

## CAPÍTULO 11: CONTROL BIOLÓGICO CLÁSICO

### INTRODUCCIÓN

La introducción de enemigos naturales como una forma de control biológico incluye (1) el *control biológico clásico*, en el que la plaga por controlar es una especie invasora y los enemigos naturales son especies del rango de distribución nativo de la plaga, y (2) el *control biológico de nueva asociación*, donde no hay asociación evolutiva previa entre la plaga y los enemigos naturales introducidos. Algunas de las plagas en los proyectos de nueva asociación son nativas. Otras son especies invasoras cuyo origen es desconocido o cuyos enemigos naturales asociados son insuficientes para suprimir la población de la plaga.

### CONTROL BIOLÓGICO CLÁSICO

#### JUSTIFICACIÓN DEL CONTROL BIOLÓGICO CLÁSICO

La *justificación ecológica* del control biológico clásico se fundamenta en el hecho que muchas especies invasoras alcanzan altas densidades debido a la ausencia de sus enemigos naturales especializados que se encuentran en su rango nativo, los cuales se quedaron atrás en el proceso de invasión. El control biológico es un proceso ecológico aplicado que reasocia las plagas con sus enemigos naturales, importándolos. Ya que muchas especies, en altas densidades, dañan las comunidades que invaden (Capítulo 7), su supresión es ecológicamente benéfica para un amplio rango de especies nativas. De esta manera, el control biológico clásico del adélgido lanudo del falso abeto *Adelges tsugae* Annand está justificado como un medio de preservar áreas con árboles nativos y también las otras especies nativas dependientes de los falso abetos como habitat. Similarmente, el control biológico del helecho trepador del Viejo Mundo *Lygodium microphyllum* (Cav.) R. Br. se justifica porque es la única forma práctica de evitar la destrucción de las comunidades isleñas arbóreas tropicales del Parque Nacional de los Everglades y de los humedales adyacentes.

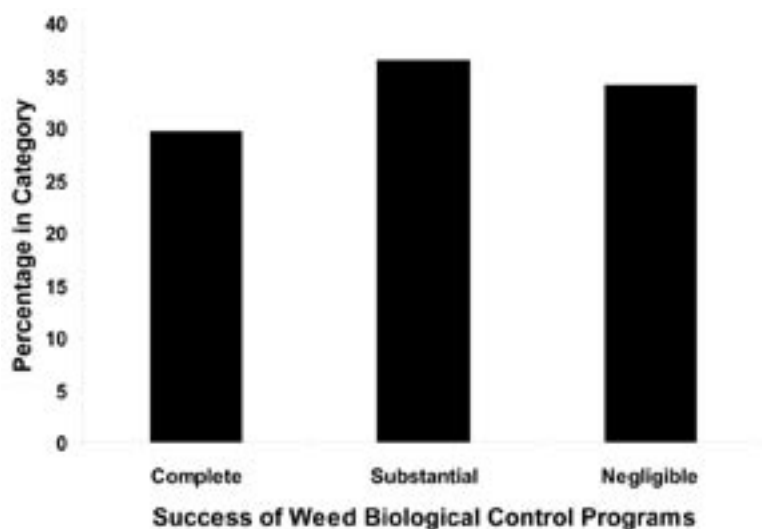
La *justificación económica* del control biológico clásico se determina ya que a menudo es más factible, más eficiente y menos dañino ambientalmente que otros enfoques como los plaguicidas, las liberaciones aumentativas de enemigos naturales criados en masa y las manipulaciones del habitat por supresión de especies invasoras en áreas grandes. Cuando

se usan plaguicidas, por ejemplo, el control es temporal, resolviendo el problema de la plaga en una sola estación del cultivo únicamente. En consecuencia, los plaguicidas deben aplicarse de nuevo anualmente. El control biológico clásico resuelve los problemas de plagas permanentemente (ver más adelante) y entonces evita los problemas de contaminación por plaguicidas y los costos anuales asociados al control biológico aumentativo o al de conservación.

## HISTORIA Y TASAS DE ÉXITO

Varios miles de introducciones de enemigos naturales (combinaciones de agente x país) han sido efectuadas para el control biológico clásico de artrópodos o de malezas desde los inicios del método en los 1880s (Clausen, 1978; Luck, 1981; Greathead, 1986b; Greathead y Greathead, 1992; Julien y Griffiths, 1998). Algunos de estos casos han sido usados en meta-análisis para comparar las tasas de establecimiento y de control, asociados con diferentes grupos de enemigos naturales o plagas (Hall y Ehler, 1979; Hall *et al.*, 1980; Hokkanen y Pimentel, 1984; Julien *et al.*, 1984; Greathead, 1986a; Waage, 1990; Hoffmann, 1996). De estos casos, se ha calculado que el **60% de todos los proyectos tienen un efecto positivo**. En el 17% de todos los proyectos, las introducciones de enemigos naturales resultaron en control completo (la especie invasora ya no es considerada plaga) y en

el 43% de los proyectos, la plaga fue controlada sustancial o parcialmente, reduciendo su daño ecológico o la cantidad de plaguicida necesario para su completo control. Una tasa de éxito similar (66% de control completo + sustancial) ha sido calculada para proyectos de control biológico de malezas (McFadyen, 1998) (Figura 11-1).



**Figura 11-1.** Éxito promedio de los proyectos de control biológico de malezas en Sudáfrica y Hawaii en tres categorías diferentes. Éxito = alto nivel de control, sin necesidad de prácticas adicionales. Sustancial = control suficiente, donde el uso de otras tácticas de control se reduce significativamente. Insignificante = sin efecto. (Datos de McFadyen, 1998: *Annual Review of Entomology* 43: 369-393). En muchos casos, debe pasar un tiempo considerable antes que los beneficios de las introducciones puedan ser medidos. En Nueva Zelanda se encontró que el 83% de los proyectos de control biológico de malezas lograron control total o parcial de la maleza, cuando había pasado suficiente tiempo para apreciar los efectos de los proyectos (Fowler *et al.*, 2000).

## CARACTERÍSTICAS CLAVE DEL CONTROL BIOLÓGICO CLÁSICO

### PERMANENCIA

A diferencia del control biológico aumentativo (donde la meta es proteger al cultivo en una sola estación, ver Capítulos 25 y 26), los agentes del control biológico clásico son escogidos por tener la capacidad de establecerse y diseminarse permanentemente. Tal permanencia significa que las soluciones del control biológico clásico, una vez logradas, no requieren acción posterior en los años siguientes. Esto permite que los problemas sean dirigidos a donde faltan usuarios deseosos de pagar repetidamente el control año tras año. Se requiere apoyo gubernamental por un período extenso de tiempo (5-10 años para insectos plaga, 5-20 años para malezas) para seleccionar una plaga clave y después encontrar, examinar, liberar y evaluar los enemigos naturales prometedores. Los proyectos de control biológico clásico pueden ser rápidos o lentos en lograr sus objetivos pero, si son exitosos, una vez termina el proyecto, el control continúa indefinidamente. La permanencia del control biológico clásico elimina la contaminación que seguiría a las aplicaciones anuales de plaguicidas.

### DISPERSIÓN HASTA LOS LÍMITES ECOLÓGICOS DEL AGENTE DE CONTROL

Las poblaciones de los agentes efectivos del control biológico clásico se diseminan naturalmente a nuevas áreas hasta que alcanzan sus límites ecológicos o hasta que encuentran una barrera geográfica. El braconido *Peristenus digoneutis* Loan fue liberado como agente de nueva asociación contra la chinche lygus *Lygus lineolaris* (Palisot de Beauvois) en el este de Pennsylvania y el norte de New Jersey (EU) y se recobró inicialmente en 1984 (Day, 1996; Day *et al.*, 1998). Se estableció y se dispersó al norte y al este a través de Nueva Inglaterra y de Nueva York hasta Canadá pero no hacia el sur. La investigación continua eventualmente demostró que esta especie no sobrevive los inviernos más cálidos al sur de los 40° N de latitud (Day *et al.*, 1998). Esta barrera climática representa el límite geográfico sur de la especie.

Debido a que la dispersión de los enemigos naturales hasta sus límites ecológicos es normal, los investigadores deben anticipar lo más exactamente posible el eventual rango de distribución del enemigo natural para poder garantizar la seguridad de los proyectos de control biológico clásico (Ver el Capítulo 15 para la predicción de los rangos geográficos de especies invasoras). Dichas predicciones tienen dos usos: (1) predecir dónde, geográficamente, tiene potencial un agente en particular para contribuir a la supresión de la plaga, e (2) identificar las regiones que invadirá el enemigo natural y, por tanto, las especies nativas que es posible que el agente contacte después de su liberación. Esta información guía la elección de especies que deberían ser incluidas en la lista de especies a probar, durante la lista de pruebas del rango del hospedero.

Goolsby *et al.* (2000a) compararon el clima del rango nativo de la mosca de la agalla de la melaleuca *Fergusonina turneri* Taylor en Australia con el del sur de la Florida, donde se está considerando liberar este insecto. Basados en la comparación,

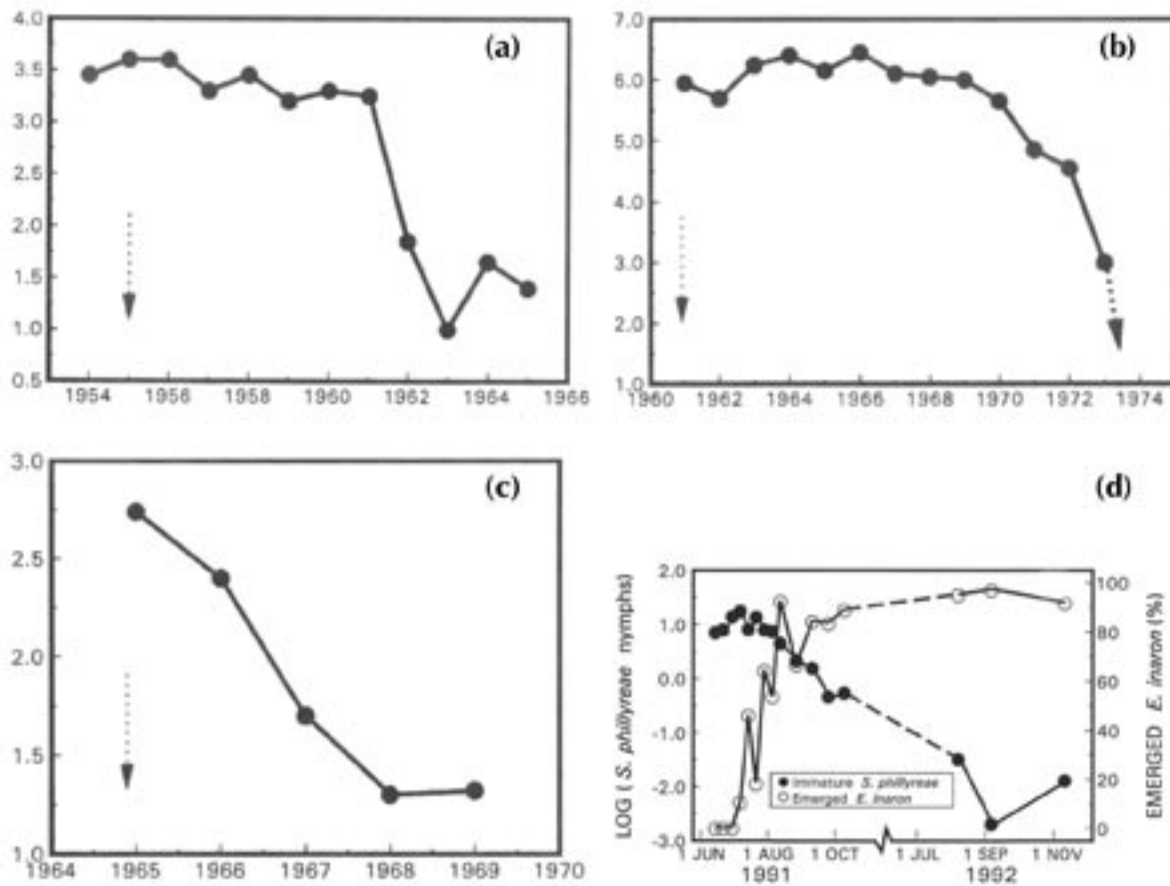
ellos predijeron, que el insecto podría establecerse en todo el rango de la melaleuca en la Florida. En contraste, Stewart *et al.* (1999) predijeron que la efectividad del escarabajo pulga de la hierba del caimán *Agasicles hygrophila* Selman & Vogt estaría muy limitada en Nueva Zelanda, a causa del clima inferior a su óptimo en la mayoría del país.

Cuando se trata de predecir cuál especie nativa tendrá sus rangos de distribución invadidos por un nuevo agente, no debería asumirse que el rango del enemigo natural será exactamente el mismo que el de la plaga. Los enemigos naturales que son aptos para utilizar a sus hospederos, eventualmente pueden tener rangos mayores que los de la plaga. Por ejemplo, *Cactoblastis cactorum* (Bergroth), un pirálido introducido para el control de unas pocas especies de *Opuntia* invasoras que eran malezas en el Caribe, tendrá un rango final que abarque todo el Caribe, el borde costero desde Florida hasta Texas y gran parte de México (Zimmermann *et al.*, 2001). Similarmente, el picudo *Rhinocyllus conicus* (Frölich), introducido para el control del cardo nudoso (*Carduus nutans* L.) y de otras dos especies del mismo género, invadió áreas de Estados Unidos, como las colinas arenosas de Nebraska, donde los cardos nativos estaban presentes pero no las malezas invasoras (Louda *et al.*, 2005).

#### POTENCIAL PARA UN ALTO NIVEL DE CONTROL

La supresión de la plaga que puede ser lograda con el control biológico clásico de artrópodos plaga va desde poca (<20%) hasta modesta (50%) y a espectacular (99.99%). En algunos casos, el resultado de un proyecto fue registrado simplemente como un aumento en el rendimiento de un cultivo, en el cual la plaga había sido suprimida. El control de la escama acojinada algodonosa en California en los 1880s, por ejemplo, permitió que el rendimiento de los cítricos de calidad comercial aumentara 200% después de la supresión de la plaga (DeBach, 1964a). El control de la escama del olivo *Parlatoria oleae* (Colvée) en California condujo a que la tasa de entresacado cayera del 43% antes del proyecto (1956-1958) a 0.3% en 1966, después de que dos parasitoides efectivos se establecieron (DeBach *et al.*, 1976). El control del ácaro verde de la yuca *Mononychellus tanajoa* (Bondar) en África en los 1990s por el fitoseído introducido *Typhlodromalus aripo* De Leon, aumentó la producción de raíces en un tercio (Yaninek, com. pers.; Echendu y Hanna, 2000). En otros casos, reducciones en la densidad de la plaga de más del 90% han sido medidas directamente para varias escamas, piojos harinosos, moscas blancas, Lepidoptera y otras plagas (van den Bosch *et al.*, 1970; Beddington *et al.*, 1978; Summy *et al.*, 1983; Bellows *et al.*, 1992a; Bellows, 1993) Ver también la **Figura 11-2a,b,c,d** para otros ejemplos.

La determinación de la eficacia de los agentes del control biológico de malezas es más compleja que la de los proyectos de control biológico de insectos. No hay un método simple que pueda ser usado ya que los agentes pueden afectar en forma variada el número de plantas, la biomasa o la reproducción. Las cantidades de tejido removido o dañado no son necesariamente una buena medida porque algunos tejidos son vitales para la planta mientras que otros no lo son. Por ejemplo, una planta puede soportar la pérdida de grandes cantidades de tejido foliar pero una pequeña cantidad de daño al tejido meristemático puede ser letal. El daño, en algunos casos, puede ser muy poco



**Figura 11-2.** El control biológico clásico puede bajar la densidad de insectos invasores en magnitudes de 1 a 4 órdenes (99 to 99.999% de control), como se muestran los cambios en la densidad de la plaga para (a) la polilla de invierno *Operophtera brumata* (L.) por *Cyzenis albicans* (Fallén) (según Embree, 1966); (b) la mosca sierra del alerce *Pristiphora erichsonii* (Hartig) por *Olesicampe benefactor* Hinz (según Ives, 1976); (c) la escama roja de California *Aonidiella aurantii* (Maskell) por *Aphytis melinus* DeBach (según DeBach et al., 1971); y para (d) la mosca blanca del fresno *Siphoninus phillyreae* (Haliday) por *Encarsia inaron* (Walter) (según Bellows et al., 1992a). (Reimpreso de Van Driesche, R. G. y T. S. Bellows, *Biological Control*, 1996. Kluwer, con permiso; fuentes originales en las referencias.)

perjudicial para la planta madre pero resultar en el cese casi completo de la producción de semilla. El control puede ser completo en un área pero pobre en otra. Estos puntos están bien ilustrados por los resultados de los proyectos de control biológico dirigidos contra el lirio acuático en África. En los últimos 10 años, los picudos *Neochetina eichhorniae* Warner y *Neochetina bruchi* Hustache lograron niveles de control desde 5 al 100% en África occidental. En África oriental, la biomasa de una infestación de 15,000 ha en el Lago Victoria se redujo en 70 al 80% en 3 a 4 años. En muchas partes de Sudáfrica estos picudos no han sido efectivos.

## VELOCIDAD DE IMPACTO SOBRE LAS PLAGAS

Los enemigos naturales son introducidos en pequeños números en relación con la plaga, por lo que la reproducción del enemigo natural a través de una serie de generaciones (comúnmente de 6 a 10) es necesaria, casi siempre antes de que la densidad de la plaga empiece a declinar. La plaga declina, a menudo iniciando primero en los sitios de liberación. La declinación regional de la plaga, lógicamente, toma más tiempo. El porcentaje de infestaciones dañinas de la escama armada asiática *Unaspis euonymi* (Comstock) en plantas de euonymus, se redujo dramáticamente en los sitios de liberación uno a dos años (Van Driesche *et al.*, 1998b) después de la liberación del coccinélido *Chilocorus kumanae* (Silvestri) en Massachusetts. La disminución a nivel estatal tomó más tiempo. Las liberaciones empezaron en 1988; para 1994, el depredador se había dispersado a través de todo el estado y estaba presente en el 26% de las plantas con infestación severa de la escama pero el porcentaje de plantas con fuertes infestaciones de la escama no había cambiado desde los muestreos antes de la liberación. Cuando el estado fue muestreado nuevamente en 2002, el depredador se encontró en el 43% de los arbustos fuertemente infestados y había causado una disminución del 35% en la proporción de plantas con poblaciones dañinas de la escama (Van Driesche y Nunn, 2003).

El tiempo requerido para los impactos visibles de los insectos herbívoros en poblaciones de las plantas a controlar varía desde tan poco tiempo como un año hasta décadas. El control ha sido más rápido para los helechos flotantes de los géneros *Salvinia* y *Azolla* (Room *et al.*, 1981; Room 1990; Hill y Cilliers, 1999; McConnachie *et al.*, 2004; Cilliers *et al.*, 2003), los que tienen cambios bruscos de biomasa, geometría estructural simple e historias de vida vulnerables (a menudo reproduciéndose sólo por medios vegetativos). Después de que el picudo *Stenopelmus rufinasus* Gyllenhal fue introducido a Sudáfrica para controlar *Azolla filiculoides* Lamarck, algunas áreas con la maleza desaparecieron en dos meses y la mayoría en menos de un año (Hill, 1999). Del mismo modo, las liberaciones en Texas (EU) del picudo *Cyrtobabous salviniae* Calder & Sands en la salvinia gigante (*S. molesta*) redujeron la cobertura y la biomasa hasta en 99% en menos de 21 meses (Tipping, com. pers.). Para las plantas leñosas de vida larga, el control puede requerir más tiempo, aún después de que las poblaciones de insectos hayan tenido tiempo para aumentar hasta niveles dañinos. El crisomélido *Diorhabda elongata deserticola* Chen, introducido en 1999 para controlar arbustos del cedro salado (*Tamarix ramosissima* Ledeb., *Tamarix chinensis* Lour., *Tamarix parviflora* DC, *Tamarix canariensis* Willd. y sus híbridos) en habitats riparios del suroeste de los EU, se tomó cerca de tres años para alcanzar los niveles de población necesarios para causar defoliación local (DeLoach *et al.*, 2004) pero, debido a que los árboles tienen abundantes reservas de carbohidratos, pudieron rebrotar desde las raíces y de las yemas en dormancia. La muerte de las plantas requerirá la repetición del proceso de defoliación, con plantas más pequeñas y menos competitivas retornando después de cada ciclo.

## SEGURIDAD, EN COMPARACIÓN CON EL CONTROL QUÍMICO

En Norteamérica, en los 1960s y 1970s, los plaguicidas causaron daños significativos en todas partes (ver Capítulo 21). El uso extendido de los hidrocarburos clorinados como DDT, clordano, dieldrín y heptaclor dejaron residuos tóxicos en las cadenas alimenticias que envenenaron muchos tipos de vida silvestre, matando directamente pájaros cantores y destruyendo poblaciones de águilas, halcones y garzas, al adelgazar las cáscaras de sus huevos, dejando a los padres sin descendencia. Como los compuestos clorinados dañinos al ambiente fueron eliminados progresivamente en favor de organofosforados y carbamatos, menos residuales pero más agudamente tóxicos, el potencial para el envenenamiento de aplicadores y agricultores (**Figura 11-3**) se incrementó alarmantemente. Contra este trasfondo, las ventajas del control biológico

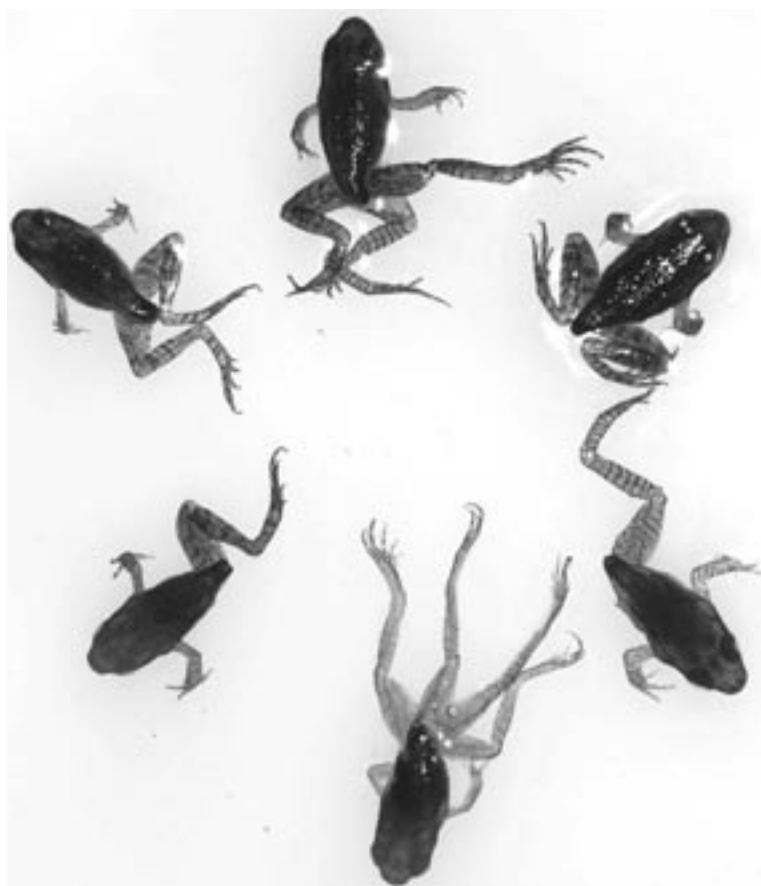


**Figura 11-3.** Los trabajadores del campo, tales como éstos que cosechan fresas, tienen un potencial significativo de exposición a residuos de plaguicidas mientras trabajan en el cultivo (Fotografía cortesía de Helen Vegal.)

fueron obvias: usar enemigos naturales para suprimir plagas en lugar de plaguicidas que dañan a la vida silvestre (aves y mamíferos), reducir la cuota de daños por el envenenamiento accidental y reducir los residuos de plaguicidas en los alimentos. Consecuentemente, el control biológico en todas sus formas fue adoptado en los 1960s como una tecnología “verde”, ambientalmente amistosa.

En los 1980s, Howarth (1983, 1991) destruyó este consenso ingenuo señalando casos en que las introducciones para el control biológico clásico aparentemente habían dañado especies nativas que no se iban a controlar (ver Capítulo 16). Desde entonces, muchos autores han expandido el conocimiento del potencial actual y de la ocurrencia pasada de tales impactos (Clarke *et al.*, 1984; Turner *et al.*, 1987; Delfosse, 1990; Diehl y McEvoy, 1990; Miller, 1990; Simberloff y Stiling, 1996; Duan *et al.*,

1997; Louda *et al.*, 1997; Pemberton, 2000; Blossey *et al.*, 2001a; Munro y Henderson, 2002; Pearson y Callaway, 2003; Henneman y Memmott, 2004; Ortega *et al.*, 2004; Johnson *et al.*, 2005). Colectivamente, esa nueva información y las discusiones que estimularon condujeron a un mayor entendimiento de los riesgos potenciales del control biológico de artrópodos. Esto pasó al mismo tiempo que el aumento general en el nivel de cuidado que los practicantes del control biológico incluyeron en sus proyectos (ver Capítulo 17 sobre la estimación del rango del hospedero). Sin embargo, el enfoque extensivo en el daño previo, tiene el potencial de ocultar el gran beneficio del control biológico y de pasar por alto su habilidad de incorporar estándares más altos de seguridad ambiental en sus procedimientos. Comparado con los efectos tóxicos y contaminantes de muchos plaguicidas, la supresión de la plaga a través de la introducción de enemigos naturales ha tenido un excelente registro de seguridad. Aunque algunos problemas iniciales causados por los plaguicidas han sido eliminados, han aparecido nuevos, como la interrupción de la embriogénesis normal en anfibios (Figura 11-4).



**Figura 11-4.** Se sospecha que las deformidades en ranas sean causadas, en parte, por la exposición a residuos de herbicidas en cultivos. (Fotografía cortesía de Joseph Kiesecker.)

Es claro que el control biológico clásico no presenta amenazas para la gente, los animales domésticos o para la mayoría de las plantas (Pemberton, 2000). Si se tiene cuidado de introducir solamente enemigos naturales especializados, los efectos sobre otros insectos o plantas nativos pueden ser evitados generalmente y estarán limitados a las especies cercanamente emparentadas. El uso de enemigos naturales es especialmente adecuado como un método de control de plagas en áreas naturales, donde ninguno tiene que pagar por otros métodos más costosos de supresión de plagas, y en cultivos en países pobres en recursos, donde los agricultores no pueden comprar plaguicidas u otras herramientas de control de plagas.



## HISTORIAS DE CASOS SELECTOS DEL CONTROL BIOLÓGICO CLÁSICO

Hay cientos de especies en las que la técnica de la introducción de enemigos naturales se ha aplicado exitosamente, incluyendo artrópodos, plantas acuáticas, plantas terrestres y aún en unos pocos vertebrados. Se presentan aquí los detalles de varios programas de control de insectos y de malezas para ilustrar (1) la selección e identificación apropiada de la plaga, (2) la importancia de la estimación del rango de hospederos, (3) los estudios no planeados, (4) la complejidad de algunos proyectos, y (5) las evaluaciones complementarias necesarias. Más información sobre estos problemas es desarrollada en la sección siguiente que discute los pasos secuenciales típicos de la mayoría de los proyectos del control biológico clásico.

### LA CENTAUREA MANCHADA EN EL OESTE DE NORTEAMÉRICA.

La centaurea manchada, *Centaurea stoebe micranthos* (= *C. maculosa* L.), es una especie de un complejo de centaureas eurasiáticas que han invadido los pastizales de Norteamérica (**Figura 11-5**). Es una planta bianual o perenne de vida corta que se disemina principalmente por semilla (Watson y Renney, 1974; Powell *et al.*, 1994). Infesta cerca de 3 millones de acres en los Estados Unidos (Story *et al.*, 2004a) y Canadá. La maleza es resistente a la sequía, es alelopática y de pobre forraje, desplaza a la mayoría de otras plantas y a menudo forma monocultivos (Harris y Myers, 1984; Watson y Renney, 1974; Bais *et al.*, 2003). Por tanto, altera la estructura y la función del ecosistema, disminuyendo la biodiversidad y permitiendo el aumento en la erosión del suelo, además de reducir el forraje para el ganado y los animales silvestres (Story *et al.*, 2004a).



**Figura 11-5.** Un grupo denso de la centaurea manchada, *Centaurea stoebe micranthos* (= *C. maculosa* L.), reduce grandemente el valor económico y ecológico de muchos pastizales norteamericanos. (Fotografía cortesía de Jim Story.)

Un proyecto de control biológico fue iniciado en 1961 con inspecciones en Europa (Schroeder, 1985; Müller-Schärer y Schroeder, 1993), donde se detectaron 34 especies de insectos, dos de ácaros y dos de hongos en *C. stoebe maculosa*, 20 de las cuales fueron candidatos para el control biológico (Schroeder, 1985). A inicio de los 1970s, los tefrítidos formadores de agallas *Urophora affinis* Frauenfeld y *Urophora quadrifasciata* (Meigen) fueron liberados en Canadá (Harris, 1980a; Harris y Myers, 1984; Müller-Schärer y Schroeder, 1993), el último sobre *Centaurea diffusa* Lamark. Once especies adicionales fueron liberadas en 1992. Todas se establecieron inicialmente pero una (*Pterolonche inspersa* Staudinger) desapareció más tarde (Story *et al.*, 2004b).



**Figura 11-6.** La mosca tefrítida *Urophora affinis* Frauenfeld es un agente de control biológico introducido a Norteamérica contra la centaurea manchada *Centaurea stoebe micranthos* (= *C. maculosa* L.). (Fotografía cortesía de Robert D. Richard, www.forestryimages.org, UGA0886050.)

En 1973, *U. affinis* (**Figura 11-6**) fue liberada en Montana, donde se estableció y dispersó rápidamente (Story y Anderson, 1978). *Urophora quadrifasciata* no fue liberada en los Estados Unidos pero se dispersó desde fuentes canadienses a Montana, donde se encontró en 1981 (Story, 1985). Ambos tefrítidos ponen huevos en las inflorescencias abiertas de la centaurea. Las larvas de ambas moscas inducen agallas (**Figura 11-7**), dentro de las cuales se alimentan (Harris, 1980a, 1996). Estas moscas redujeron la producción de *C. stoebe maculosa* hasta en 95% pero la maleza continuó diseminándose y se reconoció la necesidad de agentes adicionales (Maddox, 1982; Harris, 1980b; Müller-Schärer y Schroeder, 1993).

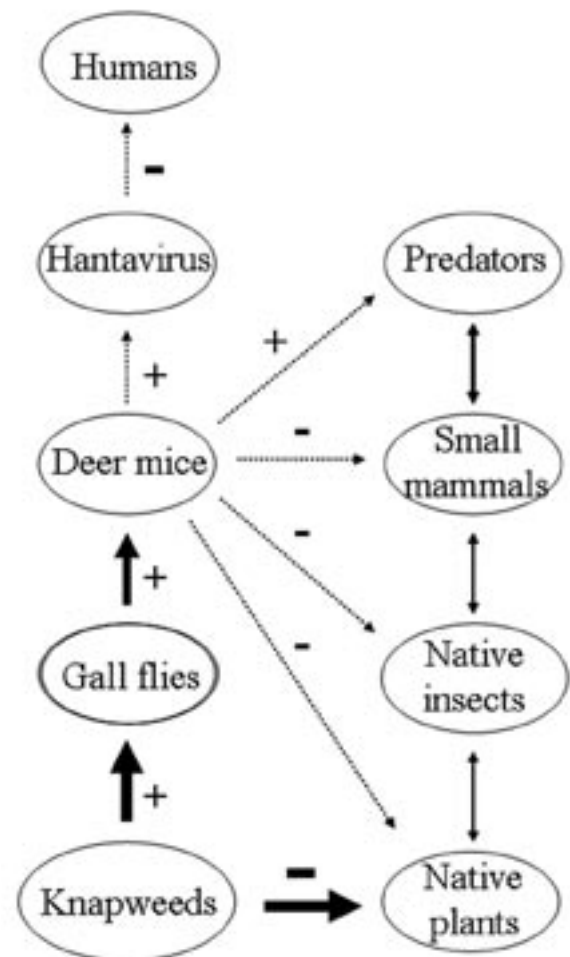


**Figura 11-7.** Una cabezuela de semilla de la centaurea manchada *Centaurea stoebe micranthos* (= *C. maculosa* L.) con agalla inducida por especies de moscas tefrítidas *Urophora*. (Fotografía cortesía de Jim Story.)

Pearson *et al.* (2000) afirmaron que las moscas de las agallas, las cuales son extremadamente abundantes en la centaurea manchada en Montana, tuvieron poco efecto sobre la maleza pero fueron una fuente alimenticia importante para el ratón venado (*Peromyscus maniculatus* Wagner) (Figura 11-8). Este alimento permitió que los ratones se reprodujeran más pronto y que desarrollaran poblaciones más grandes en sitios con infestaciones densas de centaurea, afectando la red alimenticia local (Figura 11-9). Pearson *et al.* (2000) fallaron, sin embargo, en discriminar los efectos de la maleza misma y los de la mosca de las agallas como causa última de las concentraciones de ratones ya que ni su estudio ni el de Pearson y Callaway (2006) compararon



**Figura 11-8.** El ratón *Peromyscus maniculatus* Wagner usa larvas de moscas tefrítidas *Urophora* spp. en agallas en centaurea manchada (*Centaurea stoebe micranthos* [= *C. maculosa* L.]) como suplemento alimenticio. (Fotografía cortesía de Milo Burcham.)



**Figura 11-9.** Red alimenticia mostrando las direcciones de interacción que enlazan a la mosca de la agalla de la centaurea con los niveles del virus hanta en humanos a través de la estimulación de la reproducción del ratón, cuando los ratones son provistos de cabezuelas de centaurea con agallas como alimento. (Reimpreso de Pearson y Callaway, 2003: *Trends in Ecology and Evolution* 18: 456-461)

las densidades de ratones en áreas con centaurea de similar densidad, con o sin agallas (Smith, 2006). Más bien, su estudio comparó números de ratones entre sitios con infestaciones altas y bajas de centaurea (Pearson y Callaway, 2006). Pearson y Callaway (2003) especularon que las densidades elevadas de ratones conllevan un riesgo para la salud humana, al incrementar los niveles ambientales del virus hanta pero no dieron evidencia del aumento de la enfermedad en la población humana local (Smith, 2006). Pearson y Callaway (2006) han demostrado, sin embargo, que las densidades de ratones infectados con el virus hanta son aproximadamente dos veces tan altas en los sitios con alta infestación de centaurea (con agallas de *Urophora*) en comparación con los sitios con densidades bajas de centaurea.

Estos estudios ilustran la posibilidad de que los efectos en una red alimenticia provengan de un agente de control biológico que aumenta su propia densidad, pero que falla en reducir la de la maleza a controlar. Sin embargo, estos estudios no colocan las densidades observadas del ratón en el contexto más grande de la variación en densidad encontrada normalmente en poblaciones del ratón venado entre años y habitats en la región. En ese contexto ¿es inusual el doble de la densidad normal? Este resultado ha incrementado en los practicantes de control biológico la necesidad de considerar las oportunidades de la efectividad de un candidato durante su proceso de evaluación previo (McClay y Balciunas, 2005) y las posibles consecuencias si no se logra el control.



**Figura 11-10.** El picudo *Cyphocleonus achates* (Fabricius), un agente de control biológico rizófago, liberado contra la centaurea manchada *Centaurea stoebe micranthos* (= *C. maculosa* L.). (Fotografía cortesía de Jim Story.)

Sin embargo, todavía están sucediendo cambios en este sistema. Agentes adicionales, especialmente el picudo *Cyphocleonus achates* (Fabricius) (**Figura 11-10**), están probando ser efectivos. Story *et al.* (2006) documentaron la disminución de las densidades de la centaurea manchada de 77% y 99% en dos sitios en el oeste de Montana, en un período de 11 años de asociación con el picudo de la raíz (ver también Corn *et al.*, 2006). Dichas densidades disminuidas de la centaurea no mantendrían poblaciones elevadas del ratón venado (Pearson y Callaway, 2006). Es importante aclarar que las densidades de las plantas fueron reducidas solamente con el ataque combinado de las moscas de las agallas, reduciendo la producción de semilla, y de los picudos que se alimentan de las raíces, causando tasas más altas de muerte de plantas (Story, com. pers.). Esto contradice el punto de vista de Pearson *et al.* (2000) de que las moscas de las agallas no jugaban un papel en el control de la centaurea

(=agente ineficiente) sino más bien sugiere que la mosca de la agalla es un agente necesario pero no suficiente por sí mismo. La eficacia de la combinación de la mosca de la agalla y del picudo de la raíz ilustra el concepto del impacto acumulativo de múltiples agentes en el control de malezas.

## ACACIA SALIGNA EN SUDÁFRICA

Este árbol es una plaga ambiental importante en el Cabo Fynbos, un lugar de alta diversidad vegetal del tamaño de Portugal, el cual contiene 8,600 especies de plantas, 5,600 de ellas endémicas (Cowling y Richardson, 1995). En toda África tropical, una área 235 veces mayor, contiene solamente 3.5 veces tantas especies (Cowling y Richardson, 1995). Las plantas exóticas han invadido el fynbos y amenazan a muchas plantas endémicas y a sus insectos asociados (Richardson, *et al.*, 1992). El fynbos, siendo pobre en nutrientes, es vulnerable especialmente a las plantas fijadoras de nitrógeno, como las especies de *Acacia*, lo que altera el ciclo de nutrientes (Yelenik *et al.*, 2004). El sauce de Port Jackson *Acacia saligna* (Labill.) Wendl. es el invasor más amenazante en la región, formando bosquesillos densos y desplazando a las especies nativas (Morris, 1999; Henderson, 2001).

*Acacia saligna* es nativa del suroeste de Australia (Henderson, 2001). Mientras realizaba inspecciones allá buscando agentes de control biológico, Stefan Naser notó que la planta era atacada severamente por un hongo de tizón formador de agallas, *Uromycladium tepperianum* (Sacc.) McAlp (Morris, 1991). Aunque este hongo era conocido de varias especies de *Acacia* (van den Berg, 1977), se consideró la posibilidad de genotipos específicos del hospedero (Morris, 1991). Su existencia había sido confirmada por Morris (1987), quien encontró que 20 especies de *Acacia* y cuatro de *Albizia* no fueron afectadas cuando se inocularon con teliosporas de *U. tepperianum* tomadas de *A. saligna*. Este estrecho rango de hospederos permitió al hongo ser liberado en Sudáfrica en 1987. Aunque se esperaba que los efectos fueran lentos (Morris, 1987), el hongo se dispersó rápidamente, produciendo hasta 5,000 agallas en los árboles grandes (Morris, 1999). Tan pocas como 1-5 agallas mataban plántulas y arbolitos jóvenes; los árboles de más edad requerían varios cientos de agallas (Morris, 1999). Se pensó que las agallas no mataban directamente a la planta sino que las predisponía a otros factores de estrés, reduciendo finalmente las densidades de las plantas de 90-95% (Morris, 1999).

Este proyecto altamente exitoso demostró la posibilidad de usar métodos biológicos para controlar árboles leñosos grandes y la necesidad de estudios detallados sobre los candidatos a ser agentes de control. También se reconfirmó el valor de los fitopatógenos en el control biológico clásico y constituyó otro ejemplo de la utilidad de los organismos formadores de agallas. Así como muchos otros proyectos, también demostró el valor de los efectos subletales que estresan las plantas, causándoles que mueran por otras causas. Finalmente, demostró el papel absolutamente crítico del control biológico en la conservación de plantas nativas amenazadas por especies invasoras altamente competitivas. Ninguna otra forma de control tuvo serio potencial para proteger al fynbos.

## PIOJO HARINOSO ROSADO EN EL CARIBE

Este proyecto, efectuado en el Caribe en los 1990s, ilustra la necesidad continua del control biológico en su forma más tradicional para controlar hemípteros plaga, conforme se dispersan a nuevas áreas sobre las plantas, debido al comercio internacional.

El piojo harinoso rosado (*Maconellicoccus hirsutus* Green) invadió Grenada en 1993 (Kairo *et al.*, 2000; Michaud, 2003), infestando brotes, flores y frutas de muchas plantas, entre las más importantes el hibiscus ornamental (*Hibiscus rosa-sinensis* L.), guanábana (*Annona muricata* L.), algodón (*Gossypium hirsutum* L.), cacao (*Theobroma cacao* L.) y cítricos (*Citrus* spp.) (Cock, 2003; Gautam, 2003). El piojo harinoso alcanzó altas densidades y se diseminó rápidamente a otras islas y a las áreas continentales vecinas. Los piojos harinosos causaron pérdidas inmediatas a la industria turística al reducir la belleza de las plantas ornamentales en los hoteles. Las pérdidas también ocurrieron en varios cultivos importantes y el comercio entre las islas fue afectado a través de cuarentenas ineficientes promulgadas para controlar la dispersión. Grenada y Trinidad-Tobago sufrieron pérdidas estimadas de 10-18 millones de dólares en el primer año (Michaud, 2003). En contraste, Puerto Rico no sufrió pérdidas económicas porque se introdujeron parasitoides eficientes casi inmediatamente después de que se descubrió una población invasora.

El control de esta plaga fue facilitado principalmente por el control exitoso previo de la misma especie en Egipto en los 1920s (Clausen, 1978), donde había invadido, presumiblemente desde India. Los enemigos naturales introducidos a Egipto – el cocinélido *Cryptolaemus montrouzieri* Mulsant y el encírtido *Anagyrus kamali* Moursi – también fueron liberados en el Caribe así como otro encírtido parasítico, *Gyranusoidea indica* Shafee, Alam & Agarwal. El cocinélido tuvo poco o ningún efecto, aún cuando se estableció. Las costosas liberaciones aumentativas de *C. montrouzieri* fueron algo útiles como una medida alterna para reducir poblaciones extremadamente altas en áreas limitadas con plantas de alto valor pero no pudo lograr un control a nivel área. El control por los parasitoides, especialmente por *A. kamali*, sin embargo, fue rápido y completo (Kairo *et al.*, 2000).

Un nuevo aspecto, asociado con este proyecto pero que no fue parte del trabajo anterior en Egipto, fue la preocupación por los posibles efectos en otros piojos harinosos. Para conocer la especificidad de *A. kamali*, se evaluaron nueve especies de piojos harinosos (Sagarra *et al.*, 2001). De ellos, *A. kamali* ovipositió en dos especies pero no se desarrolló. Este parasitoide fue, por tanto, juzgado benéfico y relativamente específico. En contraste, *C. montrouzieri* es un depredador generalista conocido de piojos harinosos. La falla del gobierno granadino en distinguir la diferencia entre estos dos agentes, ilustra que no es generalizado el deseo de proteger a otros insectos que no son plagas. Sin embargo, una vez que la efectividad de los parasitoides se demostró, el uso en nuevas áreas se limitó a ellos.

Este proyecto mostró claramente que grupos familiares de plagas continúan invadiendo nuevas regiones, creando nuevos problemas importantes. El control biológico clásico tiene la habilidad de responder rápidamente a tales invasiones, probando que las instituciones con el personal científico y el financiamiento requeridos, apoyados por los gobiernos, tienen el mandato legal para intervenir en la fase más temprana de tales invasiones, cuando los proyectos pueden ser más efectivos en la prevención del daño.

### AVISPA DE LA AGALLA DEL CASTAÑO EN JAPÓN

Esta especie (*Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu) (**Figura 11-11**) fue introducida a Japón desde China durante la Segunda Guerra Mundial y se convirtió en una plaga crítica en huertos de castaños, al promover la formación de agallas en las yemas (**Figura 11-12**), lo que reduce la formación de nueces. Esta plaga fue virtualmente incontrolable con plaguicidas porque las larvas de la avispa de la agalla están protegidas dentro de tejidos vegetales. Una variedad resistente de castaño fue introducida al cultivo y proporcionó control en los 1950s, pero en los 1960 se encontraron agallas en

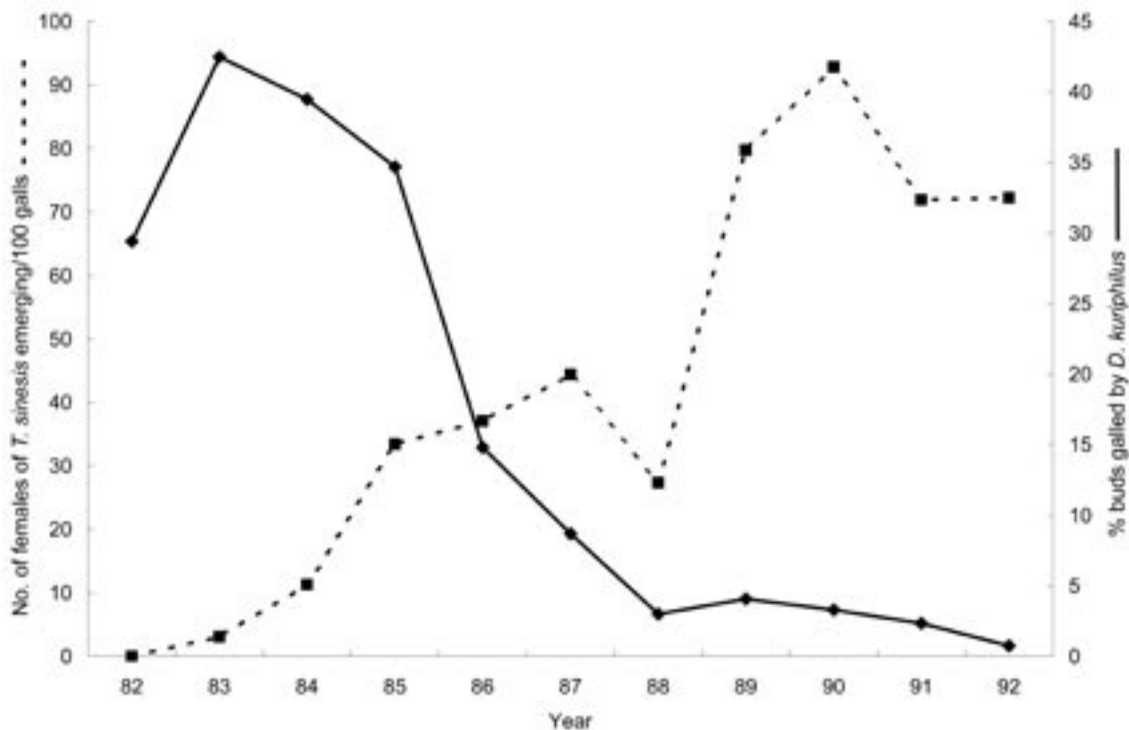


**Figura 11-11.** La avispa invasora de la agalla del castaño (*Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu) es una plaga severa para la producción del castaño en Japón, cuando no es suprimida por agentes de control biológico. (Fotografía cortesía de Seiichi Moriya.)



**Figura 11-12.** Agallas de *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu en castaño en Japón. (Fotografía cortesía de Seiichi Moriya.)

esa variedad también, sugiriendo que se había desarrollado una nueva forma de avispa de la agalla. Aproximadamente 40% de los brotes tenían agallas al inicio de los 1980s, antes de que se intentara el control biológico (**Figura 11-13**) (Moriya *et al.*, 2003). Se inició un proyecto de control biológico después de que la plaga fue descubierta en China y de que un nuevo torímido parasítico, *Torymus sinensis* Kamijo, fue recobrado. Esta especie fue introducida a Japón (Moriya *et al.*, 1989). La identificación confiable de *T. sinensis* requiere marcadores moleculares, debido a la existencia de una especie japonesa similar que no es efectiva contra la plaga (*Torymus beneficus* Yasumatsu & Kamijo) (Yara, 2005). Después de la introducción de *T. sinensis*, el nivel de la formación de agallas disminuyó, alcanzando sólo el 3% en 1992, muy abajo del nivel de daño económico del 30%.



**Figura 11-13.** Control biológico exitoso de la avispa de la agalla del castaño (*Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu) en Japón por la introducción del parasitoide torímido chino *Torymus sinensis* Kamijo. (Redibujado con permiso de Moriya et al., 1989: *Applied Entomology and Zoology* 24: 231-233.)

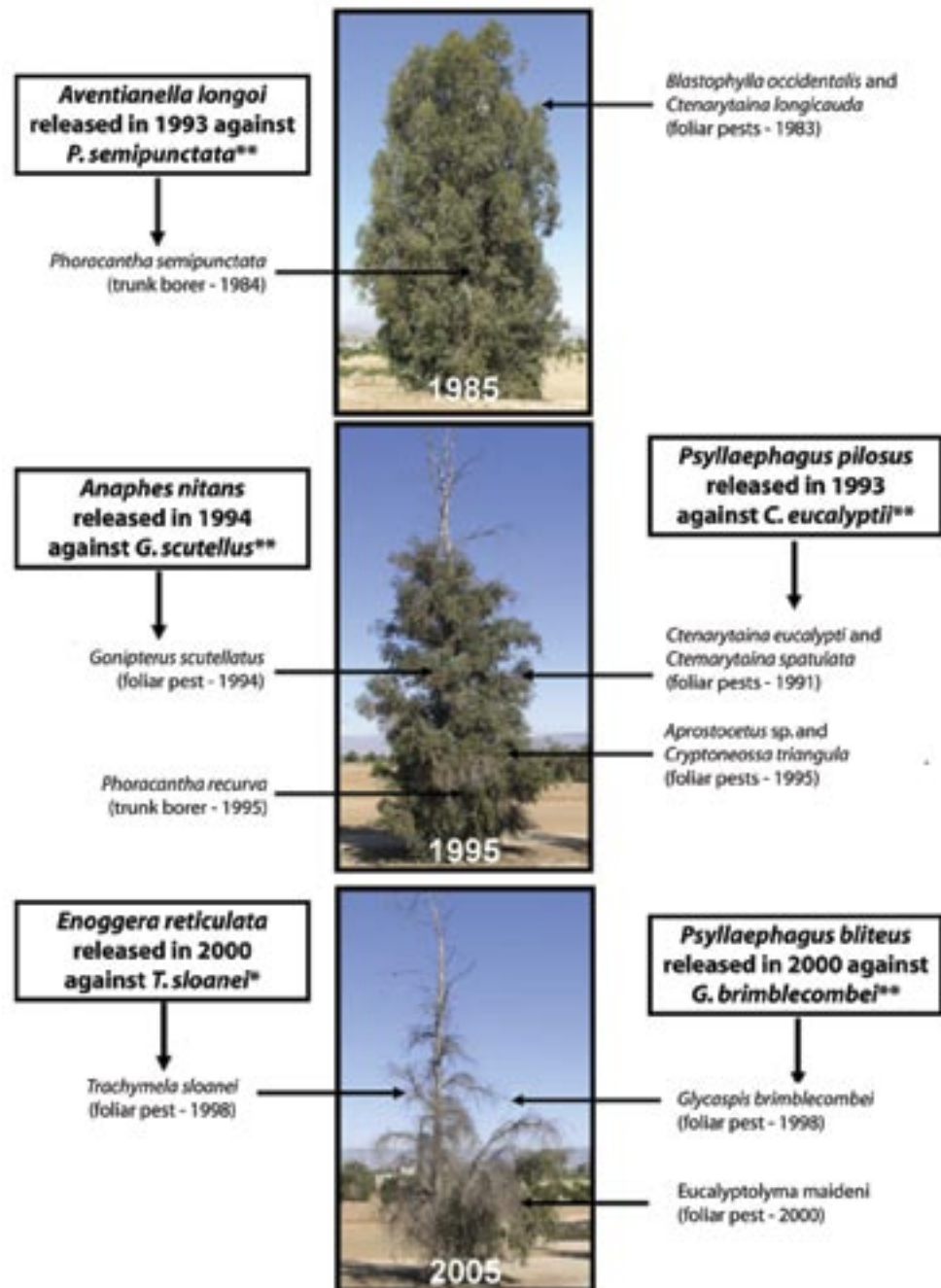
## PLAGAS DE EUCALIPTOS EN CALIFORNIA

Desde 1850, más de 90 especies de eucaliptos han sido importadas en forma de semillas desde Australia a California para un amplio rango de usos incluyendo su uso como ornamentales. Por más de un siglo, estas especies permanecieron virtualmente libres de plagas. Sin embargo, iniciando en los 1980s, una serie de insectos que se alimentan de los eucaliptos han invadido California (**Figura 11-14**), dañándolos y matándolos.

La primera invasión fue la del barrenador *Phoracantha semipunctata* (Fabricius) (Coleoptera: Cerambycidae) (**Figura 11-15**), el cual fue detectado en California en 1984 (Paine y Millar, 2002).

Posteriormente, otras 15 especies de herbívoros del eucalipto han llegado a dicho estado, incluyendo otro *Phoracantha* (en 1995), el picudo filófago *Gonipterus scutellatus* Gyllenhal (en 1994), el crisomélico *Trachymela sloanei* Blackburn (en 1998), y al menos seis psiloideos, incluyendo el psílido de la goma azul *Ctenarytaina eucalypti* Maskell y a otros dos psílicos (*Glycaspis brimblecombei* Moore y *Eucalyptolyma maideni* Froggatt) (Paine y Millar, 2002).





**Figura 11-14.** Las especies de *Eucaliptos* nativas de Australia han sido cultivadas en California, EU, desde alrededor de 1850. Estos importantes árboles para el paisaje no estaban sujetos a herbivoría significativa por fitófagos que coevolucionaron en California por más de 100 años. Para 1985, tres especies de insectos que se alimentan en eucaliptos se habían establecido en California, para 1995 otras seis especies se establecieron y para 2005, otros tres nuevos herbívoros. Cuatro de estas especies plaga han sido objeto de control biológico clásico: \*\* indican proyectos exitosos, donde las densidades de la plaga fueron reducidas a niveles no económicos; y \* indica proyectos que fallaron en lograr un control adecuado de la plaga. (Dibujo cortesía de Mark Hoddle.)



**Figura 11-15.** El barrenador del eucalipto *Phoracantha semipunctata* (Fabricius), una especie invasora en California (EU). (Fotografía cortesía de Jack Kelly Clark, University of California IPM Photo Library)

Se han introducido parasitoides desde Australia contra cuatro de estos invasores. El barrenador *P. semipunctata* ha sido controlado completamente por el parasitoides de huevos *Avetianella longoi* Siscaro (Encyrtidae) (Hanks *et al.*, 1995, 1996). El picudo *G. scutellatus* (Hanks *et al.*, 2000) y los psiloideos *C. eucalypti* y *G. brimblecombei* (Hodkinson, 1999; Dahlsten *et al.*, 2005) también han sido suprimidos por parasitoides introducidos. Existen introducciones planeadas o en proceso contra la segunda especie del barrenador, el crisomélido y los otros dos psiloideos.

Estos eventos muestran que la alta productividad que a menudo tienen las plantas exóticas en otras zonas, puede perderse abruptamente cuando las invaden plagas de su rango nativo. La disminución en la productividad puede ser especialmente severa si el área en la que se introdujo es físicamente marginal para la planta, una limitación que puede ser tolerada en ausencia de herbívoros pero insostenible una vez que éstos invaden. La magnitud de la “productividad reforzada en refugios”, en riesgo de pérdida por invasiones, es alta. Por ejemplo, considerar el caso de las plantaciones del árbol de caucho en el sureste asiático. La producción de los árboles de caucho (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.) no es biológicamente posible en el Amazonas (su rango nativo), debido a

las plagas nativas asociadas. Cuando éstas invadieron el refugio para la planta, creado al transportarla a inicios del siglo 20 al sureste asiático, el caucho barato pudo dejar de existir, con impactos masivos en la economía del mundo motorizado. Un colapso similar de la producción de cítricos en su refugio en la Florida puede estar empezando ahora con la invasión desde Asia (la zona de origen de los cítricos) de la incontrolable enfermedad del reverdecimiento de los cítricos (‘citrus greening’).

Otra lección del trabajo con las plagas de los eucaliptos en California es que los barrenadores, antes considerados plagas improbables de controlar biológicamente, puede ser posible controlarlos en algunos casos. La invasión del barrenador esmeralda del fresno (*Agrilus planipennis* Fairmaire; Coleoptera: Buprestidae) en la zona centro norte de los Estados Unidos, donde está matando millones de árboles de fresnos (*Fraxinus* spp.) (Anon, 2004; Herms *et al.*, 2004) ilustra la importancia crítica de este precedente.

## EL BARRENADOR MAYOR DE LOS GRANOS EN ÁFRICA

La especie *Prostephanus truncatus* (Horn) (Coleoptera: Bostrichidae) fue accidentalmente introducida en África en los 1970s en los cargamentos de granos de maíz que países desarrollados enviaron como ayuda alimenticia. En África, el grano seco de maíz es almacenado en las granjas (**Figura 11-16**) y es un producto básico para millones de personas. Las condiciones de almacenamiento no permiten la exclusión de los insectos, por lo que el barrenador mayor de los granos, el cual se alimenta de grano seco de maíz, se convirtió rápidamente en una plaga primaria en el maíz y la yuca almacenados en las granjas, causando pérdidas de hasta un 30% (Borgemeister

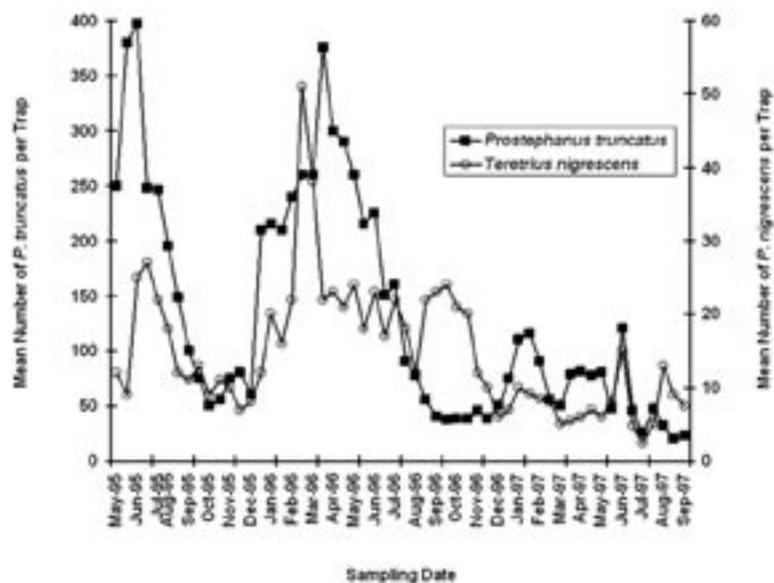


**Figura 11-16.** El maíz para consumo dentro de la granja en África es almacenado en estructuras simples, accesibles al barrenador mayor de los granos *Prostephanus truncatus* (Horn) (Coleoptera: Bostrichidae), una plaga introducida capaz de destruir una gran parte del maíz almacenado. (Fotografía cortesía de K. Hell, IITA.)

*et al.*, 1997). Para reducir pérdidas, depredadores de la plaga fueron colectados en Centroamérica, su área nativa, y el histérico *Teretrius* (antes *Teretriosoma*) *nigrescens* (Lewis) fue introducido en África oriental y occidental a principios de los 1990s. Una complicación que afectó este proyecto fue que la plaga también puede alimentarse de madera muerta, por lo que poblaciones de reserva existían en los bosques. Los escarabajos de las poblaciones del bosque pueden migrar a nuevos almacenamientos de maíz, conforme éstos se establezcan. El histérico depredador encuentra a su presa a través de la atracción de la feromona de agregación de la plaga. Consecuentemente, el número de depredadores y de plagas capturados en trampas (**Figura 11-17**) cebadas con esta feromona, podría ser usado para monitorear el establecimiento y la dispersión de *T. nigrescens* y para medir los cambios en la abundancia de la plaga a través del tiempo (**Figura 11-18**).



**Figura 11-17.** Trampas con feromonas pueden ser usadas para monitorear los niveles locales del barrenador mayor de los granos *Prostephanus truncatus* (Horn) y de su depredador introducido, el histérico *Teretrius nigrescens* (Lewis). (Fotografía cortesía de K. Hell, IITA.)



**Figura 11-18.** Las capturas en trampas con feromonas del barrenador mayor de los granos *Prostephanus truncatus* (Horn) y de su depredador introducido, el histérico *Teretrius nigrescens* (Lewis), muestran progresivamente picos estacionales menores de la plaga en la sabana del sur de Guinea, después del aumento en abundancia del depredador en el segundo año (1996). (Redibujado con permiso de Schneider *et al.*, 2004: *Biological Control* 30: 241-255.)

En África occidental, las capturas en trampas con feromonas documentaron el establecimiento y la rápida dispersión del depredador, después de su liberación en 1992. Los números en aumento de los depredadores en las trampas estuvieron asociados con números decrecientes de la plaga (Borgemeister *et al.*, 1997). Las inspecciones desde 1995 hasta 1997 en Benin demostraron una fuerte reducción en los números de barrenadores del grano de la primera generación, y las inspecciones en las granjas demostraron una disminución en la tasa de infestación y en las pérdidas (Borgemeister *et al.*, 1997). En África oriental, Hill *et al.* (2003) encontraron una reducción del 80% en el número de los escarabajos plaga criados en bosques de Kenya, comparados con los niveles previos a la introducción del depredador. Éste fue un hallazgo crítico, sugiriendo que era posible la reducción del barrenador mayor de los granos en un área amplia en su reserva natural, a pesar que los resultados del modelo sugerían que este depredador no sería eficiente debido a su baja tasa de crecimiento, en relación con la de la plaga (Holst y Meikle, 2003). La disminución del barrenador mayor de los granos ha sido documentada en Togo y en Benin en África occidental; en las áreas donde el depredador ha estado por más tiempo (sur de Togo y Benin), las pérdidas de granos durante el almacenamiento han caído a niveles equivalentes a los previos a la invasión de la plaga (Schneider *et al.*, 2004).

Este proyecto es importante porque demuestra nuevamente el papel crítico que el control biológico puede jugar en la protección de las fuentes alimenticias de la gente en el campo. Demuestra el uso de trampas con feromonas como una herramienta para monitorear el progreso en tales proyectos. También muestra la interacción entre una reserva de la plaga (en este caso, la madera muerta en los bosques) y las poblaciones de la plaga sobre un recurso crítico (en este ejemplo, el maíz almacenado en las granjas) y los límites de los modelos en la predicción de los resultados de campo, cuando las poblaciones interactúan en un paisaje complejo.

## DESCRIPCIÓN DEL PROCESO PASO POR PASO

Todos los proyectos de control biológico clásico tienen pasos similares (Van Driesche y Bellows, 1993): (1) escoger plagas apropiadas y conseguir apoyo, (2) obtener la identificación correcta de la plaga, (3) buscar los enemigos naturales de la plaga en la área invadida, (4) identificar el rango de distribución nativo de la plaga, (5) coleccionar enemigos naturales en las localidades donde se quiere controlar, (6) juzgar el potencial de los enemigos naturales candidatos para suprimir la plaga, (7) establecer colonias de enemigos naturales en cuarentena, (8) estimar el rango de hospederos de cada enemigo natural, (9) solicitar permiso para liberación, (10) liberar y establecer al enemigo natural, (11) evaluar impactos sobre la plaga y en especies que no son plaga, y (12) evaluar el cumplimiento del programa y su valor económico.

### PASO 1: ESCOGER PLAGAS APROPIADAS Y CONSEGUIR APOYO

Las plagas seleccionadas para ser controladas deben ser importantes, ya sea económica o ecológicamente, porque la mano de obra y los fondos empleados en un proyecto no estarán disponibles para otro. Los impactos de las plagas invasoras deberían ser estimados antes de empezar el proyecto (ver p. ej., Ross *et al.*, 2003; Brown *et al.*,

2006). Las plantas nativas y unos pocos insectos nativos no son adecuados como objetivos. Ya que las especies invasoras a veces son controladas por agentes locales o que se dispersan por sí mismos (Simberloff y Gibbons, 2004), las plagas seleccionadas como objetivos deberían ser especies que han persistido por varios años o aún más (p. ej., Vercher *et al.*, 2005 demostraron en España que los parasitoides locales del minador de la hoja de los cítricos *Phyllocnistis citrella* Stainton fracasaron en controlarlo durante siete años después de la invasión). Idealmente, la plaga a controlar debe ser una que se encuentre a bajas densidades en su zona nativa.

Debe haber un amplio acuerdo social sobre la necesidad de suprimir plagas selectas, sin conflictos de interés no resueltos entre grupos. Por ejemplo, en Australia, la propuesta de controlar la maleza de pastizales *Echium plantagineum* L. fue atacada por los apicultores, quienes la consideraban útil para las abejas (Cullen y Delfosse, 1985). En Sudáfrica, muchas especies de árboles introducidos para silvicultura y agroforestería se han vuelto invasores. Estas especies tienen valor comercial y muchas son usadas como leña por la gente local. Para resolver tales conflictos, los gobiernos necesitan establecer cortes de arbitraje para decidir lo que sea mejor para toda la sociedad.

Finalmente, el registro histórico del control biológico clásico puede aclarar las oportunidades de éxito, las que también pueden ser tomadas en cuenta para decidir si una especie dada va a ser un objetivo fácil o difícil. Los piojos harinosos y las escamas armadas serían ejemplos de objetivos fáciles ya que muchas especies de estos grupos han sido controladas con éxito a través de introducciones de enemigos naturales. En contraste, los pastos y las larvas de escarabajos que habitan en el suelo nunca han sido controlados con el control biológico clásico.

## PASO 2: OBTENER LA IDENTIFICACIÓN CORRECTA DE LA PLAGA

Los proyectos empiezan por obtener una identificación de la especie plaga por un especialista, quizá también incluyendo una caracterización molecular de la población invasora para tener una correspondencia con la población de la que se originó el invasor. Este último proceso puede ser muy útil si la distribución conocida de la plaga es extremadamente amplia. Por ejemplo, este enfoque demostró que la población invasora del helecho trepador del Viejo Mundo (*L. microphyllum*) en el sur de la Florida correspondía con poblaciones del norte de Queensland, Australia (Goolsby *et al.*, 2004b), por lo que era la fuente posible de la población de la Florida.

Después que se conoce la identidad de la plaga, puede ser compilada la información disponible sobre su distribución, biología, rango de hospederos, estatus de la plaga, de sus enemigos naturales y de sus parientes cercanos. El conocimiento general de las especies relacionadas es útil porque especies cercanas o de apariencia similar pueden ocurrir en la área a ser inspeccionada y porque cada una de estas especies puede tener enemigos naturales específicos. Por ejemplo, en la búsqueda de los enemigos naturales del piojo harinoso de la yuca (*Phenacoccus manihoti* Matile-Ferrero) en Suramérica, los entomólogos tuvieron que distinguir esta especie de su pariente más cercana, *Phenacoccus herreni* Williams. Ambas especies tienen parasitoides similares, algunos de ellos compartidos, pero la especie clave exitosa sólo atacaba a *P. manihoti* (Neunschwander, 2003).

Cuando una plaga es una especie no descrita, sus parientes más cercanos deben ser determinados para guiar la colección de los enemigos naturales. De otra manera, se puede perder tiempo colectando los enemigos naturales de la especie equivocada. La maleza *S. molesta* fue mal identificada originalmente como *Salvinia auriculata* Aublet y, en consecuencia, la búsqueda de enemigos naturales eficientes fue mal dirigida a Trinidad y a Guyana, donde *Cyrtobagous singularis* Hustache fue colectado pero probó ser ineficiente. En los 1970s, después de que se reconoció que la plaga era una nueva especie (más tarde descrita como *S. molesta*), la correspondencia de especímenes con registros de herbario mostró que su rango nativo era el sur de Brasil. Una búsqueda en esa zona parecía sugerir que los enemigos naturales disponibles eran las mismas tres especies (un saltamontes, una polilla y un picudo) que previamente se habían encontrado en *S. auriculata* (Forno y Bourne, 1984). Al principio, se pensó que la población brasileña del picudo era una raza local de la especie encontrada antes. Sin embargo, cuando el picudo brasileño fue liberado en Australia probó ser extremadamente efectivo y los estudios taxonómicos más detallados demostraron que, en realidad, era una nueva especie, nombrada después *C. salvinae* (Room *et al.*, 1981; Calder y Sands, 1985; Moran, 1992). Este picudo ha sido liberado en muchos otros países con igual efecto. El proyecto sirvió para resaltar la importancia crítica de la taxonomía en el control biológico.

### PASO 3: BÚSQUEDA DE LOS ENEMIGOS NATURALES DE LA PLAGA EN LA ZONA INVADIDA

Para evitar introducir enemigos naturales que ya están presentes o que no pueden ser distinguidos de otros ya presentes, la plaga en la región invadida debe ser muestreada y sus enemigos naturales inventariados. En algunos casos, pueden desarrollarse marcadores moleculares para asegurar que dicha especie puede separarse de cualquier otra especie nueva a introducir. Por ejemplo, en el proyecto contra la raza B de la mosca blanca de la batata *Bemisia tabaci* (Gennadius) en los Estados Unidos, se introdujeron poblaciones de varias avispas afelínidas de los géneros *Eretmocerus* y *Encarsia* desde muchos países. Se usaron marcadores moleculares para identificar cada población y para distinguirlas de los parasitoides nativos que ya existían en esa área (Goolsby *et al.*, 1998, 1999).

### PASO 4: IDENTIFICAR EL RANGO NATIVO DE LA PLAGA

Para coleccionar enemigos naturales para un proyecto de control biológico clásico, tienen que localizarse poblaciones foráneas de la plaga. El rango nativo de una plaga podría ser inferido de (1) el registro de la presencia de la plaga o de sus parientes, (2) la comunicación con científicos donde se crea que la plaga esté presente, (3) la revisión de especímenes en colecciones de museos de nivel mundial, p. ej., el Natural History Museum (Londres), el SEL Smithsonian (Washington) e instituciones regionales en el supuesto rango nativo, (4) el estudio de la variación genética en poblaciones de la plaga de diferentes localidades, y (5) las inspecciones reales en localidades potenciales. Basándose en los resultados de tales esfuerzos, la posibilidad de que cualquier área sea

la zona nativa de la plaga tiene que ser determinada (ver Capítulo 13 para sugerencias de métodos).

#### PASO 5: COLECTAR ENEMIGOS NATURALES EN LAS LOCALIDADES SELECCIONADAS

Después de que ciertas áreas han sido escogidas para las inspecciones, deben hacerse colectas (ver Capítulo 13). Dependiendo del nivel de accesibilidad y disponibilidad de universidades o estaciones de investigación locales, la colecta en el extranjero se realiza a través de viajes cortos hechos por científicos del país importador de los enemigos naturales, contratando científicos locales o desplazando personal a la región donde se va a colectar por extensos períodos de tiempo. El tercer enfoque es más efectivo porque los viajes rápidos a una región a menudo no permiten que suficientes sitios sean examinados en suficientes épocas del año, para encontrar todos los enemigos naturales de interés. Sin embargo, cada uno de estos enfoques puede funcionar.

Los aspectos que hay que tomar en cuenta, incluyen los siguientes (ver Capítulo 13 para más detalles):

- (1) Transporte, salud y seguridad de la persona que hará las colectas, dadas las circunstancias de las áreas propuestas.
- (2) Asegurar los permisos necesarios para exportar los enemigos naturales de la zona de colecta y para importarlos al laboratorio de cuarentena en el país receptor.
- (3) Aprovisionar el laboratorio de cuarentena receptor con los hospederos o plantas necesarios para criar los enemigos naturales recién colectados.
- (4) Provisiones necesarias para el envío rápido, tomando en cuenta todas las regulaciones y procedimientos, los cuales pueden estar poco definidos y ser cambiantes.
- (5) Búsquedas que incluyan varias estaciones, elevaciones y climas, conforme a la variación de los enemigos naturales. En las búsquedas se deben tomar muestras de todos los estados de vida de la plaga o de todas las partes (si son plantas).
- (6) Manejo separado de biotipos o especies crípticas potenciales, manteniendo las colonias separadas por localidad y hospedero. Las poblaciones de enemigos naturales varían genéticamente y esta variación puede ser importante para atributos como la elección del habitat, preferencia de hospederos, fisiología, parámetros del ciclo vital, comportamiento o de especificidad de hospederos. Esta variación es una fuente que debe ser reconocida y manejada en el proceso de importación. La introducción de nuevos biotipos de un enemigo natural de diferentes localidades ha probado ser crucial para el éxito en varios proyectos del pasado. En 1959, *Trioxys pallidus* Haliday fue introducido desde Francia hasta California para controlar el áfido del nogal (*C. juglandicola*) pero esta población se estableció solamente en el sur de California. En 1968 fue importada una población del mismo parasitoide pero desde Irán, una región con un clima similar al de California, y tuvo mayor éxito (van den Bosch *et al.*, 1970). Los biotipos también pueden ser importantes en el caso de los



fitopatógenos. Las herramientas moleculares ahora pueden reconocer diferencias en biotipos más fácil que nunca (Roehrdanz *et al.*, 1993; Antonlin *et al.*, 1996; Legaspi *et al.*, 1996; Alvarez y Hoy, 2002; Vink *et al.*, 2003; Kankare *et al.*, 2005; ver Capítulo 15).

#### PASO 6: JUZGAR EL POTENCIAL DE LOS ENEMIGOS NATURALES CANDIDATOS PARA SUPRIMIR A LA PLAGA

Se ha sugerido que es ineficiente para los proyectos de control biológico el introducir más de una o dos “mejores” especies (ver p. ej., Ehler, 1995). Este argumento se basa en la asunción que es posible juzgar cómo se afectarán cuantitativamente unas a otras las poblaciones recientemente introducidas en un nuevo ambiente sobre un cierto período de años (p. ej., como fue tratado por Godfray y Waage, 1991; Mills, 2005). Si la eficacia se pudiera predecir, también tendría el beneficio de evitar el uso de especies que se establecen pero que fallan en suprimir al hospedero (y por tanto permanecen abundantes por sí mismas). El evitar tales especies se ha sugerido como un método importante de evitar efectos indirectos no deseados de los agentes de control biológico (McClay y Balciunas, 2005). Sin embargo, hay muchos ejemplos de proyectos para los cuales la introducción de varios agentes ha logrado un control excelente (Huffaker y Kennett, 1969) y, en algunas casos, los agentes múltiples han demostrado claramente ser esenciales (Hoffmann y Moran, 1998).

Como algo práctico, las predicciones necesarias para escoger el “mejor” agente deberían también estar basadas en datos de laboratorio o en información obtenida en su rango nativo de distribución. Las predicciones basadas en evaluaciones de laboratorio están limitadas por su inhabilidad de evaluar factores biológicos como la dispersión del agente, respuestas al clima y los efectos de hospederos alternantes (Messenger, 1971; Eikenbary y Rogers, 1974; Mohyuddin *et al.*, 1981; Legner, 1986). Además, la liberación del ataque de hiperparasitoides, cleptoparasitoides o depredadores (presentes en la zona nativa) puede hacer predicciones inciertas del desempeño en la nueva localidad. Dado el bien conocido principio de que las nuevas propiedades aparecen en nuevos niveles de organización, no es sorprendente que los atributos de individuos medidos en jaulas sean pobres pronosticadores del desempeño de las poblaciones en el campo.

Un enfoque diferente para seleccionar enemigos naturales a introducir puede ser el observar los “nichos de ataque vacantes” en el sistema vital de la plaga en la zona invadida, en comparación con el rango nativo. Para la polilla de la manzana, *Cydia pomonella* (L.), Mills (2005) usó modelos estructurados por estado vital de su ciclo de vida en la zona receptora (California, EU) y su rango nativo (Asia central) para identificar los enemigos naturales que causaban alta mortalidad en Asia a los estados con baja mortalidad en California. Los criterios de selección para escoger especies a introducir fueron que los nuevos parasitoides no deberían mostrar interacciones antagónicas con los parasitoides existentes, deberían causar al menos un 30% de mortalidad en el rango nativo y deberían atacar estados de vida (larvas de 2° estadio y pupas) que no tenían enemigos naturales en California.

En la práctica, los enemigos naturales a menudo son descubiertos o aprobados para liberación secuencialmente y entonces la pregunta de cuántos y en qué orden deben liberarse las especies, a menudo es reemplazada por cuál especie está disponible primero, seguida por desistir cuando la plaga esté controlada. Una situación aparte, de gran importancia, es cuándo detener el trabajo con una especie que era prometedora pero de la que se descubrieron algunos defectos antes de la liberación o cuál especie falla en demostrar cualquier supresión del hospedero después de la liberación. En general, antes de que una especie en particular sea liberada, se necesita contestar positivamente dos preguntas: (1) ¿es plausible que el enemigo natural *pueda* ser efectivo? y (2) ¿es seguro? (para la última, ver los Capítulos 17 y 18).

Las especies plausibles son aquéllas que comparten ciertos atributos que se piensa que son favorables para el éxito y que no tienen características obvias que las harían inadecuadas o inseguras para el uso propuesto. En términos de parasitoides y depredadores, Coppel y Mertins (1977) propusieron una lista de tales atributos deseables: correspondencia ecológica con el habitat del hospedero, sincronización en el tiempo, respuesta a la densidad, alta tasa de reproducción, alta capacidad de búsqueda, alta capacidad de dispersión, especificidad de hospederos, compatibilidad con la fisiología del hospedero, requerimientos simples de alimento y que estén libres del hiperparasitismo. Godfray y Waage (1991) describen cómo las observaciones preliminares sobre las características del ciclo de vida pueden ser combinadas, usando modelos matemáticos de interacciones de población. De particular importancia es el punto de vista emergente de que los parasitoides exitosos, por ejemplo, son aquéllos con tasas más rápidas de incremento de la población que las plagas contra las que son liberados (altas proporciones de tiempo generacional) (Kindlmann y Dixon, 1999; Barlow *et al.*, 2003). Para una discusión de la teoría del control biológico clásico, ver el Capítulo 10.

Finalmente, los estudios de los enemigos naturales candidatos y de sus hospederos en el país nativo pueden dar ideas del impacto potencial de los enemigos naturales específicos, en particular donde una especie dada podría ser más exitosa en términos de factores como la elevación, el clima y el habitat.

#### PASO 7: CRIAR COLONIAS DE ENEMIGOS NATURALES EN CUARENTENA

Además de ser una buena práctica, las leyes de muchos países requieren que los enemigos naturales colectados en el extranjero sean enviados a laboratorios de cuarentena, de manera que no se introduzcan accidentalmente organismos dañinos. Los laboratorios de cuarentena son edificios diseñados especialmente para la contención de organismos, en los cuales los materiales importados pueden ser inspeccionados con seguridad (ver Capítulo 13). El diseño y los procedimientos operativos de la cuarentena fueron revisados para los Estados Unidos por Coulson *et al.* (1991). La FAO perteneciente a la ONU ha publicado guías para los procedimientos de cuarentena apropiados para ser usados durante las introducciones de agentes de control biológico (Anon., 1992).

Los laboratorios de cuarentena proporcionan un lugar donde todos los organismos indeseables que se encuentren por accidente en los envíos puedan ser removidos

y destruidos mientras que los organismos deseables – los agentes de control biológico – puedan ser preservados y usados para colonias de cría. Consecuentemente, para cumplir su misión, los laboratorios de cuarentena deben proveer un ambiente que permita tener enemigos naturales criados exitosamente (y sus hospederos) mientras que, al mismo tiempo, evite su escape.

Las colonias de los enemigos naturales candidatos deben consistir de una sola especie de enemigo natural y de su hospedero, presa o planta alimenticia. La colonia del enemigo natural debe demostrar estar libre de hiperparasitoides (en el caso de los parasitoides), de parasitoides (para los agentes de control biológico de malezas) y de patógenos. El enemigo natural debe demostrar, al criarse en el laboratorio de cuarentena, ser apto para completar su ciclo de vida en la plaga a controlar.

Sin un buen laboratorio de cuarentena, pueden perderse los enemigos naturales deseables y desperdiciarse los esfuerzos de colecta en el extranjero. Puede ser necesario mantener colonias de enemigos naturales por varias generaciones para estudiar su biología y especificidad de hospederos, antes de que una solicitud de liberación pueda ser preparada. Durante este período, todos los materiales que sostienen a las colonias deben ser manejados para evitar invasiones por especies indeseables. Si hay plantas que formen parte del apoyo necesario para criar al enemigo natural, la invasión de herbívoros no deseados (áfidos, trips, ácaros, etc.) debe ser prevenida o suprimida.

Si el enemigo natural deseado es un patógeno, los objetivos de establecer y mantener una colonia pura del organismo siguen siendo los mismos señalados anteriormente. Sin embargo, los procedimientos reales de cuarentena usados son los de un laboratorio microbiológico, incluyendo el filtrado especial de los suministros de aire entrante y saliente, la contención y el tratamiento de toda el agua de desecho, y condiciones especiales de cultivo para minimizar la contaminación de los cultivos microbiales (Melching *et al.*, 1983).

#### PASO 8: ESTIMAR EL RANGO DE HOSPEDEROS DE CADA ENEMIGO NATURAL

Antes de que un cultivo puro de un nuevo enemigo natural pueda ser considerado aceptable para liberarlo en el medio ambiente, debe obtenerse información que permita la estimación de su rango de hospederos, en relación con la fauna o flora de las áreas en las cuales eventualmente podría dispersarse (para detalles, ver el Capítulo 17). La información puede venir de registros previos de hospederos en la literatura, de observaciones de cuáles especies son atacadas por el agente en su área de origen y de las pruebas de rango de hospederos en el laboratorio de cuarentena o, a veces, de pruebas de campo en el país de origen del enemigo natural.

Para insectos herbívoros y para fitopatógenos, la estimación del rango de hospederos ha sido rutinaria en el control biológico clásico por más de 75 años. Inicialmente, dichas pruebas se enfocaban en probar cultivos, ornamentales y otras plantas valiosas para asegurar que con la introducción del herbívoro o del patógeno no entrara una nueva plaga de plantas. En los 1970s, con la llegada de leyes para las especies en peligro, la protección de las plantas nativas amenazadas fue agregada como un objetivo en los planes de prueba. Actualmente, la meta es pronosticar el rango de hospederos

y evitar cualquier impacto importante en cualquier especie vegetal nativa, amenazada o no (Zwölfer y Harris, 1971; Frick, 1974; Wapshere, 1974a, 1989; Woodburn, 1993).

Para artrópodos parasíticos y depredadores, las pruebas de rango de hospederos originalmente no eran requeridas ya que la preocupación de los gobiernos era proteger plantas, no insectos nativos. Sin embargo, desde principios de los 1990s, emergió un consenso entre los científicos del control biológico de que la estimación del rango de hospederos debería ser una parte estándar de todos los proyectos de control biológico clásico (Van Driesche y Hoddle, 1997). Los métodos para hacer dichas estimaciones para los insectos parasíticos y depredadores están siendo desarrollados (Van Driesche y Reardon, 2004; Bigler *et al.*, 2006) pero tales pruebas no son requeridas todavía en muchos países.

#### PASO 9: SOLICITAR LA LIBERACIÓN

En muchos países, la decisión de liberar un nuevo agente de control biológico al medio ambiente, con la intención de que se establezca, es regulada por la ley. Aunque los detalles varían con el país, dichas leyes buscan asegurar que no ocurra algún daño importante a las especies nativas que no se van a controlar pero, si algún daño es inevitable, debe juzgarse lo que es aceptable antes de la liberación, considerando el importante daño que hace la plaga por controlar.

#### PASO 10: LIBERACIÓN Y ESTABLECIMIENTO

El establecimiento en el campo de los enemigos naturales nuevos es un paso crucial. El establecimiento usualmente es definido como la presencia de una población reproductiva del enemigo natural, un año después de la última liberación. El establecimiento del enemigo natural es evaluado por el muestreo dirigido al agente liberado o indirectamente (para parasitoides), colectando y criando hospederos para detectar el parasitismo. El registro histórico muestra que 34% de las tentativas de establecer colonias de enemigos naturales tuvo éxito (Hall y Ehler, 1979). La probabilidad de que nuevos agentes se establezcan en el campo puede ser incrementada con la atención cuidadosa a una serie de consideraciones ecológicas, técnicas, humanas y financieras (Beirne, 1984; Van Driesche, 1993), las que se discuten en el Capítulo 19.

#### PASO 11: EVALUAR LOS IMPACTOS SOBRE LA PLAGA Y SOBRE OTRAS ESPECIES

Manejar el cambio en la densidad de la plaga clave es básico para los programas de control biológico (ver el Capítulo 20 para los métodos). Si es factible, deben medirse las densidades de la plaga en parcelas testigo antes de que se liberen los enemigos naturales, de tal manera que la información antes de la liberación sea valiosa para establecer la línea base de la densidad de la plaga con la que se compararán las densidades futuras. Si esto no es factible o si va a evaluarse el impacto de un enemigo natural liberado previamente, se necesitarán otros enfoques. Las evaluaciones hechas en el desarrollo del proyecto de control biológico dan guías sobre la efectividad del agente de control, permitiendo la cría masiva que soporte futuras liberaciones para concentrarse

en las mejores especies. Por ejemplo, una evaluación de los impactos de los enemigos naturales liberados en el occidente de Norteamérica contra *Senecio jacobaea* L. – el escarabajo pulga *Longitarsus jacobaeae* (Waterhouse) y la polilla arctíida *Tyria jacobaeae* L. – demostraron que el escarabajo pulga fue el agente más importante (McEvoy *et al.*, 1993), permitiendo trabajar en nuevas áreas para concentrarse en esa especie.

Debe incluirse la evaluación de impactos en otras especies. El muestreo de campo se concentraría en saber si esas especies podrían ser afectadas, basándose en la evaluación de riesgos en la preliberación. Por ejemplo, el pino athel *Tamarix aphylla* (L.) Karst. es un árbol exótico pero valioso como árbol de sombra en México, del cual se ha señalado que está en riesgo de ser atacado por el agente de control biológico del cedro salado que fue liberado en Texas, *D. elongata* (Chrysomelidae). Por tanto, dicho árbol es la especie obvia para monitorear los efectos no deseados de esta liberación.

## PASO 12: EVALUAR LA CONCLUSIÓN DEL PROGRAMA Y SU VALOR ECONÓMICO

Cuando un proyecto termina, debe evaluarse su cumplimiento. ¿Ha sido reducida adecuadamente la plaga en todas las áreas invadidas? ¿Qué beneficios económicos o ecológicos fueron obtenidos? ¿Hubo daño o no en otras especies? Debe calcularse una relación costo:beneficio del proyecto para informar a las agencias gubernamentales a las que se solicitará ayuda para poder justificar nuevos proyectos. Si la plaga no fue suprimida al nivel deseado, deberían reconsiderarse los objetivos del programa en vista de lo que se ha descubierto. En particular, la necesidad de diferentes enemigos naturales estaría incluida, especialmente si no fueron introducidos algunos enemigos naturales descubiertos durante la fase de exploración del programa. Si parece que especies o biotipos adicionales de los enemigos naturales pueden ser introducidos exitosamente, entonces debería hacerse y se evaluaría el impacto de las nuevas especies. Si no se conocen otros enemigos naturales, puede necesitarse exploración adicional.

El control biológico clásico completo es una inversión social económicamente muy productiva. Los proyectos australianos han tenido una proporción costo:beneficio de 1:10.6, con un máximo superior a 1:100 (Tisdell, 1990). En los cultivos, los beneficios acumulados se incrementan cada año debido a la ausencia del daño por plagas en cada estación productiva subsiguiente y en el menor uso de plaguicidas. El control biológico clásico es particularmente valioso al proteger la agricultura de países en desarrollo, donde para muchos productores, los plaguicidas son demasiado costosos o inseguros (ver p. ej., Herren y Neuenschwander, 1991; Zeddies *et al.*, 2001). Los beneficios del control de plagas en áreas naturales pueden ser ecológicos y económicos. Los valores monetarios del mejoramiento ecológico son más difíciles de medir. Los beneficios económicos varían de acuerdo a cómo la plaga perturba las actividades humanas, incluyendo aspectos como la pérdida de fuentes de agua, la reducción de oportunidades de transporte, la reducción de la pesca, etc. (Thomas y Room, 1986; Bangsund *et al.*, 1999).

## CONTROL BIOLÓGICO DE NUEVA ASOCIACIÓN

Además de importar enemigos naturales desde la región nativa de una plaga invasora (control biológico clásico), la importación puede ser usada en al menos dos formas en las que se reúnen nuevas combinaciones de enemigos naturales y plagas.

- (1) Algunas plagas importantes son especies nativas. Pimentel (1963) sugirió que tales plagas nativas podrían ser controlables con parasitoides y depredadores colectados de parientes de la plaga que estén presentes en otras regiones biogeográficas. Él introdujo la frase “nueva asociación”, la cual ahora se refiere al uso de un organismo para el control biológico de otro con el que no tuvo conexión evolutiva previa. Para tales proyectos, la fuente potencial de enemigos naturales serían especies cercanamente relacionadas (del mismo género o tribu) o aquéllas ecológicamente similares a la plaga por controlar pero que se encuentran en áreas biogeográficas separadas (otros continentes) con climas similares.
- (2) En otros casos, una plaga puede ser invasora pero de origen desconocido. Por ejemplo, la gracillariída *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic es una polilla de origen desconocido que fue observada primero en Macedonia en los 1970s. Ahora es invasora en gran parte de Europa, es un minador de hojas que actúa como plaga de alta densidad en árboles del castaño del caballo (*Aesculus hippocastanum* L.) (Kenis *et al.*, 2005). Un rango nativo europeo de la plaga parece dudoso debido a su reciente dispersión y al hecho de que el género es de América y Asia. Un cambio de hospedero potencial puede haber ocurrido y, si es verdad, complica el problema ya que las inspecciones efectuadas sólo en castaño del caballo podrían fallar para encontrar la especie. Se están considerando planes para coleccionar enemigos naturales en especies taxonómicamente relacionadas.

## EJEMPLOS DEL CONTROL BIOLÓGICO DE NUEVA ASOCIACIÓN

Varios precedentes demostraron que los enemigos naturales de “nueva asociación” pueden, al menos en algunas instancias, suprimir organismos con los que nunca tuvieron contacto evolutivo previo:

- (1) Un ejemplo antiguo famoso fue el trabajo de Tothill *et al.* (1930), quienes usaron una mosca taquínida para suprimir una plaga devastadora del coco, la polilla zygaénida *Levuana irridescens* B-B. en Fiji en los 1920s. Los investigadores creyeron que la plaga era invasora pero este punto ha sido discutido. Sin importar la fuente de la plaga, el origen (si no es Fiji) nunca fue determinado y el enemigo natural finalmente controló la plaga: el taquínido *Bessa remota* (Aldrich) fue importado de un zygaénido diferente, *Brachartona catoxantha* (Hampson).
- (2) La polilla geométrida nativa *Oxydia trychiata* (Guenée) se convirtió en defoliador de plantaciones de árboles en Colombia, después de que se plantaron pinos exóticos. Más tarde fue suprimida con la introducción del parasitoide norteamericano de huevos *Telenomus alsophilae* Viereck, el cual nunca había estado asociado con *O. trychiata* (Bustillo y Drooz, 1977; Drooz *et al.*, 1977).

- (3) El conejo europeo *Oryctolagus cuniculus* (L.) fue suprimido en Australia con un virus de una especie de conejo sudamericano (Fenner y Ratcliffe, 1965).
- (4) El barrenador de la caña de azúcar *Diatraea saccharalis* (F.) fue controlado en Barbados por *Cotesia flavipes* (Cameron), una avispa braconídea de India asociada con otras especies de barrenadores en otras gramíneas (Alam *et al.*, 1971).
- (5) La densidad de la chinche lygus *L. lineolaris* en alfalfa ha sido reducida en 60% (Day, 1996) por el braconídeo *P. digonensis*, un parasitoide de *Lygus* nativo de Europa. Este parasitoide fue seleccionado basado en un estudio de las asociaciones hospedero/parasitoide encontradas en Europa (Kuhlmann y Mason, 2003).
- (6) Los nopales invasores en Australia, *Opuntia stricta* (Haworth) Haworth var. *dillenii* (Ker Gawler) L. Benson y *O. stricta* (Haworth) Haworth var. *stricta* (Haworth) Haworth, originarios de la costa del Golfo de México en Norteamérica o en el Caribe (Mann, 1970; Julien y Griffiths, 1998), fueron controlados por la polilla pirálida sudamericana *C. cactorum* de Argentina, donde atacaba a otras *Opuntia* (Dodd, 1940).

## LIMITACIONES Y FALLAS

Sin embargo, en muchas nuevas combinaciones hospedero/parasitoide, el hospedero a controlar puede ser fisiológicamente inadecuado o no atractivo para los parasitoides obtenidos de especies relacionadas. Predecir cuáles nuevos hospederos serán susceptibles al ataque de un parasitoide o herbívoro no es factible basándose sólo en la teoría. Este enfoque fue usado por Ngi-Song *et al.* (1999) para evaluar cuáles especies de barrenadores del tallo (*Chilo* y *Diatraea* spp.) soportaban el desarrollo exitoso de varios parasitoides *Apanteles* y *Cotesia* cuando los hospederos y parasitoides fueron utilizados en nuevas combinaciones. Cinco de las especies de parasitoides estudiadas mostraron tasas de ataque menores en los hospederos nuevos. En dos de 17 combinaciones nuevas, las crías eran pequeñas o murieron debido a que el hospedero era inadecuado. Los hospederos inadecuados fueron aquéllos en que los parasitoides no eran aptos para derrotar los procesos de encapsulación del hospedero, por lo que fueron muertos como huevos o larvas pequeñas (ver p. ej., Alleyne y Wiedenmann, 2001). En otro caso, los parasitoides criados de geometrídeos que se alimentan de coníferas en Europa para su posible uso contra el medidor del falso abeto oriental *Lambdina fuscicornis fuscicornis* (Guenée) en Newfoundland, no pudieron desarrollarse con éxito en este nuevo hospedero (West y Kenis, 1997).

Para los herbívoros, las plantas hospederas inadecuadas serán aquéllas que no tienen las señales químicas que inducen la oviposición del herbívoro o, en otras instancias, especies que son nutricionalmente inadecuadas para el desarrollo del herbívoro inmaduro (ver Capítulo 12).

## TASAS DE ÉXITO DE LOS PROGRAMAS DE NUEVA ASOCIACIÓN

Claramente, existen algunas nuevas combinaciones hospedero/parasitoide que sí suprimen al hospedero. Pimentel (1963) argumentó que las nuevas asociaciones deberían ser aún más supresoras en promedio que cuando los enemigos naturales han coevolu-

cionado con sus hospederos. Se creyó que era así porque los antagonistas sin una previa relación cercana a una especie no habrían sido sujetos a ninguna presión evolutiva hacia la atenuación de la virulencia del agente de control (Hokkanen y Pimentel, 1984, 1989). Sin embargo, las tasas de éxito no parecen realmente diferir entre los proyectos de control biológico clásico y en los de nueva asociación (Goeden y Kok, 1986; Schroeder y Goeden, 1986; Waage, 1990).

## ¿SON ÉTICOS LOS PROYECTOS DE NUEVA ASOCIACIÓN?

### CONTROL DE PLANTAS NATIVAS

En el pasado, algunos científicos argumentaron que las plantas nativas económicamente indeseables (como las especies del mezquite *Prosopis* en los pastizales del suroeste de los EU) eran objetivos apropiados para introducir enemigos naturales (DeLoach 1980, 1985). Pemberton (2002), sin embargo, argumentó que las plantas nativas nunca son aceptables para ese fin, porque (1) es posible que las malezas nativas sean especies abundantes, de las que dependen muchas otras especies nativas; (2) los agentes de control biológico se diseminan a parques y a reservas naturales donde las plantas nativas son vistas como parte de la flora, sin importar los problemas económicos que puedan causar a otros; (3) los enemigos naturales de nueva asociación posiblemente tienen rangos de hospederos más amplios; y (4) los proyectos contra plantas nativas, al menos en algunos países, serían políticamente inaceptables, no se permitiría llegar a la fase de liberación y, por tanto, sería un desperdicio de recursos.

### CONTROL DE INSECTOS NATIVOS

Algunos insectos nativos son plagas importantes que han sido reducidos exitosamente en densidad por importaciones de enemigos naturales (p. ej., la chinche *L. lineolaris* por *P. digonensis* de Europa [Day, 1996] y el barrenador de la caña de azúcar *D. saccharalis* por *C. flavipes* [Alan *et al.*, 1971]). Otras plagas de árboles nativos han sido sugeridas como objetivos potenciales, incluyendo al picudo del pino blanco *Pissodes strobi* (Peck), el cual mata los brotes terminales de los pinos blancos en regeneración (*Pinus strobus* L.), reduciendo significativamente su valor maderable (Mills y Fischer, 1986; Kenis y Mills, 1994), así como el gusano de la yema de la picea *Choristoneura fumiferana* (Clemens) y la polilla de la yema de la picea *Zeiraphera canadensis* Muutuura & Freeman (Mills, 1983, 1993). Sin embargo, estos proyectos no han ido más allá de identificar enemigos naturales potenciales de los congéneres europeos de las plagas. El control de las especies de *Lygus* es el único proyecto de nueva asociación en los Estados Unidos que se está llevando a cabo activamente. No está claro si nuevos proyectos de este tipo serían socialmente aceptables.

### CONTROL DE INSECTOS O PLAGAS EXÓTICAS CON ENEMIGOS NATURALES DE NUEVA ASOCIACIÓN

Algunos insectos y malezas exóticas han sido controlados a través de la introducción de enemigos naturales de otros hospederos (p. ej., la polilla *Levuana* en Fiji y



los cactus *Opuntia* en Australia, como ya se mencionó antes). Estos proyectos están justificados ecológicamente porque la reducción resultante de la densidad de la plaga regresó a la comunidad invadida al estado previo a la invasión. El hecho de que los enemigos naturales carezcan de una previa asociación evolutiva con la plaga clave no es un problema ético, dado que se ha demostrado que presentan una especificidad de hospedero adecuada para la seguridad en el país receptor.

## FUENTES POTENCIALES DE ENEMIGOS NATURALES

Para los proyectos de nueva asociación, las fuentes de enemigos potenciales no necesariamente son obvias. El enfoque general es buscar en especies del mismo género o en especies más o menos emparentadas que tienen ciclos de vida o ecología similar, en regiones con un clima parecido. Para los insectos a controlar, también es útil coleccionar enemigos naturales de hospederos en las plantas en que se alimenta la plaga. Cuando Tothill no pudo localizar el rango nativo de la polilla del cocotero, él coleccionó otras polillas de la misma familia que se hallaban en cocotero, en una amplia región geográfica con clima similar. En otros proyectos, el hábito alimenticio y la asociación de la planta con insectos plaga, más bien que la afinidad taxonómica, fueron la base del hallazgo de parasitoides de nueva asociación. Entonces, cuando *C. flavipes* fue identificado como un parasitoide para el barrenador del tallo de la caña de azúcar, lo fue porque atacaba a otros barrenadores en pastos de tallo grande, los cuales no necesariamente estaban cercanamente relacionados al barrenador de la caña de azúcar (Alam *et al.*, 1971). Una desventaja de este enfoque es que tales especies, por definición, tendrán rangos más amplios de hospederos que los agentes del control biológico clásico.

## RIESGOS POTENCIALES DE LAS INTRODUCCIONES DE NUEVA ASOCIACIÓN

Si las introducciones para control biológico son dirigidas contra especies exóticas de origen desconocido, los riesgos son los mismos que para un proyecto de control biológico clásico. Los proyectos contra especies nativas deberían limitarse a aquéllos contra insectos nativos pero no contra plantas indeseables. En tales casos, el único riesgo adicional de tales proyectos, sobre los de un proyecto similar de control biológico clásico, sería que los parasitoides o depredadores nativos de la plaga clave podrían ser reducidos en densidad o sufrir reducciones en su distribución, si su hospedero nativo es controlado. Day (2005) encontró que después de la supresión de la chinche lygus (*L. lineolaris*, nativa de los Estados Unidos) por la introducción del parasitoide europeo *P. digoneutis*, el parasitoide nativo *Peristenus pallipes* (Curtis) permaneció en el habitat (campos de alfalfa), con algunos cambios en la abundancia de la plaga (del 9 al 2% de parasitismo). Sin embargo, hubo poco o ningún cambio de la abundancia de *P. pallipes* en sus otros hospederos, como *Adelphocoris lineolatus* (Goeze) (cambió del 12 al 10% de parasitismo) y *Leptopterna dolabrata* (L.) (se incrementó del 17 al 21%).

## RESUMEN

El control biológico clásico es la forma más efectiva y valiosa del control biológico. Permite que soluciones permanentes sean desarrolladas contra plagas invasoras, ya sean plagas de cultivos importantes económicamente o plagas ecológicas en habitats naturales. Ninguna otra forma del control biológico permite soluciones permanentes, eficientes en costos, a tales problemas. El control biológico clásico contribuye a la salud humana a través de la reducción del uso de plaguicidas, un problema de importancia continua. Se han presentado impactos del control biológico en otras especies pero existe el potencial para modificar el proceso de selección de agentes para las introducciones y así reducir los riesgos. El control biológico de nueva asociación es una variante del control biológico clásico que es apropiado para algunos artrópodos, particularmente para especies invasoras cuyas áreas de origen no pueden ser identificadas y, en unos pocos casos, en algunas especies nativas que causan grandes pérdidas económicas.