potencial para los efectos indirectos está presente en cualquier introducción de especies (no sólo de agentes de control biológico) y en la mayoría de las acciones humanas en gran escala. En general, el solo potencial para tales efectos, al menos que haya una amenaza inminente, no debería ser un impedimento para hacer introducciones necesarias para el combate de especies invasoras en forma oportuna. Serán necesarias futuras discusiones de los riesgos para otras especies (ver Bigler *et al.*, 2006) para ir a mayor profundidad que el simple “uso” de una especie distinta a la plaga, a una consideración del “impacto” (reducción del rango de distribución o depresión de la población), la cual ya ha sido estudiada sólo en unos pocos casos.

## ¿POR QUÉ NO DECIR SIMPLEMENTE “NO” AL CONTROL BIOLÓGICO CLÁSICO?

Uno podría concluir que el interés sobre los riesgos del impacto de las introducciones del control biológico sobre otras especies podría ser tratado más efectivamente con sólo acabar con las futuras introducciones para el control biológico. En algunas regiones como Hawaii, el número de liberaciones de nuevos agentes de control biológico ha declinado (Messing y Wright, 2006) (**Figura 16-9**). Esto es desafortunado porque muchas especies invasoras ejercen un daño serio a las especies nativas y necesitan ser manejadas. Si el control biológico clásico no es utilizado, es probable que el daño continúe porque el control químico y el mecánico son efectivamente raros en paisajes completos debido a los costos, la polución y la disrupción (ver el Capítulo 8). Las decisiones acerca de la protección ambiental deberían tener peso en el daño de los invasores contra los riesgos típicamente más pequeños de los agentes de control biológico.

El incremento en el uso de plaguicidas no es deseable. El control biológico fue enfatizado en los 1960s y 1970s porque los problemas con plaguicidas persistentes fueron considerados muy serios para permitir que continuaran. Estos problemas incluían los residuos de plaguicidas en alimentos, agua, leche materna, mamíferos del ártico y varias aves depredadoras. Un cierto número de aves (p. ej., águilas, halcones, garzas) fueron regionalmente suprimidas en número, algunas hasta el punto de la exterminación regional. Los plaguicidas más dañinos (p. ej., DDT, clordano, dieldrín, etc.) han sido prohibidos por las leyes en muchos países y han sido registrados algunos plaguicidas nuevos, más seguros. Sin embargo, continúan muchos problemas significativos que hacen deseable una mayor reducción del uso de plaguicidas. Los dos problemas más importantes son el daño a los anfibios y la disrupción de los sistemas hormonales de mamíferos (incluyendo el humano).



**Figura 16-9.** Debido a la percepción pública del control biológico como un proceso riesgoso, las tasas de introducción de enemigos naturales hacia Hawaii han declinado bruscamente desde cerca de 1975, mientras que la tasas de invasión de las plagas continúa en aumento, creando una mayor necesidad del control de plagas (Según Messing y Wright, 2006: *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 132-140).

Aunque la declinación de los anfibios no ha sido relacionada claramente a los plaguicidas y a que definitivamente está ligada a múltiples causas, los plaguicidas parecen ser parte del problema (Ankley *et al.*, 1998; Kiesecker, 2002). Finalmente, y quizás más aterrador, es que algunos plaguicidas mimetizan las hormonas humanas (específicamente el estrógeno) en partes por millón, permitiendo varios efectos dañinos sobre la reproducción, incluyendo bajos conteos de espermatozoides y feminización de machos (Colborn *et al.*, 1997; Schettler *et al.*, 1999; Krinsky, 2000; Bustos-Obregon, 2001; Palanza, P. and F. vom Saal, 2002; Saiyed *et al.*, 2003). Por todas estas razones, no es deseable alejarse del control biológico, porque en efecto, se podría incrementar el uso de los plaguicidas.

## CONTROL BIOLÓGICO RENOVADO

Muchos conservacionistas responsables de reservas específicas buscan controlar a las especies invasoras en áreas relativamente pequeñas, usando métodos mecánicos o químicos. Los científicos del control biológico usualmente están enfocados en la corrección de problemas de las especies invasoras sobre el paisaje completo. El intercambio entre esos dos grupos ha sido inadecuado. Muchos administradores de reservas han estado expuestos sólo a la caracterización negativa del control biológico como parte del problema de las especies invasoras, más bien que a su remedio más efectivo. Existe la necesidad de hacer que el control biológico sea mejor entendido por los biólogos conservacionistas y el público en general. Esto requerirá del incremento en la precisión y predicción de las introducciones para el control biológico, junto con el énfasis en proyectos con objetivos ecológicos, y con un amplio escrutinio público.