

SECCIÓN XI: OTROS GRUPOS DE PLAGAS

CAPÍTULO 27: VERTEBRADOS PLAGA

Los vertebrados han sido colonizadores extremadamente exitosos en muchas áreas, a través de la introducción accidental o deliberada. Los vertebrados han sido llevados a otras partes para alimento, caza, para asistir en la caza o para ayudar a controlar plagas (Long, 2003) y los roedores han sido trasladados extensamente en los barcos. Muchos vertebrados se han convertido en plagas importantes (Vitousek *et al.*, 1996). Aunque el número de vertebrados plaga es pequeño, su impacto en la agricultura y la conservación es alto. El control por envenenamiento, balas o trampas es posible pero costoso y temporal (Hone, 1994; Williams y Moore, 1995). Unas pocas especies (conejos, gatos) han sido sujetos de programas de control biológico clásico, los que han sido controversiales debido a la preocupación de que los patógenos liberados puedan poner en riesgo a los humanos o a la vida silvestre y por la aversión a causar sufrimiento a los animales de sangre caliente. En general, hay cuatro formas potenciales de lograr el control biológico de vertebrados: (1) uso de vertebrados depredadores, (2) liberación de parásitos en las poblaciones de vertebrados que carezcan de ellos, (3) introducción de nuevos patógenos, y (4) la inmunocontracepción, mediada por vectores infecciosos específicos del hospedero (Hoddle, 1999).

DEPREDADORES COMO AGENTES DE CONTROL DE VERTEBRADOS

Los depredadores vertebrados generalistas fueron introducidos por individuos privados como agentes de control biológico muchas veces en el siglo XIX e inicios del siglo XX. Estos depredadores usualmente fallaron en controlar las plagas y frecuentemente tuvieron impactos desastrosos en la vida silvestre, especialmente en las islas (Case, 1996). Por ejemplo, la pequeña mangosta india, liberada en Hawaii para suprimir las ratas en caña de azúcar, tuvo poco efecto en las ratas (Cagne, 1988) pero ahora tiene que ser envenenada para evitar sus ataques a las aves nativas (Loope *et al.*, 1988).

Bajo algunas circunstancias, los depredadores introducidos pueden regular vertebrados si la densidad de la presa es disminuida primero por otros factores. Después que los programas de envenenamiento en Nueva Zelanda en los 1950s y 1960s redujeron substancialmente la densidad de conejos, los hurones y los gatos mantuvieron a los conejos en niveles bajos (Newsome, 1990). Similarmente, en Australia los zorros rojos y los gatos pueden mantener las poblaciones de conejos a bajas densidades, una vez que los prolongados veranos calientes hayan causado que las poblaciones de conejos se deduzcan debido a la falta de alimento (Newsome *et al.*, 1989; Newsome, 1990). La acción supresora de los depredadores de conejos en Australia ha sido demostrada a través de experimentos en los que zorros y gatos son eliminados con

disparos nocturnos. La remoción de depredadores resultó en un rápido incremento del crecimiento de la población de los conejos (Newsome *et al.*, 1989; Sinclair, 1996). La regulación de la presa por depredadores, si la densidad de la presa cae en límites específicos de baja densidad, ha sido llamada el “hoyo del depredador” (May, 1977). Para el sistema conejo/zorro en Australia, un “hoyo de depredador” opera a densidades de 8-15 conejos/km de transecto lineal. Debajo de estas densidades, los zorros utilizan fuentes alternativas de alimento (p. ej., animales nativos) y arriba de esta densidad crítica, las poblaciones de conejos escapan de la regulación por depredadores (Newsome, 1990).

La eficacia de los depredadores nativos o introducidos previamente puede ser reforzada a través de la modificación del habitat. Al agregar cajas anidadoras para lechuzas (*Tyto alba* L. var. *javanica*) se redujo el daño al cultivo por ratas en las plantaciones malayas de palma de aceite (Wahid *et al.*, 1996), en combinación con campañas rodenticidas. En plantaciones de *Pinus radiata* Don en Chile, la eficiencia de las lechuzas fue reforzada clareando líneas de 4 m entre los árboles para favorecer el vuelo de las lechuzas y construyendo perchas de descanso para vigilancia (Muñoz y Murúa, 1990).

PÁRASITOS COMO AGENTES DE CONTROL DE VERTEBRADOS

El potencial de parásitos como los helmintos, piojos, garrapatas y pulgas para regular poblaciones de vertebrados fue propuesta en 1911 (Lack, 1954) y fue demostrada teóricamente con modelos de Lotka-Volterra (Anderson y May, 1978; May y Anderson, 1978; May, 1980). En laboratorio, la introducción del nemátodo *Heligmosomoides polygyrus* Dujardin, bajo condiciones ideales de transmisión, redujo la densidad de ratones en 94% en comparación con los testigos. La reducción de las tasas de transmisión del nemátodo y la eliminación de parásitos con helmintocidas permitió que las poblaciones de ratones se incrementaran (Scott, 1987). Sin embargo, las densidades de población y las intensidades de infección en este estudio fueron más altas que para los ratones silvestres. En Australia, los estudios de la epidemiología de los parásitos en ratones silvestres encontraron que los parásitos no regulaban las poblaciones de ratones (Singleton *et al.*, 2005).

Se ha observado regulación por parásitos de otros vertebrados bajo condiciones de campo (Scott y Dobson, 1989). Los ciclos de población de la perdiz roja *Lagopus lagopus scoticus* (Latham) en los brezales escoceses son controlados por el helminto parasítico *Trichostrongylus tenuis* (Cobbold) (Dobson y Hudson, 1994). El efecto regulatorio de *T. tenuis* ha sido demostrado al reducir las infestaciones del parásito con helmintocidas en experimentos con aves. Las perdices tratadas mostraron un aumento en la sobrevivencia invernal, en el tamaño de los grupos y en las tasas de eclosión, al ser comparadas con aves no tratadas (Dobson y Hudson, 1994).

En las regiones productoras de cereales del sureste de Australia, el ratón casero es una plaga introducida que presenta explosión de su población (Figura 27-1) cada 7-9 años (Singleton y McCallum, 1990; McCallum, 1993), causando pérdidas mayores a los 50 millones de dólares australianos (Beckman, 1988; Singleton, 1989). Los incrementos de la población son controlados por la disponibilidad de semilla que es afectada por la lluvia. Las poblaciones del ratón se desploman cuando se termina la comida (Singleton, 1989). Saunders y Giles (1977)

sugirieron que la sequía remueve el efecto regulatorio de los enemigos naturales (cuando los ratones son muy escasos para atraer la depredación) y de la enfermedad, y después cuando la lluvia aumenta, la baja depredación y el aumento de la natalidad permiten que los números de ratones aumenten de nuevo.



Figura 27-1. Las plagas de ratones aumentan periódicamente en Australia. (Fotografía cortesía de Grant Singleton.)

El potencial para el control biológico de los ratones de campo en áreas productoras de cereal con el nemátodo *Capillaria hepatica* (Bancroft) ha sido investigado (Singleton *et al.*, 1995). El nemátodo tiene un ciclo vital directo que requiere la muerte del hospedero para la transmisión. Los nemátodos hembras depositan huevos en el hígado del hospedero pero no forman embriones. Los huevos son liberados del hígado cuando los ratones mueren o a través de la necrofagia por otros ratones o artrópodos. Entonces, los huevos de nemátodos forman embriones en habitats como las madrigueras de ratones. Los huevos infectivos embrionados son consumidos cuando los ratones limpian áreas contaminadas con el cuerpo (Singleton *et al.*, 1991, 1995). La infección por nemátodos disminuye la natalidad del ratón y las expectativas de éxito (Singleton y Spratt, 1986; Spratt y Singleton, 1986; McCallum y Singleton, 1989; Singleton y McCallum, 1990). Sin embargo, experimentos en jaulas y a gran escala, con poblaciones en incremento de ratones libres, han fallado en demostrar la regulación a largo plazo del crecimiento de la población del ratón después de liberar los huevos de *C. hepatica*. La transmisión de *C. hepatica* en las poblaciones tratadas no es dependiente de la densidad y está influenciada por la temperatura del suelo, la aridez y el requerimiento de la muerte del hospedero para la liberación de huevos, lo cual reduce la eficacia de este agente (Barker *et al.*, 1991; Singleton y Chambers, 1996). Además, los bajos números de ratas (*Rattus norvegicus* y *Rattus rattus*) en las regiones productoras de cereales de Australia pueden contribuir a la falta de persistencia de *C. hepatica* porque las ratas son una reserva importante del nemátodo

(Singleton *et al.*, 1991). Las tasas de infección en ratas de áreas urbanas van del 40 al 80% (Childs *et al.*, 1988; Singleton *et al.*, 1991).

Las poblaciones isleñas de vertebrados introducidos a menudo tienen poca cantidad de parásitos, si se comparan con sus poblaciones de origen (Dobson y May, 1986) ya sea porque las poblaciones en las islas fueran iniciadas con animales no infectados o porque las islas carecen de los hospederos intermedios necesarios. Los gorriones y los estorninos invasores en Norteamérica tienen menos de la mitad de parásitos que en Europa. Las ratas, cabras y gatos introducidos a las islas oceánicas también presentan faunas simplificadas de parásitos (Dobson, 1988). Menos parásitos y una supuesta menor diversidad genética, pueden hacer vulnerables a estas poblaciones de vertebrados en islas, a los parásitos específicos introducidos. Los parásitos específicos del hospedero también pueden tener el potencial de reducir la reproducción y la longevidad en especies de reptiles (Dobson, 1988) y anfibios plaga (Freeland, 1985). El potencial de los parásitos hemogregarinos (protozoarios de la sangre transmitidos por vectores) ha sido investigado, por ejemplo, para el control de la serpiente arbórea café, una plaga en Guam (ver Capítulo 7) (Telford, 1999).

PATÓGENOS COMO AGENTES DE CONTROL DE VERTEBRADOS

Los patógenos de vertebrados – virus, bacterias y protozoarios – a menudo exhiben ciclos de poblaciones epizooticas (p. ej., auge o fracaso) (Anderson, 1979; McCallum, 1994). Su potencial para regular densidades de vertebrados al reducir la longevidad y la fecundidad ha sido demostrado con modelos y experimentos de perturbación (Smith, 1994). Los modelos sugieren que los patógenos de virulencia intermedia serían los agentes de control biológico más efectivos (Anderson, 1982) debido a su transmisión persistente. Los patógenos más contagiosos son los dispersados por agua, aire o vectores, o los que están asociados con altas densidades de poblaciones del hospedero. Los patógenos con bajas tasas de transmisión usualmente son dispersados por contacto entre hospederos o están asociados con bajas densidades de poblaciones del hospedero (Ebert y Herre, 1996).

Dos patógenos de conejos (el virus de la myxomatosis y el virus hemorrágico del conejo) y uno de gatos (parvovirus felino) son los únicos agentes usados en programas exitosos de control biológico contra vertebrados plaga. Otros virus, particularmente los patógenos transmitidos sexualmente, pueden tener potencial para su uso efectivo.

LA MYXOMATOSIS Y EL CONTROL BIOLÓGICO DE CONEJOS

El virus de la myxomatosis (*Leporipoxvirus*, Poxviridae) fue reconocido por primera vez en 1896, cuando conejos europeos murieron en Uruguay por una enfermedad que causaba tumores similares a los del myxoma en la cabeza y las orejas (**Figura 27-2**) (Fenner y Marshall, 1957; Fenner y Ratcliffe, 1965; Fenner, 1994). El hospedero nativo del virus en Suramérica es el conejo de bosque *Sylvilagus brasiliensis* (L.) pero en este hospedero el virus sólo causa fibromas benignos. Los mosquitos son los vectores de la enfermedad entre los conejos de bosque en Suramérica.

El virus de la myxomatosis ha sido liberado en Australia, Europa, Chile y Argentina para matar conejos europeos, una plaga nociva en dichas regiones (**Figura 27-3**). En



Figura 27-2. Conejo infectado con el virus de la myxomatosis. (Fotografía cortesía de Invasive Animals Cooperative Research Centre, Landcare, Nueva Zelanda.)



Figura 27-3. Las plagas de conejos eran comunes en Australia antes de la introducción de dos patógenos virales. (Fotografía cortesía de CSIRO.)

Australia, antes del establecimiento de ese virus, los conejos ocasionaron pérdidas anuales por 600 millones de dólares australianos (Robinson *et al.*, 1997; Bomford y Hart, 2004). Las pérdidas incluyeron el daño a los cultivos, reducción de forraje para las ovejas (Vere *et al.*, 2004) y la destrucción de plantas nativas, incluyendo el poner en peligro al menos a 17 especies de plantas (Bomford y Hart, 2004). Los animales nativos también fueron afectados cuando los conejos compitieron con los herbívoros nativos por alimento y por mantener poblaciones de depredadores exóticos que se alimentaron en animales nativos (Gibb y Williams, 1994; Myers, *et al.*, 1994; Robinson *et al.*, 1997).

Después de la investigación preliminar efectuada en el Reino Unido y en una estación de cuarentena en una isla de Australia, el virus de la myxomatosis fue establecido en Australia continental en 1950 (Fenner, 1994) y antes de dos años estaba presente en la mayoría del rango de distribución del conejo (Fenner y Ratcliffe, 1965). El virus redujo inicialmente los 600 millones de conejos estimados en un 75-95%. Localmente, la eficiencia fue dependiente del clima, la susceptibilidad de la población del conejo y de la presencia de vectores. El sistema conejo-virus de la myxomatosis en Australia probó ser muy dinámico y, en pocos años después de la panzootia inicial, el virus de la myxomatosis declinó en virulencia comparado con la cepa original, la cual mataba más del 99% de conejos en laboratorio en unos 11 días. Al mismo tiempo, la resistencia genética de los conejos también aumentó (Fenner y Marshall, 1957; Fenner y Ratcliffe, 1965). Las poblaciones de conejos eventualmente se estabilizaron en cerca de 300 millones (50% de control).

En Australia, los zancudos fueron el vector dominante del virus de la myxomatosis pero en Europa, la pulga del conejo *Spilopsyllus cuniculi* (Dale) probó ser un importante vector. Esta pulga fue introducida a Australia en 1968 e incrementó la distribución geográfica de la enfermedad. Sin embargo, la pulga no persiste en áreas secas (<200 mm de precipitación pluvial anual) por lo que se introdujo la pulga española del conejo *Xenopsylla cunicularis* Smit, adaptada al ambiente xérico, en 1993 (Fenner y Ross, 1994). La pulga europea del conejo también fue introducida a las subantárticas Islas Kerguelen en 1987. Los conejos isleños con anticuerpos para el virus de la myxomatosis aumentaron del 34% (antes de 1987) al 85% en 1998, sugiriendo que *S. cuniculi* incrementó la exposición al virus (Chekchak *et al.*, 2000).

En Nueva Zelanda, los esfuerzos para establecer el virus de la myxomatosis (1951-1953) fallaron, debido al clima inclemente y a la falta de artrópodos vectores. Tentativas posteriores no fueron efectuadas porque los programas de envenenamiento redujeron adecuadamente a los conejos y el público de Nueva Zelanda no estaba a favor de usar el virus de la myxomatosis por razones humanitarias (Gibb y Williams, 1994).

ENFERMEDAD HEMORRÁGICA DEL CONEJO Y CONTROL BIOLÓGICO DE CONEJOS

EMERGENCIA DE UN NUEVO VIRUS

En 1984, una segunda enfermedad viral altamente contagiosa, la enfermedad hemorrágica del conejo (EHC) (también conocida como enfermedad del calicivirus del conejo), fue observada en conejos de Angora enviados de Alemania a China (Liu *et al.*, 1984). El virus EHC pertenece a los Caliciviridae (Ohlinger *et al.*, 1990; Parra y Prieto, 1990). Las tasas de mortalidad son más altas en conejos de más de ocho semanas de edad; los conejos más jóvenes a menudo sobreviven y pueden desarrollar anticuerpos (Nagesha *et al.*, 1995). Los estudios en suero de conejo colectados en 1961 en la antigua Checoslovaquia y en Austria sugieren que el virus EHC probablemente se desarrolló de una cepa europea no patogénica (Nowotny *et al.*, 1997). Las secuencias de ARN sugieren que cepas no virulentas de EHC pueden haber estado presentes por siglos antes de volverse virulentas (Moss *et al.*, 2002). En 1986, la EHC

apareció en Italia y mató 38 millones de conejos. Se diseminó rápidamente a toda Europa (Chasey, 1994), muy probablemente por el movimiento de conejos vivos y de productos de conejo. Explosiones de la EHC se presentaron en México (Gregg *et al.*, 1991) y en la Isla Reunión, siendo dispersada muy probablemente por envíos de conejos congelados desde China (Chasey, 1994).

PROGRAMAS DE CONTROL BIOLÓGICO CON EHC

Los conejos europeos parecen ser los únicos animales susceptibles a la infección con el virus EHC, y se han desarrollado vacunas para proteger a los conejos domésticos (Boga *et al.*, 1997). Los conejos cola de algodón (*Sylvilagus* spp.), las liebres de Norteamérica de cola negra (*Lepus californicus* Gray), los conejos de volcán (*Romerolagus diazi* Ferrari-Pérez) (Gregg *et al.*, 1991) y las liebres (Gould *et al.*, 1997) no son afectados por el virus EHC. El rango limitado del virus EHC lo hace un candidato obvio para matar conejos europeos en Nueva Zelanda y Australia. Un programa conjunto de control biológico entre estos países, usando el virus EHC, fue iniciado en 1989, cuando se importó una cepa del virus de la República Checa a las instalaciones de cuarentena australianas en 1991 (Robinson y Westbury, 1996) y se probó en animales domésticos (caballos, vacas, ovejas, venados, cabras, cerdos, perros y aves), en vertebrados exóticos nocivos (zorros, liebres, hurones, ratas y ratones), mamíferos nativos (ocho especies), aves (cinco especies) y reptiles (una especie). No hubo evidencia de replicación del virus, síntomas clínicos o lesiones en ninguna de las especies en que se probó (Gould *et al.*, 1997). La inoculación artificial del virus EHC en kiwis pardos de la Isla del Norte (*Apteryx australis mantelli* Bartlett) y en murciélagos menores de cola corta (*Mystacina tuberculata* Gray), una especie en riesgo de extinción en Nueva Zelanda, también falló en producir la enfermedad (Buddle *et al.* 1997).

La alta especificidad del virus EHC para el conejo europeo, su rapidez de acción y la capacidad para la infección desde el contacto con conejos infectados, alimento, heces o ambiente contaminado (O'Brien, 1991) condujeron a la evaluación posterior de este agente de control biológico. Los estudios de campo fueron iniciados en 1995 en la estación de cuarentena en Wardang Island, fuera de la costa sur de Australia (Rudzki, 1995; Robinson y Westbury, 1996). El virus EHC se escapó de la cuarentena en la isla y apareció en Australia continental antes de un año, probablemente dispersado por moscas de los arbustos transportadas por los vientos de la costa (Lawson, 1995; McColl *et al.*, 2002). Los esfuerzos de contención fallaron (Seife, 1996) y antes de dos meses, cinco millones de conejos murieron en el sur de Australia. La mortalidad fue del 80-95% en áreas secas (Anderson, 1995), comparada con 65% en otras partes (Anon, 1997b). La mortalidad varió por región, del 50-90%. Los vectores incluyeron moscas, zancudos y pulgas de conejos (McColl *et al.*, 2002). Aproximadamente 70% de los conejos que sobrevivieron a la EHC en áreas con mayor precipitación pluvial desarrollaron anticuerpos y se observó un cambio demográfico hacia conejos más jóvenes. En habitats templados, la cantidad de conejos regresó a los niveles antes de la EHC en dos estaciones de cría (Bruce *et al.*, 2004). Los ataques de depredadores generalistas como los zorros sobre los animales silvestres nativos no se incrementaron cuando declinaron las poblaciones de conejos. Sin embargo, los efectos del aumento

en ataques pudieron estar enmascarados, debido a la sequía concurrente en la zona de estudio (Saunders *et al.*, 2004).

BENEFICIOS ECONÓMICOS DE LA EHC EN AUSTRALIA

La proporción costo-beneficio de la EHC para la agricultura australiana fue de 1:2.9 y de 1:32 para una reducción del 25% y del 50% en la cantidad de conejos, respectivamente (Vere *et al.*, 2004). El uso del veneno de conejos 1080 (fluoroacetato de sodio) declinó en 83% en New South Wales (ahorrando \$1.2 millones/año) y de 24-73% en South Australia (ahorrando \$0.56 millones por año) (Saunders *et al.*, 2002). Por el contrario, los criadores de conejos (una industria con ganancias de \$1.66 millones en Australia) ha sido afectada por los costos de la vacuna de \$3 a \$15 por conejo (Saunders *et al.*, 2002). Sin embargo, la opinión general es que la EHC ha beneficiado significativamente la agricultura australiana (Saunders *et al.*, 2002) y ha dado mayores beneficios para la conservación en las zonas áridas de Australia.

EHC EN NUEVA ZELANDA

El virus EHC fue introducido ilegalmente por agricultores a Nueva Zelanda en 1997 y se diseminó con cebos contaminados (Parkes *et al.*, 2002; Forrester *et al.*, 2003). El virus se dispersó rápidamente en áreas grandes, haciendo imposible la contención. Aceptando la situación, el gobierno de Nueva Zelanda sancionó la liberación de la cepa checa V351 del virus EHC en áreas nuevas (Forrester *et al.*, 2003). En Nueva Zelanda, la EHC ha reducido la densidad de conejos del 50-90% en algunas áreas mientras que no tuvo impacto en otras localidades (Parkes *et al.*, 2002). Las poblaciones de conejos que sufrieron mortalidad sustancial por la EHC fueron disminuidas después por la depredación (Reddiex *et al.*, 2002). Consecuentemente, el pastoreo por conejos disminuyó en 77% en partes de South Island. La cantidad reducida de conejos se correlacionó con declinaciones en hurones y gatos salvajes, y con el aumento de otros herbívoros como las liebres y zarigüeyas. La depredación de huevos de aves nativas por especies exóticas se incrementó en algunas áreas, después de que declinaron las poblaciones de conejos (Norbury *et al.*, 2002). Los modelos de población sugieren que, a largo plazo, la EHC reducirá la densidad de conejos en Nueva Zelanda en un 75% (Barlow *et al.*, 2002).

CONTROL BIOLÓGICO DE GATOS SALVAJES

Los gatos en islas oceánicas son una amenaza para las aves oceánicas. En Marion Island, situada en el Océano Índico, seis gatos abandonados en 1949 (Howell, 1984) se incrementaron hasta 3,000 en 1977 y siguieron aumentando 23% por año (van Rensburg *et al.*, 1987). Estos gatos mataron 450,000 aves marinas cada año y probablemente fueron responsables de la extinción local del petrel nadador común *Pelecanoides urinatrix* (Gmelin) (Bloomer y Bester, 1992). En Kerguelen Islands, cinco gatos aumentaron a 20,000 y mataron tres millones de aves marinas por año (Courchamp y Sugihara, 1999). Las poblaciones de gatos en las islas tienen pocos patógenos y la mayoría de los individuos son inmunológicamente susceptibles a agentes infecciosos específicos de gatos (Courchamp y

Sugihara 1999). Las inspecciones en Marion Island detectaron herpes felino y coronavirus pero no el altamente contagioso parvovirus felino (Howell, 1984). En 1977, 93 gatos ferales colectados en la isla fueron inoculados con parvovirus y retornados a la población (Howell, 1984). La enfermedad disminuyó los números de gatos en 82% en cinco años, al reducir la fecundidad y aumentar la mortalidad juvenil (van Rensburg *et al.*, 1987). La caza y el trampeo fueron entonces factibles (Bloomer y Bester, 1992) y fueron incorporados en un programa de erradicación (Courchamp y Sugihara, 1999).

Otros patógenos de gatos también tienen potencial para ser usados como agentes de control biológico, como el virus de la inmunodeficiencia felina (VIF) y el virus de la leucemia felina (VLF). Estos patógenos pueden ser aún más eficientes que el parvovirus porque persisten más tiempo en el hospedero antes de causar la muerte, teniendo más oportunidad para la transmisión. Además, estos virus son transmitidos a través de conductas que favorecen la transmisión continua aún a densidades de población muy bajas. Los modelos sugieren que la leucemia felina podría erradicar poblaciones de gatos inmunosusceptibles en islas (Courchamp y Sugihara 1999).

ENFERMEDADES TRANSMITIDAS SEXUALMENTE

Las enfermedades transmitidas sexualmente a menudo son específicas, requieren contacto físico para la transmisión, y pueden reducir las tasas de sobrevivencia y de concepción, y los números de crías nacidas o destetadas (Smith y Dobson, 1992). La densidad de población del hospedero no afecta la persistencia o la tasa de dispersión, conforme el requisito del contacto físico refuerza la habilidad de que persistan parásitos y patógenos en poblaciones de baja densidad o en especies solitarias como los depredadores. Esta propiedad, junto con largos períodos de infección y la transmisión vertical (propágulos infecciosos pasados de la madre a su descendencia), refuerzan significativamente la habilidad para que las enfermedades transmitidas sexualmente persistan en poblaciones de baja densidad del hospedero (Smith y Dobson, 1992). Debido a dichos atributos deseables, las enfermedades transmitidas sexualmente pueden tener potencial para el control biológico de vertebrados plaga.

NUEVAS RUTAS PARA EL CONTROL BIOLÓGICO DE VERTEBRADOS

EL CONCEPTO DE LA INMUNOCONTRACCIÓN

Muchos vertebrados no pueden ser suprimidos a través del control biológico porque carecen de enemigos naturales específicos eficientes o porque los agentes de control son un riesgo inaceptable por los impactos no deseados o porque hay una fuerte presión de la sociedad para no causar sufrimiento a los animales, especialmente con agentes debilitantes de control. En consecuencia, están siendo exploradas nuevas rutas para el manejo de vertebrados plaga y la estrategia de control más intrigante es la inmunocontracción, basada en el uso de patógenos específicos genéticamente modificados para llevar antígenos esterilizantes a las plagas por controlar. La meta de la investigación en inmunocontracción

es desarrollar una vacuna esterilizante y un mecanismo de auto-inoculación. La menor fertilidad en las poblaciones a controlar es lograda con una vacuna que se expresa en el huevo o en las proteínas del esperma de la plaga, induciendo una respuesta inmune. Los anticuerpos inducidos bloquean la fertilización al interferir con la movilidad del esperma o cubriendo sitios en la superficie de los huevos (Ylönen, 2001). Las plagas exóticas que están siendo consideradas como objeto de la inmunocostrucción incluyen a zarigüeyas de cola de brocha, gatos, ardillas grises, zorros, ratones, conejos, hurones (**Figura 27-4**) y armiños (Barlow, 2000; Parkes y Murphy, 2004; Hardy *et al.*, 2006).



Figura 27-4. Los hurones están entre los vertebrados invasores europeos considerados en Nueva Zelanda para el control biológico por inmunocostrucción. (Fotografía cortesía de Invasive Animals Cooperative Research Centre, Landcare, New Zealand.)

MODO DE ACCIÓN

En los vertebrados, las proteínas asociadas con los gametos macho y hembra son antígenos potencialmente foráneos, si son introducidos al cuerpo fuera del tracto reproductivo. La exposición a los antígenos reproductivos del macho durante la cópula no estimula a las hembras para desarrollar anticuerpos pero la inoculación subcutánea o intramuscular de esperma en hembras causa altos números de anticuerpos, induciendo infertilidad temporal o permanente (Robinson y Holland, 1995). Una vez que ocurre una respuesta inmune, los anticuerpos se ligan al esperma durante el apareamiento y causan aglutinación o inmovilización del esperma. Los anticuerpos también pueden evitar la fertilización del huevo (Shulman, 1995).

Los anticuerpos también pueden aparecer en las hembras contra las proteínas de la zona pelúcida de la hembra, la cual es la capa protectora que está alrededor del ovocito (Barber y Fayrer-Hosken, 2000). La inoculación en el tracto no reproductivo de las hembras con preparaciones de esa zona conduce a la infertilidad (Millar *et al.*, 1989). Aunque las glicoproteínas de la zona pelúcida pueden ser diferentes entre clases taxonómicas (Kalydjiev *et al.*, 2000), tienden a ser similares entre especies de la misma clase. Por ejemplo, preparaciones de la zona pelúcida no específicas de cerdo causan infertilidad en humanos, primates, perros, conejos, caballos y venados (Robinson y Holland, 1995). La investig-

ación en la inmuncontracepción busca glicoproteínas de la zona pelúcida específicas de hospedero que podrían no causar esterilidad en otras especies que no se van a controlar pero la baja variabilidad entre las glicoproteínas de dicha zona puede hacer difícil encontrar el nivel deseado de especificidad (Millar *et al.*, 1989).

APLICACIONES DE LA INMUNOCONTRACCIÓN

La inmuncontracepción, ya sea por cebos o inyecciones, ha sido usada para controlar poblaciones en vida silvestre como los caballos salvajes (*Equus caballus* L.) (Kirkpatrick *et al.*, 1992, 1997) y los elefantes *Loxodonta africana* y *Elephas maximus* (Fayrer-Hosken *et al.*, 2000). Las yeguas salvajes inoculadas con pistola de dardos con zona pelúcida porcina, mostraron menores concentraciones de estrógenos en la orina y falla en la ovulación. La inmuncontracepción fue revertida después de cuatro años consecutivos de tratamiento pero el tratamiento prolongado (de cinco a siete años) causó esterilidad irreversible (Kirkpatrick *et al.*, 1992, 1997). Resultados similares han sido logrados con inoculaciones de zona pelúcida porcina en venados de cola blanca *Odocoileus virginianus* (Zimmerman) (Kirkpatrick *et al.*, 1997; Kirkpatrick y Frank 2005).

SUMINISTRO DE ANTÍGENOS ESTERILIZANTES

Los antígenos contraceptivos pueden ser suministrados a los animales en varias formas, incluyendo (1) el suministro mecánico con dardos o inyecciones, (2) cebos ingeridos y, potencialmente, (3) por infecciones autodispersadas de patógenos modificados genéticamente (Tyndale-Biscoe, 1994a, b; Polkinghorne *et al.*, 2005; Hardy *et al.*, 2006). La inyección proporciona un fuerte inmuncontraceptivo sin riesgo para otros organismos pero es muy costosa. Controlar los 300,000 caballos salvajes estimados en Australia con zona pelúcida porcina suministrada con dardos, costaría 20 dólares australianos por caballo, comparado con los 50 centavos del control permanente con balas (Tyndale-Biscoe, 1991). El control letal logra reducciones inmediatas en las cantidades de plaga y en su daño, y es observable directamente. El control de la población vía inmuncontracepción, en contraste, es lento y una alta proporción de la población debe ser esterilizada para producir efectos; el daño económico o ambiental causado por los animales esterilizados continúa hasta que declina una población apreciable.

Los cebos tienen la ventaja de no requerir contacto individual con cada animal tratado. Los alimentos favoritos de la especie plaga son formulados con antígenos microencapsulados. Los antígenos deben escapar de la digestión inicial y alcanzar intactos el tracto gastrointestinal inferior, donde estimulan una respuesta en el sistema inmune de la mucosa. Esto induce la inmunidad de la mucosa en el tracto reproductivo de las hembras y causa la esterilización (Bradley *et al.*, 1997). Ese enfoque fue usado para el control del zorro en Australia por más de 10 años pero no se ha desarrollado un cebo específico efectivo para zorros que sea estable y fácil de elaborar. Sin embargo, el uso de cebos para diseminar la vacuna de la rabia para los zorros en Europa demostró el potencial de este enfoque (Bradley *et al.*, 1997). El impacto en otros animales es una preocupación porque la mayoría de los antígenos actualmente en uso no son suficientemente específicos. Para herbívoros, una

variación de los cebos se ha propuesto para modificar genéticamente plantas, expresar los antígenos inmunosupresivos deseados, y sembrarlas o distribuirlas en el rango de la plaga. Plantas transgénicas como las zanahorias o el maíz pueden ser cosechadas y colocadas en bebederos cercados que permitan el acceso a las plagas pero que excluyan a la gente y al ganado (Smith *et al.*, 1997). Las zanahorias son usadas actualmente para suministrar toxinas para matar zarigüeyas cola de cepillo en Nueva Zelanda, y las zanahorias envenenadas son distribuidas regularmente en más del 90% del rango de distribución de dicha zarigüeya, en forma aérea o en estaciones con cebos. Las zanahorias transgénicas que expresan antígenos pueden ser usadas en forma similar. Se ha estimado que los antígenos esterilizantes en zanahorias transgénicas podrían controlar las zarigüeyas, si se esterilizara al 50% de la población (Polkinghorne *et al.*, 2005). Sin embargo, la adopción de los cebos esterilizantes no parece probable ya que el suministro de veneno es una forma de control mucho más efectiva y rápida que se está usando ampliamente y que actualmente es aceptada por el público.

Los patógenos específicos modificados genéticamente que expresan antígenos específicos para la plaga, son la solución potencial a los problemas discutidos antes para diseminar materiales inmunosupresivos (Tyndale-Biscoe, 1994a,b; Barlow, 2000). Para ser efectivo, el patógeno debe llevar el ADN extraño, codificado para los antígenos gaméticos de la plaga así como promotores que expresen los genes extraños y las citocininas para reforzar la efectividad (Tyndale-Biscoe, 1994a). Los patógenos modificados no deberían interferir con la conducta sexual o la organización social porque podrían conducir al aumento de reproducción de individuos no esterilizados de rango social mas bajo (Caughley *et al.*, 1992; Robinson y Holland, 1995; Tyndale-Biscoe, 1994a).

POTENCIAL DE LOS PATÓGENOS PARA SUMINISTRAR ANTÍGENOS

El virus de la myxomatosis, el cytomegalovirus murino, el virus de la viruela del ratón, el virus ectromelia, el virus vaccinia y el virus del herpes canino han sido investigados como agentes de suministro de antígenos del gameto para conejos, ratones y zorros en Australia (McCallum, 1996; Tyndale-Biscoe, 1994a; Shellam, 1994; Jackson *et al.*, 2001; Gu *et al.*, 2004; Hardy *et al.*, 2006). La habilidad de nuevas cepas recombinantes del virus de la myxomatosis para competir y diseminarse en campo ha sido demostrada, monitoreando la dispersión de la cepa que contiene supresiones identificables de genes (Robinson *et al.*, 1997). Los virus recombinantes de la myxomatosis que expresan antígenos de la zona pelúcida han sido demostrados en laboratorio (Gu *et al.*, 2004).

En ausencia de artrópodos vectores, las enfermedades transmitidas sexualmente son superiores a las no transmitidas de esa manera para la dispersión del antígeno porque los apareamientos múltiples con hembras esterilizadas aumentan la competitividad del agente modificado con cepas no esterilizantes. El impacto potencial de la inmunosupresión es reforzado después si el agente esterilizante causa una mortalidad limitada del hospedero y si hay poca inmunidad natural a la enfermedad transmitida sexualmente (Barlow, 1997). Los virus tipo herpes transmitidos sexualmente son propuestos como vectores para dispersar antígenos esterilizantes en las zarigüeyas cola de cepillo en Nueva Zelanda (Barlow, 1994; Barlow, 1997). El virus de la enfermedad borna, el cual causa la enfermedad de la

zarigüeya vacilante, puede ser también apropiado para la ingeniería genética y para usarse contra esta plaga (Atkinson, 1997; Bertschinger *et al.*, 2000).

ÉTICA Y RIESGOS DE USAR LA INMUNOCONTRACCIÓN

Los patógenos de vertebrados, modificados para causar inmunocontracción, ofrecen la posibilidad de controlar plagas sin matarlas o sin causar sufrimiento, y reducirían el uso de las toxinas que matan vertebrados y sus impactos no deseados. Esto sería particularmente útil para el control de vertebrados plaga en suburbios, parques u otras áreas donde los controles letales pueden ya no ser legales o seguros (Kirkpatrick *et al.*, 1997; Williams, 1997).

Sin embargo, el método implica varios riesgos potenciales. Primero, los virus podrían mutar después de la liberación e infectar a otras especies (Anderson, 1997), particularmente si intercambian material genético con tipos silvestres no modificados (Angulo y Cooke 2002). Bajo tales condiciones, puede ser imposible contener y erradicar un virus mutante de una población animal infectada (Tyndale-Biscoe, 1995). En segundo lugar, los virus esterilizantes podrían dispersarse a otras áreas donde la especie a controlar no es plaga (Tyndale-Biscoe, 1994a; Henzell y Murphy, 2002). Por ejemplo, los virus modificados para esterilizar marsupiales invasores en Nueva Zelanda podrían alcanzar Australia e infectar animales silvestres amenazados (McCallum, 1996; Rodger, 1997).

En tercer lugar, la resistencia al agente infeccioso puede desarrollarse a través de la selección natural, amenazando la viabilidad a largo plazo de esta técnica (Magiafoglou *et al.*, 2003). En teoría, el uso de agentes múltiples que actúan en diferentes formas (p. ej., agentes que causen esterilización, que alteren los niveles de las hormonas reproductivas o que afecten la lactancia) podrían hacer que el desarrollo de la resistencia sea menos probable (Jolly, 1993; Tyndale-Biscoe, 1994a; Cowan, 1996; Cowan y Tyndale-Biscoe, 1997; Magiafoglou *et al.*, 2003).

En cuarto lugar, en muchos países, el público en general no está de acuerdo con el uso de la ingeniería genética, particularmente con la manipulación de virus infecciosos en vertebrados. Tales miedos podrían fácilmente retardar o evitar pruebas de campo y su aplicación (Lovett, 1997). La legislación regulatoria como la Gene Technology Act del 2000 en Australia, restringirá todas las pruebas de campo de los microorganismos esterilizantes hasta que se hayan evaluado todos los riesgos no deseados (Hardy *et al.*, 2006).

Finalmente, los objetivos de diferentes programas de investigación que usan patógenos recombinantes pero que usan las mismas especies animales a controlar, pueden estar en conflicto. Los conejos se han vuelto escasos en partes de Europa, a causa de los virus de la myxomatosis y de la EHC. Los menores números de conejos han afectado adversamente la caza recreativa y a especies depredadoras amenazadas, como las águilas imperiales (*Aquila adalberti*) y el lince ibérico (*Lynx pardinus*) que comen principalmente conejos (Angulo y Cooke, 2002). Los investigadores europeos están modificando el virus de la myxomatosis para vacunar a los conejos silvestres europeos contra la myxomatosis y la EHC para conservar a los conejos y a sus depredadores. Al mismo tiempo, la investigación en Australia está intentando manipular el virus de la myxomatosis para esterilizar los conejos europeos y para controlar el crecimiento de la población. Las metas de estos dos programas de investigación son diametralmente opuestas. Requisitos internacionales

sobre el uso de patógenos modificados genéticamente para esterilizar vertebrados pueden ser necesarios para evitar conflictos sobre la liberación y la dispersión más allá de las fronteras políticas (Angulo y Cooke, 2002; Parkes y Murphy, 2004).

CONCLUSIONES

El control biológico de vertebrados está limitado por varios factores. En primer lugar, tienen pocos enemigos naturales altamente específicos. Los más efectivos son los patógenos, los cuales han sido usados con éxito contra conejos y contra poblaciones de gatos en islas pequeñas. En segundo lugar, existen preocupaciones del público sobre (1) el potencial de los impactos no deseados en la vida silvestre nativa, (2) el sufrimiento de los mamíferos a controlar, y (3) el concepto de esterilización con patógenos modificados genéticamente.

Sin embargo, existen oportunidades reales de usar el control biológico de vertebrados para resolver importantes problemas sociales, agrícolas y de conservación. Muchos vertebrados plaga como las cabras, cerdos, caballos, conejos, ratones, zorros, perros y gatos silvestres han sido bien estudiados y hay disponible mucha información veterinaria sobre sus enfermedades, además que las vacunas para muchas de ellas están disponibles. En islas, los programas de control biológico podrían ser iniciados simplemente reasociando los parásitos o patógenos causantes de enfermedades con poblaciones aisladas (Dobson y May, 1986). El uso de enemigos naturales con ingeniería genética es un caso especial del control biológico de vertebrados pero es una herramienta adicional promisoría. La investigación con agentes que causan inmunocontracepción posiblemente aumentará con los nuevos avances en la biología molecular. La aplicación de este enfoque dependerá de factores técnicos y sociales; la utilidad de la inmunocontracepción todavía no ha sido demostrada en forma concluyente.

CAPÍTULO 28: EXPANSIÓN DEL HORIZONTE DEL CONTROL BIOLÓGICO: NUEVOS PROPÓSITOS Y NUEVOS OBJETIVOS

Las especies invasoras son una amenaza en aumento para una diversidad de ambientes acuáticos y terrestres. Los habitats amenazados no son solamente los que mantienen cultivos agrícolas, áreas de recreación y sitios de habitación humana (p. ej., áreas urbanas) sino también áreas de importancia crítica para la conservación. Las especies que amenazan la conservación de la naturaleza incluyen no solamente los grupos en los que se ha aplicado control biológico para la protección de la agricultura y la producción forestal (insectos, ácaros y malezas) sino también un conjunto diverso de grupos adicionales, incluyendo crustáceos, platelmintos, moluscos y vertebrados (peces, aves, anfibios, reptiles y mamíferos). La amenaza de las planarias terrestres (**Figura 28-1**), por ejemplo, es nueva y seria, especialmente la planaria de Nueva Zelanda que está reduciendo las poblaciones de las lombrices de tierra en las Islas Británicas (Cannon *et al.*, 1999).



Figura 28-1. Las planarias terrestres invasoras, como ésta en Florida, *Bipalium kewense* Moseley, son un grupo nuevo de invasores. (Fotografía cortesía de P. M. Choate.)

La biología de la invasión es ahora una corriente principal y una rama ampliamente reconocida de la ecología aplicada. Los grupos interesados en especies invasoras y su manejo incluyen ecólogos, científicos del control biológico, conservacionistas, políticos, agricultores y otros productores, y el público en general. Los problemas de las especies invasoras y su manejo son discutidos regularmente en los medios de comunicación, particularmente en Australia, Nueva Zelanda y América del Norte.

Los objetivos tradicionales del control biológico clásico de insectos han sido plagas de la agricultura y de los bosques en producción. Los proyectos de control biológico de malezas, sin embargo, tienen una larga historia en tierras silvestres y cuerpos de agua. Algunos proyectos nuevos de artrópodos están siendo enfocados ahora a las plagas de las áreas en conservación o en plagas con importancia económica y para la conservación, tal como la hormiga de fuego importada *Solenopsis invicta* (Buren) en el sur de los Estados Unidos. Proyectos emergentes también están evaluando la posibilidad de controlar crustáceos invasores, como el cangrejo verde europeo *Carcinus maenas* (L.). Sin embargo, aplicar el control biológico clásico a organismos marinos sería iniciar varias áreas, incluyendo la evaluación de la especificidad de hospederos de clases enteramente nuevas de enemigos naturales, el desarrollo de métodos para evaluar amenazas a otros organismos marinos y a la solución de complicados problemas que afectan la medición de la eficacia en sistemas de reclutamiento abierto, el cual es característico de las poblaciones de muchas especies marinas.

Otros objetivos no tradicionales del control biológico clásico son potencialmente muy diversos, incluyendo caracoles, babosas, ranas, serpientes, planarias y otros grupos. El uso del control biológico para tales objetivos no comunes es potencialmente controversial, y algunos proyectos antiguos han recibido fuertes críticas de ecólogos prominentes. Los riesgos potenciales y las limitaciones de usar enemigos naturales para especies invasoras en estas categorías necesitan una cuidadosa consideración y los problemas controversiales pertinentes se bosquejan en este capítulo.

CONTROL DE MALEZAS Y ARTRÓPODOS PLAGA EN ÁREAS NATURALES

El control biológico a menudo es la mejor y a veces la única tecnología factible para controlar especies invasoras en áreas silvestres (Headrick y Goeden, 2001). La supresión de malezas en áreas naturales actualmente es la aplicación dominante del control biológico a favor de la conservación. El control biológico de malezas en dichas áreas creció a partir de proyectos dirigidos contra malezas en pastizales y en la agricultura (McFadyen, 1998). En los Everglades de Florida (EU), el control biológico está siendo usado actualmente contra la melaleuca, *Melaleuca quinquenervia* (Cavanilles), un árbol invasor que altera el nivel del agua freática y desplaza a las plantas y vida silvestre nativas (Center *et al.*, 1997b; Goolsby *et al.*, 2000a). Programas similares están siendo conducidos en el Tongariro National Park de Nueva Zelanda, un área Patrimonio de la Humanidad, donde un brezo europeo, *Calluna vulgaris* (L.), está siendo controlado con los escarabajos del brezo *Lochmaea suturalis* (Thomson), los que se alimentan exclusivamente de esta maleza (Syrett *et al.*, 2000b). Otras malezas de importancia para la conservación en los Estados Unidos que actualmente son objetos de programas de control biológico son *Lythrum salicaria* L. (Blossey *et al.*, 2001b), el árbol de pimienta

brasileño *Schinus terebinthifolius* Raddi (Medal *et al.*, 1999) y el cedro salado *Tamarix* spp. (Milbrath y DeLoach, 2006).

Varias introducciones del control biológico también han sido dirigidas contra una variedad de artrópodos invasores que amenazan plantas y animales nativos:

- (1) Las escamas introducidas, *Carulaspis minima* (Targioni-Tozzetti) e *Insulaspis pallida* (Maskell), causaron una disminución extrema del cedro endémico de Bermuda *Juniperus bermudiana* L. y se usaron enemigos naturales en un programa de control para estas plagas (Cock, 1985).
- (2) En la isla St. Helena, la escama ortheziida *Orthezia insignis* Browne, amenazó la sobrevivencia del árbol de goma endémico *Commidendrum robustum* (Roxb.) DC, hasta que se controló biológicamente con la introducción desde África del coccinélido *Hyperaspis pantherina* Fürsch (Fowler, 2004).
- (3) En el este de los Estados Unidos, un adélgido asiático, *Adelges tsugae* Annand, que se alimenta de abetos, está matando grandes cantidades de árboles nativos del falso abeto de Canadá *Tsuga canadensis* (L.) en una extensa área. Un programa de control biológico que usa coccinélidos (*Scymnus* spp.) y derodóntidos (*Laricobius* spp.) depredadores está en proceso (Lu y Montgomery, 2001).
- (4) Un picudo exótico mexicano, *Metamasius callizona* (Chevrolat), está atacando y matando especies amenazadas de bromelias en Florida. Esta plaga fue introducida en las importaciones de bromelias. El control biológico con una mosca taquínida descubierta recientemente, *Admontia* sp., puede ser la única solución factible en áreas naturales (Frank y Thomas, 1994; Frank, 1999; Salas y Frank, 2001; Frank y Cave, 2005).
- (5) En Nueva Zelanda, los pájaros nectarívoros están siendo sacados de la competencia por la mielecilla de la escama de la haya, por las avispas introducidas de chaqueta amarilla (*Vespula vulgaris* L.) las cuales son altamente agresivas. Un ichneumonido parasítico especializado, *Sphécophaga vesparum vesparum* (Curtis) que ataca a las crías de las avispas, ha sido establecido para reducir la densidad de las avispas en los bosques (Barlow *et al.*, 1996).
- (6) La mariquita *Rodolia cardinalis* Mulsant ha sido liberada en el Parque Nacional de los Galápagos para proteger a las plantas nativas que están amenazadas por la escama acojinada algodonosa. Las pruebas de seguridad rigurosas (Causton *et al.*, 2004) demostraron que dicha introducción no es un riesgo para las especies nativas.
- (7) En el noreste de los Estados Unidos, es casi seguro que las liberaciones del eulófido parasítico *Tetrastichus setifer* Thomson contra el crisomélido del lirio *Lilioceris lili* Scopoli (Coleoptera: Chrysomelidae), lograrán una protección significativa para los raros lirios nativos, los que son vulnerables al ataque de esta plaga exótica europea (Tewksbury *et al.*, 2005).

CONTROL DE PLAGAS INVASORAS “NO TRADICIONALES”

La regulación de poblaciones de plantas y animales por enemigos naturales no es sólo para malezas, insectos y ácaros terrestres. Los estudios ecológicos en muchos sistemas dan evidencia de tal regulación. Por tanto, es razonable considerar extender la teoría y la tecnología del control biológico a más grupos de organismos, como a una especie marina o de agua dulce, o a los caracoles terrestres. Las siguientes secciones discuten programas emergentes de control biológico para grupos de plagas “no tradicionales”.

PLAGAS MARINAS

Muchas especies marinas introducidas son ecológica y económicamente importantes. Hay pocas opciones de manejo, sin embargo, cuando tales especies están bien establecidas. Actualmente, los principios del control biológico clásico, como derivados del trabajo en sistemas terrestres, están siendo considerados para la aplicación a plagas marinas introducidas (Lafferty y Kuris, 1996). Estos esfuerzos están en varias fases de planeación o de implementación e incluyen (1) control viral o microbial de afloramientos de algas dañinas, (2) control depredador del ctenóforo *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz) en el Mar Negro, (3) castración parasítica por ciliados de la estrella de mar depredadora *Asterias amurensis* Lütken en Australia, (4) el uso de babosas marinas sacoglossas para controlar al alga *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardth en el Mediterráneo, y (5) la castración parasítica del cangrejo verde europeo *C. maenas* en California y Australia (Secord, 2003).

La implementación de estos proyectos está procediendo con cautela porque algunos atributos de los sistemas marinos difieren significativamente de los sistemas terrestres y de agua dulce en que se desarrollaron los conceptos y modelos del control biológico clásico. Algunas características importantes únicas de los sistemas marinos (Secord, 2003) son (1) estado larval y adulto hiperdispersos en algunas especies, (2) la dependencia de los parásitos en hospederos intermedios, (3) la mayor incertidumbre acerca de la estructura de la comunidad y de las interacciones de especies, (4) la biomecánica única del ambiente de agua salada, y (5) el gran tamaño y apertura de los ecosistemas marinos.

CANGREJOS INVASORES

El cangrejo verde europeo, *C. maenas*, es un invasor marino muy exitoso que ha establecido grandes poblaciones en las costas de Norteamérica, Sudáfrica y partes de Australia. Compite por alimento con las aves costeras y ha perjudicado la cría comercial de almejas y cangrejos (Cohen *et al.*, 1995; Grosholz y Ruiz, 1996; Grosholz *et al.*, 2000). Los estudios muestran que una razón significativa de su éxito ha sido el escapar de sus enemigos naturales, notablemente de los parásitos. Una consecuencia visual de su parasitismo disminuido es el mayor tamaño de *C. maenas* en las áreas invadidas (**Figura 28-2**), lo que permite tasas reproductivas más altas que en su rango nativo europeo (Torchin *et al.*, 2001). El candidato más probable para el control biológico exitoso de *C. maenas* es el castrador parasítico *Sacculina carcini* (Thompson) (Rhizocephala: Sacculinidae) (**Figura 28-3**) (Lafferty y Kuris, 1996), el cual es específico de cangrejos portúnidos y de una especie de Pirimelidae cercanamente relacionada



Figura 28-2. Los cangrejos verdes europeos, *Carcinus maenas* (L.) crecen en mayor tamaño en las aguas californianas, comparados con cangrejos de tamaño típico en Europa. (Fotografía cortesía de Jeff Goddard.)



Figura 28-3. El percebes parasítico castrante *Sacculina carcini* (Thompson), es un agente potencial de control biológico para el cangrejo verde europeo, *Carcinus maenas* (L.). El percebes aparece como un crecimiento esponjoso atrás, debajo de este cangrejo. (Fotografía cortesía de Todd C. Huspeni.)

(Høeg y Lutzen, 1985). *Sacculina carcini* provoca severos efectos en el crecimiento, morfología, fisiología y conducta de su hospedero. Adicionalmente, este percebe evita la reproducción del macho y la hembra de *C. maenas* e induce la feminización de los machos (Thresher *et al.*, 2000).

La factibilidad del control biológico del cangrejo europeo está siendo investigada en los Estados Unidos y en Australia. Las pruebas de laboratorio de especificidad de hospedero están siendo usadas para medir los efectos de *S. carcini* en cangrejos nativos y entonces poder predecir los riesgos reales bajo condiciones de ‘campo’ (Thresher *et al.*, 2000; Goddard *et al.*, 2005). El trabajo en California sugiere que algunas especies de cangrejos nativos pueden estar en riesgo si son expuestas a densidades altas de los estados infecciosos de *S. carcini*. Sin embargo, estos cangrejos nativos atacados no son hospederos adecuados y el parásito no pudo reproducirse en ellos (Goddard *et al.*, 2005).

Antes de que *C. maenas* pueda ser liberado, se necesitan mejores datos para (1) cuantificar el riesgo para otras especies de cangrejos y (2) evaluar los posibles impactos a nivel población del percebe sobre el cangrejo verde. Para evaluar los riesgos en especies no deseadas, se necesitan pruebas de laboratorio a mayor escala con especies californianas de cangrejos, para determinar las consecuencias de la exposición a grandes números de percebes juveniles infecciosos en cangrejos verdes fuertemente infestados. Los experimentos de laboratorio y campo han determinado que la inhabilidad de los percebes larvales de *S. carcini* para localizar y establecerse en otra especie de cangrejo que no se va a controlar, es el determinante primario de la especificidad de hospedero de *S. carcini* (Kuris, com. pers.). Para evaluar mejor la eficacia potencial, se necesitan estudios sobre los efectos de la trasplatación local de los percebes, dentro de las poblaciones del cangrejo verde en Europa sin el parásito.

Finalmente, otros enemigos naturales pueden necesitar ser evaluados. Por ejemplo, el castrador parasítico *Portunium maenadis* Giard (Isopoda: Entoniscidae), gusano plano que actúa como los parasitoides, y depredadores obligados de huevos nemerteanos; todos estos enemigos naturales pueden tener potencial para lograr algún control de *C. maenas* mientras ofrezcan poco riesgo para otras especies de crustáceos (Goddard *et al.*, 2005).

ALGA ASESINA

Caulerpa taxifolia es un alga marina nativa de varias áreas tropicales del mundo (Meinesz, 1999; ver también el website Nova, <http://www.pbs.org/wgbh/nova/algae/>); una raza australiana de esta especie ha establecido poblaciones invasoras en el Mar Mediterráneo y a lo largo de la costa este de Australia (fuera de su rango nativo australiano). También han sido reportadas poblaciones incipientes en Japón y California, pero no se establecieron porque las temperaturas del agua eran demasiado frías (Komatsu *et al.*, 2003) o porque se efectuaron programas de erradicación que tentativamente parecen haber sido exitosos (Anderson, 2005).

En el Mediterráneo, una raza tolerante al agua fría de *C. taxifolia* se “escapó” de un instituto de investigación marina a principios de los 1980s; por crecimiento vegetativo y fragmentación, esta alga tóxica ahora cubre miles de hectáreas del fondo del mar, con densas praderas de algas, para detrimento de la flora y fauna nativas (Secord, 2003). Infestaciones tan extensas no son apropiadas para control químico o físico, por lo que se han investigado enemigos naturales, en particular las babosas marinas sacoglossas, como posibles agentes de control (Thibaut y Meinesz, 2000, 2001).

Una desventaja importante de las babosas marinas originarias de habitats tropicales del Atlántico, es su intolerancia aparente a las temperaturas frías del agua, típicas del Mediterráneo en invierno (Thibaut y Meinesz, 2000, 2001); los modelos sugieren que altas densidades de babosas marinas de aguas frías serían requeridas para lograr el control biológico de *C. taxifolia* (Coquillard *et al.*, 2000).

CARACOLES INVASORES O VECTORES DE ENFERMEDADES

CARACOLES DE AGUA DULCE DE IMPORTANCIA MÉDICA

Ciertos caracoles acuáticos son hospederos intermedios de gusanos tremátodos. La esquistosomiasis humana, causada por especies parasíticas en la sangre, afecta alrededor de 200 millones de personas a nivel mundial, infligiendo considerable morbilidad y alguna mortalidad. *Schistosoma mansoni* infectó más de un millón de personas en Puerto Rico tan recientemente como en los años 1960s (Wright, 1973). El interés en las posibilidades del control biológico se inició en los 1950s (Michelson, 1957). Estudios de laboratorio revelaron que el caracol gigante *Marisa cornuarietis* fue un depredador eficiente de masas de huevos, juveniles y a veces de adultos del caracol hospedero intermedio esquistosomo *Biomphalaria glabrata* Say. *Marisa cornuarietis* también redujo la disponibilidad de alimento y de sitios de oviposición para *B. glabrata*. La campaña de control en Puerto Rico fue planeada cuidadosamente y monitoreada durante 15 años (Ferguson, 1978). Cuando fue ambientalmente posible, se usaron plaguicidas para reducir temporalmente o eliminar las poblaciones locales de *B. glabrata*. *Marisa cornuarietis* fue introducido después a los habitats para evitar el regreso de los caracoles plaga. En algunos sitios, también se usaron las alteraciones ambientales (diques, pendientes de concreto) y el manejo ambiental (reducción de malezas acuáticas) para reducir la disponibilidad de habitat para los caracoles acuáticos. Otros desarrollos en Puerto Rico con el paso del tiempo también contribuyeron a eliminar casi por completo la esquistosomiasis en la isla. La urbanización y el desarrollo económico elevaron los estándares de vida y mejoraron significativamente la sanidad del agua. Aunque no es posible separar completamente los efectos de los caracoles usados en control biológico de los otros mejoramientos en la salud pública, parece cierto que *M. cornuarietis* sólo habría reducido tan significativamente la presencia de *B. glabrata* en los sistemas acuáticos donde ahora es considerado poco común (Giboda *et al.*, 1997).

En Kenya, el astácido de Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard) ha sido manipulado para suprimir al caracol *Bulinus africanus* (Krauss), el hospedero intermedio de *Schistosoma haematobium*, el agente causal de la esquistosomiasis urinaria (Mkoji *et al.*, 1999). Estudios de laboratorio y de estanque mostraron que los astácidos fueron depredadores voraces del caracol. Un estudio piloto demostró que la adición del astácido a los estanques de la villa causaron que las poblaciones de *B. africanus* declinaran precipitadamente, reduciendo las infecciones en niños locales del 60-80% comparados con niños de una villa no tratada. El astácido de Louisiana fue introducido en África oriental con propósitos de acuicultura y se había diseminado en todo Kenya y, usando el río Nilo, hasta Egipto. Estas introducciones en gran parte no estuvieron reguladas

y es posible que el astácido haya causado daño ambiental (Lodge *et al.*, 2005). Sin embargo, dado que esta especie invasora está ampliamente distribuida en la región y dado que la mayoría de las esquistosomiasis urinarias son transmitidas en embalses de pequeñas villas de poco valor ecológico y que carecen del astácido, el introducirlo en dichos estanques podría reducir la enfermedad humana con poco incremento en el daño ecológico.

CARACOLES TERRESTRES

Los intentos del control biológico de caracoles herbívoros terrestres con caracoles depredadores han resultado en impactos desastrosos para otros caracoles, incluyendo la extinción de varias especies endémicas de caracoles arbóreos. El caso mejor documentado es el esfuerzo de control del caracol terrestre africano gigante *Achatina fulica* (Bowdich) en países tropicales con *Gonaxis quadrilateralis* (Preston) de África oriental y con *Euglandina rosea* (Férrusac) de Florida (EU). Estos depredadores fallaron en controlar la plaga (Christensen, 1984; Gerlach, 2001) pero han causado la extinción de numerosas especies de caracoles nativos (Clarke *et al.*, 1984; Coote y Loève, 2003), convirtiéndose en invasores exóticos indeseables (Civeyrel y Simberloff, 1996; Cowie, 2001).

En contraste, la supresión en California del caracol de jardín pardo europeo *Helix aspersa* Müller (Helicidae) con la auto introducción del caracol carnívoro facultativo *Rumina decollata* (L.) (Fisher y Orth, 1985), se cree ampliamente que es un caso de control biológico exitoso de caracoles. Sin embargo, algunas autoridades disputan esta interpretación debido a que la supresión de la plaga no fue cuantificada adecuadamente y a que los resultados fueron inconsistentes y que podrían ser atribuibles a otras causas que a *R. decollata* (Cowie, 2001).

Los insectos parasitoides, en lugar de los caracoles depredadores, pueden ser una mejor opción para el control de caracoles plaga. En el sur y el oeste de Australia, cuatro caracoles helícidos del Mediterráneo introducidos se han convertido en serias plagas agrícolas (Coupland y Baker, 1995), dañando o contaminando los cultivos e interfiriendo con el pastoreo del ganado vacuno (Coupland y Baker, 1995).

Un programa de control biológico contra estos caracoles ha investigado dípteros parasitoides europeos de las familias Sciomyzidae y Sarcophagidae que tienen potencial de uso en Australia (Coupland y Baker, 1994; Coupland *et al.*, 1994, Coupland y Baker, 1995). La especie más promisoría es el sciomyzido *Pherbellia cinerella* (Fallén), el cual prefiere habitats de pastizal. El clima de la región de origen de esta mosca es similar al de las áreas de Australia donde se necesita el control. *Pherbellia cinerella* ataca y mata caracoles endémicos australianos en pruebas alimenticias de no elección. Sin embargo, su fuerte preferencia por pastizales abiertos puede reducir su impacto en los habitats de otro tipo, donde viven los caracoles australianos endémicos (CSIRO, 2006). El sarcófago *Sarcophaga penicillata* (Villeneuve) parasita caracoles helícidos estivantes (Coupland y Baker, 1994). En Francia, sus tasas de ataque son bajas (4%) pero la mosca está sujeta a un fuerte hiperparasitismo (79%), lo que puede indicar un potencial de mayor impacto en Australia una vez que se eliminen los hiperparasitoides. Las pruebas de seguridad de 38 especies de caracoles australianos indicaron un riesgo

mínimo, por lo que *S. penicillata* fue liberada en el sur de Australia en el 2000. Las evaluaciones del impacto están en proceso (Baker, 2000).

CONCLUSIONES

Los proyectos de control biológico de plagas “no tradicionales” constituyen un área emergente cuyos beneficios y dificultades todavía están por ser completamente entendidos. Esto cambiará conforme se evalúe el éxito de los proyectos actuales y cuando se inicien nuevos proyectos. Actualmente no hay ejemplos precedentes del uso del control biológico contra grupos como vertebrados no mamíferos (p. ej., anfibios o reptiles plaga, etc.), crustáceos y moluscos de agua dulce y marinos o de platelmintos. Los biólogos que estudian estos organismos invasores pueden no estar familiarizados con el concepto del control biológico y con sus beneficios potenciales o son cautelosos para introducir otra especie invasora indeseable (Van Driesche, 1994). Los conceptos y tecnologías desarrolladas para los proyectos de control biológico de malezas e insectos proveen un punto de inicio del desarrollo posterior que puede conducir a la aplicación exitosa a plagas “no tradicionales”, como las especies marinas.

CAPÍTULO 29: DIRECCIONES FUTURAS

El control biológico, en cada uno de sus cuatro métodos de aplicación, continuará creciendo. Cómo ocurrirá esto, variará entre países, debido a sus diferencias en tecnología, economía y valores culturales. El uso expandido del control biológico, sin embargo, no está garantizado ni tampoco las soluciones tecnológicas son inevitables para los problemas enfrentados por algunas formas de control biológico. A continuación se presentan las ideas del autor sobre el posible futuro de cada uno de los principales enfoques al control biológico.

CONTROL BIOLÓGICO CLÁSICO

La necesidad de este tipo de trabajo ya es grande, debido a una acumulación de especies invasoras de alto impacto que pudiesen ser controladas con esta tecnología pero no lo han sido. Además, nuevos invasores continúan estableciéndose y diseminándose. Por tanto, parece relativamente cierto que el uso de este enfoque continuará en expansión. Conforme las especies invasoras colonizan nuevas regiones, los países sin historia previa de control biológico clásico pueden iniciar proyectos. Entonces, el grupo de países que históricamente ha efectuado control biológico clásico se expandirá para incluir más países, tales como las naciones isleñas y los países en áreas tropicales o en desarrollo. Los países más grandes, con suficiente capital y personal experimentado, es posible que desarrollen su capacidad para el control biológico clásico mientras que las naciones más pequeñas y menos desarrolladas pueden contratar grupos técnicos como los de CABI BioScience.

Es posible que las preocupaciones sobre los riesgos de los enemigos naturales importados continúen creciendo, conduciendo a una mayor vigilancia legal de la importación y de los procesos de liberación. En algunos países, la vigilancia legal puede levantar barreras significativas y aún prohibitivas, para las importaciones de enemigos naturales. Por ejemplo, en los Estados Unidos, dicha preocupación actualmente está disminuyendo la aplicación del control biológico en algunas áreas, particularmente en Hawaii. En países en desarrollo, las preocupaciones sobre los riesgos para otras especies distintas a las plagas, puede ser juzgada menos significativa si las especies invasoras afectan la producción de alimentos muy importantes u otros recursos esenciales.

Para el futuro previsible, es posible que el control biológico de malezas sea implementado contra un rango más amplio de malezas que de artrópodos plaga, debido a que se conoce mejor el proceso de evaluación de riesgos para los agentes de control biológico de malezas y

a que los laboratorios y la infraestructura están mejor desarrollados, al menos en países como Australia, Nueva Zelanda y los Estados Unidos.

Las principales restricciones a la expansión del uso del control biológico clásico incluyen (1) la confusión entre departamentos gubernamentales y la falta de una guía reguladora legal, la cual es un gran problema para el control biológico de artrópodos en los Estados Unidos, (2) las barreras administrativas para proteger y obtener beneficios de la biodiversidad, las que han hecho que algunos países sean renuentes a la libre exportación de enemigos naturales conforme se necesiten, y (3) al pobre entendimiento de parte del público del problema de las especies invasoras, en una forma que permita una comparación razonable de los riesgos y beneficios de los proyectos propuestos de control biológico.

CONTROL BIOLÓGICO POR CONSERVACIÓN

El control biológico por conservación cubre dos actividades muy diferentes: proteger a los enemigos naturales de los plaguicidas y reforzar a los cultivos como habitats para los enemigos naturales. La primera actividad está ligada al movimiento del Manejo Integrado de Plagas. Ya que continúa el interés público por disminuir el uso de plaguicidas, como algo distinto de la abolición del uso de plaguicidas (agricultura orgánica), la investigación sobre la integración del uso de plaguicidas y enemigos naturales en los cultivos continuará en las universidades y en laboratorios gubernamentales. Si la opinión del público esta entre (1) la creencia de que los plaguicidas son tan malos que toda la agricultura deba ser orgánica o que (2) los plaguicidas no son mucho problema (ya que los nuevos productos han tendido a ser menos tóxicos para la gente y más seguros para el medio ambiente), entonces puede estar en riesgo el empuje para hacer la investigación necesaria sobre las interacciones plaguicidas-enemigos naturales. El avance mas notable en esta área en los últimos años ha sido el desarrollo y la rápida adopción del uso de cultivos Bt, los cuales has reducido dramáticamente el uso de plaguicidas en cultivos.

En contraste con la protección de los enemigos naturales de los plaguicidas, el reforzar los cultivos como habitats para los enemigos naturales requiere más esfuerzo de los fitomejoradores y de los agricultores. Los fitomejoradores necesitan crear nuevas variedades de cultivos que incluyan más características favorables para los enemigos naturales o los agricultores necesitan gastar tiempo, dinero, tierra, agua y trabajo para reforzar el ambiente del cultivo para los agentes de control biológico. Hasta ahora, en los países industrializados los agricultores sólo han deseado participar en reforzar el habitat del cultivo cuando los subsidios gubernamentales les pagan para hacerlo. Hasta la fecha, virtualmente no hay casos bien documentados en los que los habitats mejorados de los cultivos para los enemigos naturales hayan logrado, consistente y económicamente, un control adecuado de plagas específicas. Entre los investigadores y sus estudiantes de postgrado, este tópico actualmente es un área de investigación de gran popularidad. El sistema de empujar-jalar para usar cultivos trampa en África para controlar barrenadores del maíz, es un ejemplo de un sistema efectivo de control de plagas sin plaguicidas que está basado, al menos parcialmente, en el control biológico por conservación. Sin embargo, faltan otros ejemplos notables.

Las restricciones en la adopción del control biológico por conservación es posible que incluyan (1) la pérdida de la preocupación del público sobre los riesgos de los plaguicidas, (2) la

falla de la investigación para encontrar modificaciones baratas que puedan ser impuestas a los cultivos para hacerlos mucho mejores para los enemigos naturales que los resultados tangibles del control de plagas, (3) la reticencia de muchos agricultores a poner atención en el manejo de los enemigos naturales, o (4) la mala disposición de los agricultores para gastar dinero en reforzar el habitat para los enemigos naturales.

CONTROL BIOLÓGICO AUMENTATIVO

El control biológico aumentativo en hortalizas de invernadero en climas fríos ya está bien desarrollado. Su uso ciertamente continuará. Un reto para mantener los programas efectivos actuales será el adaptarse a las invasiones de nuevas plagas. Aunque el éxito futuro no está garantizado, en el pasado la industria se ha adaptado exitosamente a las invasiones de una nueva mosca blanca, *Bemisia tabaci* (Gennadius) y de un trips importante, *Frankliniella occidentalis* (Pergande). El desarrollo de programas eficientes de control biológico para hortalizas de invernadero en zonas cálidas está en proceso y es posible que sea exitoso con niveles adecuados de investigación, los que se ven próximos. Sin embargo, el desarrollo de estos programas para la producción de flores parece menos posible. Cuando mucho, su uso estará limitado a las especies particularmente favorables (p. ej., rosas y nochebuenas), con uso muy limitado en la mayoría de los cultivos a corto plazo y con ganancias rápidas.

Las restricciones que posiblemente afecten al control biológico aumentativo en invernaderos serán (1) interrupciones de los programas existentes por invasiones de nuevas plagas que posiblemente vengan de invernaderos establecidos en nuevas partes del mundo que previamente no han sido fuentes de plantas para el comercio internacional (p. ej., naciones africanas o asiáticas) y (2) barreras legales al comercio internacional de enemigos naturales eficientes, debido a los riesgos de establecimiento permanente de tales especies exóticas en exteriores, con la consecuencia potencial de los impactos no deseados.

El uso en exteriores del control biológico aumentativo no es probable que se extienda, principalmente debido a que la cría masiva de enemigos naturales probará ser demasiado costosa y no lo suficientemente efectiva. Es más, es más posible que el uso total disminuya, dado que una cantidad considerable del uso actual de las avispa *Trichogramma* (el principal enemigo natural usado aumentativamente en exteriores) recibe subsidios del gobierno en muchos países de una u otra manera y a que estos subsidios son más probables que disminuyan a que aumenten. Las restricciones del uso aumentativo en exteriores del control biológico incluyen (1) el alto costo de criar muchos enemigos naturales en relación al valor del cultivo protegido o la competencia con otras opciones de control de plagas, (2) la insuficiente investigación sobre las tasas de liberación, la época de liberación y la aplicación de tecnologías, y (3) la poca eficiencia. Las soluciones técnicas para algunas de estas restricciones son posibles pero si el pasado inmediato (1970-2005) es tomado como guía, no es probable que nuevos agentes y técnicas de aplicación eficientes sean desarrollados para lograr una mayor adopción del control biológico aumentativo en exteriores.

BIOPLAGUICIDAS

Los bioplaguicidas han permanecido como productos nicho más bien que para reemplazar a los plaguicidas como antes se predijo. No es probable que esta situación cambie. Sin embargo, algunos patógenos han sido más exitosos que otros. Entre los patógenos de artrópodos, las bacterias y los nemátodos han sido los más usados. La creación de plantas Bt ha sido el único cambio grande en la agricultura en tiempos recientes y, ciertamente, la mayor aplicación de entomopatógenos (al menos sus productos que matan insectos) para la protección de plantas. El uso de *Bacillus thuringiensis* Berlinger y *Bacillus sphaericus* Neide para controlar zancudos y simúlidos es posible que continúe y se expanda. Los nemátodos, aunque se han dirigido a mercados relativamente pequeños, han aumentado constantemente, y el número de especies producidas comercialmente ha crecido. Nuevos productos de nemátodos controlan plagas nuevas o en ambientes abióticos previamente difíciles. El uso de nemátodos es posible que sea estable y que se incremente modestamente.

En contraste, los bioplaguicidas fungosos generalmente han fallado en convertirse en productos comunes del control de plagas, principalmente por los requerimientos de dosis altas, alta variabilidad en la eficacia debido a la sensibilidad a las condiciones ambientales, y a dificultades y el alto costo en su producción. En teoría, los productos podrían ser más confiables a través de técnicas de mejoramiento de formulaciones y a una mejor selección de cepas. Sin embargo, un producto de poca confiabilidad tiene un largo camino para ser adoptado por los agricultores. La cría de hongos no es tan fácil como la de las bacterias porque la formación de esporas usualmente no ocurre en un cultivo líquido sumergido. Consecuentemente, debe usarse un sistema de cría en dos pasos (líquido-sólido) o el inóculo usado debe cambiar de esporas a fragmentos miceliales. En las naciones en desarrollo con bajos costos de mano de obra, la producción intensiva de entomopatógenos fungosos puede ser económicamente viable. Sin embargo, el enfoque inadecuado en el control de calidad en tales laboratorios de cría puede resultar en baja calidad del producto, eficacia fluctuante, contaminación o en la identificación incorrecta de la especie del hongo, lo que puede reducir la demanda del producto.

El uso comercial de los virus sigue siendo mínimo y permanecerá así por limitaciones de (1) la estrecha especificidad del hospedero, (2) los altos costos de cultivo *in vivo*, (3) la sensibilidad a la luz ultravioleta y a la sequedad, y (4) la pérdida de aptitud de los virus transgénicos de insectos. La producción subsidiada por el gobierno de varios baculovirus tiene potencial de uso para controlar plagas forestales en terrenos públicos. El alto costo de cultivar virus, debido a la inhabilidad de criarlos fuera de sus hospederos vivos, es posible que sea un obstáculo permanente para su uso comercial.

CONCLUSION

El control biológico, especialmente el enfoque clásico o inoculativo, será necesario en el futuro aún más que en la actualidad, conforme los problemas con una mayor diversidad de especies invasoras continúen creciendo a un paso alarmante. Sin embargo, su práctica es más complicada legalmente y se han incrementado mucho los costos y las expectativas de seguridad. Debido a que aumentarán las demandas de pruebas de especificidad de hospederos, las que son complicadas y lentas, es posible que muchos programas factibles terminen en el

laboratorio del investigador y tal vez en el futuro, sólo serán posibles en laboratorios especializados con equipos cooperativos que estén disponibles para cubrir los muchos aspectos del trabajo. Este libro está dedicado a los especialistas del control biológico y a los estudiantes que ellos entrenan, quienes serán inspirados para hacer el trabajo.

CAPÍTULO 30: ASPECTOS SOBRE EN EL CONTROL BIOLÓGICO DE PLAGAS EN AMÉRICA LATINA

ENRIQUE RUÍZ CANCINO, JUANA MA. CORONADO BLANCO Y SVETLANA N. MYARTSEVA,
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TAMAULIPAS, MÉXICO

El control biológico de plagas en los países latinoamericanos se ha desarrollado durante el siglo XX e inicios del XXI, con distinta intensidad y resultados variables. Además de los esfuerzos efectuados por cada país, en algunos casos se ha tenido la colaboración de agencias o instituciones internacionales.

Vaughan (1992) y Zapater (1996) analizaron varios aspectos del control biológico en países de Latinoamérica, y presentaron una lista de los principales enemigos naturales intercambiados a través de la cooperación internacional. Dicha lista incluye principalmente insectos plaga de frutales (cítricos, manzano, café), cultivos extensivos (gramíneas, algodón, papa, hortalizas, leguminosas y café) y del ganado bovino. En el caso de ácaros, incluyeron solamente reportes de la liberación del coccinélido *Adalia bipunctata* para controlar *Tetranychus urticae* Koch y *Oligonychus yothersi* (McGregor) en Chile.

Por su parte, Altieri y Nicholls (1999) hicieron un análisis sobre el control biológico clásico en Latinoamérica, su pasado, presente y futuro, incluyendo una reseña histórica, el uso de plaguicidas y su impacto en la salud y el medio ambiente, e incluyeron un breve perfil sobre esta forma de control de plagas en Argentina, Brasil, Chile, Colombia, Cuba, México y Perú, tres estudios particulares, la relación de los centros de control biológico en Latinoamérica así como las posibilidades de trabajo en el futuro.

Van Lenteren y Bueno (2003) citan que muy pocos artículos sobre la lucha biológica en América Latina proporcionan datos acerca de experimentos de campo relevantes que muestren la influencia de los enemigos naturales liberados sobre la reducción de la plaga o el aumento en el rendimiento, y que esto dificulta la evaluación crítica de los resultados de los programas de control biológico.

A continuación se anotan algunos programas de lucha biológica contra plagas en la región.

INSECTOS

MOSCAS DE LA FRUTA (TEPHRITIDAE: ANASTREPHA SPP.)

En México, al igual que en otros países de la región, existe una Campaña Nacional contra las Moscas de la Fruta, donde se cría masivamente la mosca mexicana de la fruta *Anastrepha ludens* (Loew) (Diptera: Tephritidae), como parte del programa de liberación de moscas estériles en todo el país. La Campaña Nacional incluye prácticas culturales, uso de insecticidas, control autocida, control cultural, trampeo y control biológico (Arredondo, 1998). SENASICA (2007) indica que la Campaña inició en 1992 y está dirigida contra las cuatro especies de *Anastrepha* de importancia económica: *A. ludens* que ataca principalmente cítricos, *A. obliqua* (Macquart) que es plaga de Anacardiáceas como el mango y *Spondias*, *A. striata* Schiner que sólo es plaga en guayaba y *A. serpentina* (Wiedemann) que ataca mamey y zapotes. Como resultado de este programa nacional, seis estados del norte del país son considerados como zona libre, cinco estados de baja prevalencia y el resto (21) están bajo control fitosanitario.

El parasitoide *Diachasmimorpha longicaudata* (Ashmead) (Hymenoptera: Braconidae), de origen indoaustrialiano, se cría masivamente en México y es liberado en muchos estados de la nación. En zonas con temperaturas altas y humedades bajas, esta especie ha demostrado ser ineficiente, por lo que se requiere utilizar otras especies parasíticas. López *et al.* (1999) y Sivinski *et al.* (2000) indican que, además de los braconidos *D. longicaudata* y *Aceratoneuromyia indica* (Silvestri), y del pteromárido *Pachycrepoides vindemniae* (Rondani), los cuales fueron introducidos a México, en el Estado de Veracruz, se han localizado otras siete especies nativas que parasitan moscas de la fruta del género *Anastrepha* (Tephritidae): los braconidos *Doryctobracon areolatus* (Szepligeti), *Doryctobracon crawfordi* (Viereck), *Utetes anastrephae* (Viereck) y *Opius hirtus* (Fisher), los eucóilidos *Aganaspis pelleranoi* (Brethes) y *Odontosema anastrephae* Borgmeier, y el diapríido *Coptera haywardii* (Ogloblin), con rangos de parasitismo desde 0.4 hasta 84%; las plantas silvestres nativas presentaron significativamente más parasitoides por fruto que las plantas cultivadas. Por su parte, en la Reserva de la Biosfera Montes Azules del Estado de Chiapas, México, Aluja *et al.* (2003) encontraron seis especies de parasitoides nativos de *Anastrepha*; las moscas estaban parasitadas por las mismas especies de braconidos anteriormente citadas para Veracruz (la única diferencia es el nuevo registro para México de *Doryctobracon zeteki* Muesebeck, siendo el reporte más septentrional de dicha especie) y por *A. pelleranoi*, con un porcentaje de parasitismo en conjunto entre 0 y 76.5%.

PLAGAS DE ÍTRICOS

En el estado de Tamaulipas, México, Ruíz *et al.* (2005) reportaron 49 especies de plagas potenciales (44 insectos, cinco ácaros) y 58 especies de enemigos naturales (44 parasitoides y 14 depredadores). Es importante mencionar que varias especies parasíticas introducidas desde otros países hace cinco décadas (o más) para el combate biológico de algunas plagas, continúan estando presentes y contribuyen a su control: p. ej., (1) *Encarsia perplexa* Huang & Polaszek (Hymenoptera: Aphelinidae), introducida como *Pro-*

spaltella opulenta (Silvestri) contra la mosca prieta de los cítricos (*Aleurocanthus woglumi* [Ashby]); (2) *Amitus hesperidum* Silvestri (Hymenoptera: Platygasteridae), actualmente escasa en Tamaulipas y también en Texas, EU, siendo más común en áreas tropicales húmedas como la huasteca potosina (San Luis Potosí) o el estado mexicano de Chiapas, contra la mosca prieta de los cítricos; (3) *Aphytis lingnanensis* Compere (Hymenoptera: Aphelinidae) contra la escama roja de California *Aonidiella auranti* (Maskell); (4) *Comperiella bifasciata* Howard (Hymenoptera: Encyrtidae) contra la escama roja de California; y (5) *Pseudhomalopoda prima* Girault (Hymenoptera: Encyrtidae) contra la escama roja de Florida *Chrysomphalus aonidum* (L.). Además, están presentes otras dos especies exóticas que no fueron introducidas intencionalmente: *Ablerus elegantulus* (Silvestri) (Hymenoptera: Aphelinidae) que ataca la escama roja de California y *Coccidoxenoides peregrinus* (Timberlake) (Hymenoptera: Encyrtidae) que parasita al piojo harinoso de los cítricos, *Planococcus citri* (Risso).

BROCA DEL CAFETO

En 1988 se introdujo a México el parasitoide *Cephalonomia stephanoderis* Betrem (Hymenoptera: Bethyridae) para el control de la broca del cafeto, *Hypothenemus hampei* (Ferrari). Otros países de Centro y Sudamérica se han interesado en dicho programa y lo han aprovechado. Cuatro factores influyeron en el éxito del programa: investigación básica sólida antes y durante la introducción del parasitoide, el compromiso del CIES (Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste de México) para mantener el proyecto suficiente tiempo, el apoyo de los productores locales y el entrenamiento de productores de escasos recursos en el control biológico de la plaga (Baker, 1992). Arredondo (1998) indica que se ha obtenido parasitismo de hasta un 89% en jaulas de campo y un 56% en áreas abiertas.

MOSQUITA BLANCA DEL FRESNO

La introducción del parasitoide *Encarsia inaron* (Walker) (Hymenoptera: Aphelinidae) a California, EU, representó un éxito importante en el control biológico clásico de la mosquita blanca del fresno, *Siphoninus phillyreae* (Haliday) (Gould *et al.*, 1992b). Este aleyrodido es una plaga polífaga, distribuida ampliamente en el Viejo Mundo y fue descubierta en California, EU, en 1988 (Bellows *et al.*, 1990). La plaga se encuentra ahora también en México, Venezuela y Argentina. *Siphoninus phillyreae* entró a México desde el sur de los Estados Unidos junto con su parasitoide *Encarsia inaron*, aunque es posible también que hayan ocurrido introducciones no intencionadas desde el Viejo Mundo (Myartseva, 2006). En México no se ha evaluado aún la eficiencia de este parasitoide. Dicha especie podría ser introducida a los países de Sudamérica que ya tienen la plaga.

HEMÍPTEROS (PIOJOS HARINOSOS, ESCAMAS) Y OTRAS PLAGAS (LEPIDOPTERA)

Diversas especies de escamas suaves, escamas armadas y piojos harinosos, además de algunos lepidópteros, han sido controladas al introducir miembros de la familia Encyrtidae a Centroamérica y algunos países del Caribe. Trjapitzin *et al.* (2004) publicaron una lista documentada de los encértidos reportados para esos países, la cual incluye 117 géneros y 338 especies. Además, incluyeron un inventario de las especies utilizadas en control biológico clásico en dicha zona. Las especies más prominentes fueron:

- (1) *Ageniaspis citricola* Logvinovskaya. Introducido de Florida, EU, a Honduras contra el minador de la hoja de los cítricos *Phyllocnistis citrella* Stainton (Lepidoptera: Gracillariidae), en toronja.
- (2) *Anagyrus kamali* Moursi. Recientemente introducido de China (vía Inglaterra, EU y Hawaii) a Puerto Rico y a otros países del Caribe y Centroamérica contra el piojo harinoso rosado del hibisco *Maconellicoccus hirsutus* Green (Hemiptera: Pseudococcidae); se estableció y logró buen control.
- (3) *Copidosoma floridanum* (Ashmead). Introducción en 1975 de India a Barbados contra los falsos medidores *Trichoplusia ni* Hübner y *Pseudoplusia includens* Walker (Lepidoptera: Noctuidae); establecido.
- (4) *Gyranusoidea indica* Hayat. Introducido a Belice y a varias islas del Caribe contra el piojo harinoso *M. hirsutus* Green (Hemiptera: Pseudococcidae); se estableció.
- (5) *Hambletonia pseudococcina* Compere. Introducción en 1937-1938 de Brasil (vía Hawaii) a Puerto Rico contra el piojo harinoso *Dysmicoccus brevipes* Cockerell (Hemiptera: Pseudococcidae); establecido.
- (6) *Leptomastidea abnormis* (Girault). Introducido en 1964 de Chile a Costa Rica para controlar el piojo harinoso *Planococcus citri* Risso (Hemiptera: Pseudococcidae); se estableció.
- (7) *Leptomastix dactylopii* Howard. Se introdujo a Costa Rica en 1968 para controlar al piojo harinoso *P. citri* Risso.
- (8) *Pseudaphycus mundus* Gahan. Introducido en 1932 de Louisiana, EU, a Puerto Rico; se estableció. Ataca los piojos harinosos *Dysmicoccus boninsis* Kuwana y *Saccharicoccus sacchari* Cockerell (Hemiptera: Pseudococcidae).
- (9) *Pseudaphycus utilis* Timberlake. Introducción muy exitosa en 1938-1939 de Hawaii, EU, a Puerto Rico para el control del piojo harinoso *Nipaecoccus nipae* Maskell (Hemiptera: Pseudococcidae).

Por otra parte, considerando la disponibilidad de especies benéficas en Centroamérica y del Caribe, Trjapitzin *et al.* (2004) indicaron la posibilidad de introducir a México varias especies de Encyrtidae presentes en esa región para el control de escamas, piojos harinosos y algunos lepidópteros. Estas especies pueden ser introducidas a otros países de la región que las requieran:

- (1) *Acerophagus nubilipennis* Dozier. Desde Puerto Rico contra los piojos harinosos *P. citri* y *Pseudococcus longispinus* (Targioni-Tozzetti) (Hemiptera: Pseudococcidae) en cítricos y muchas otras plantas.
- (2) *Ageniaspis citricola*. Desde Honduras (o Florida) para controlar el minador de la hoja de los cítricos *P. citrella* (Lepidoptera: Gracillariidae) en cítricos, especialmente en las regiones húmedas del sur y del occidente de México. En la mayoría de las zonas citrícolas de México, los enemigos naturales nativos han estado controlando esta plaga. Ruíz y Coronado (2006) resaltaron la importancia de los enemigos naturales nativos en diversas regiones del mundo. Linares *et al.* (2001) indican que la introducción de *A. citricola* desde Perú a Venezuela se reportó como exitosa, controlando al minador de la hoja de los cítricos. En Brasil, Nogueira *et al.* (2000) reportaron que este parasitoide también se adaptó y fue predominante sobre las especies nativas, con un parasitismo del 60%.
- (3) *Copidosoma koehleri* Ev. Blanchard. Desde Bermuda contra la palomilla de la papa *Phthorimaea operculella* (Zeller) (Lepidoptera: Gelechiidae).
- (4) *Leptomastix dactylopii* Howard. Desde las Indias Occidentales o desde Costa Rica (o Florida o California) contra el piojo harinoso *P. citri* (Hemiptera: Pseudococcidae) en cítricos y otras plantas.
- (5) *Pseudaphycus mundus* Gahan. Desde las Indias Occidentales para combatir el piojo harinoso gris de la caña de azúcar, *Dysmicoccus boninsis* Kuwana, y el piojo harinoso de la caña de azúcar *S. sacchari* (Hemiptera: Pseudococcidae).
- (6) *Trichomasthus nilkolskayae* Sugonjaev. Desde Trinidad para controlar la escama negra *Parasaissetia nigra* (Nietner) (Hemiptera: Coccidae) en muchas plantas.
- (7) *Zaplatycerus fullawayi* Timberlake. Desde Panamá contra el piojo harinoso de la piña *Dysmicoccus brevipes* (Cockerell) (Hemiptera: Pseudococcidae) en piña y otras plantas.

OTRAS PLAGAS IMPORTANTES

En Centroamérica, King y Saunders (1984) publicaron un excelente inventario de las plagas de los cultivos anuales, con claves, distribución geográfica, importancia económica, datos biológicos y fotografías a color. En los métodos de control, incluyeron la lista de enemigos naturales de las plagas. Algunos ejemplos de plagas de la región y sus enemigos naturales son: (1) El falso medidor de los pastos, *Mocis latipes* (Guennée) (Lepidoptera: Noctuidae), cuyas larvas son parasitadas por himenópteros como *Rogas* sp. (Braconidae), *Scambus coxatus* (Smith) (Ichneumonidae), *Chalcis robusta* Cresson (Chalcididae) y *Euplectrus* sp. (Eulophidae), además de varias moscas taquinidas y sarcófagidas, y de los hongos *Nomuraea rileyi* Farlow y *Beauveria bassiana* (Bals.); es interesante mencionar que los adultos de esta plaga dañan las naranjas dulces en otoño, en México (Ruíz *et al.*, 2005), llegando a causar daños económicos. (2) El gusano terciopelo de la soya, *Anticarsia gemmatalis* Hübner (Lepidoptera: Noctuidae), es atacado por las avispa *Coelichneumon*

serricornis Cresson y *Microcharops bimaculata* Ashmead (Ichneumonidae) y el braconido *Apanteles* sp., además del hongo *N. rileyi*. (3) La babosa *Vaginulus plebeius* (Fisher) (Gastropoda: Veronicellidae), defoliadora en leguminosas y hortalizas en Centroamérica, el Caribe y Sudamérica, es parasitada por la mosca *Richardia* sp. (Richardiidae) en Costa Rica.

En Cuba, Surís *et al.* (2005) señalan que se utilizan en campo al menos 18 especies de enemigos naturales, incluyendo: (1) el hongo *B. bassiana* contra el picudo de la batata, *Cylas formicarius elegantulus* (Summers) y el picudo negro del plátano, *Cosmopolites sordidus* (Germar); (2) la bacteria *Bacillus thuringiensis* controla también el picudo de la batata, además de diversos lepidópteros plaga (*Mocis latipes* y otros) en hortalizas, pastos, plátano, tabaco y yuca; (3) las avispidas *Trichogramma* spp. contra *D. saccharalis* y *M. latipes* en caña de azúcar y el gusano cachón de la yuca *Erinnys ello* (L.); y (4) la hormiga *Pheidole megacephala* (Fabricius) controla al picudo de la batata y a la garrapata del ganado vacuno *Boophilus microplus* Canestrini.

En Venezuela, Ferrer (2001) indica que el control biológico ya tiene un siglo, iniciando con las introducciones clásicas de *Rodolia cardinalis* contra la escama algodonosa acanalada, *Icerya purchasi*, *Aphelinus mali* contra el áfido del manzano, *Eriosoma lanigerum*, y *Apanteles thurberiae* Muesebeck contra el gusano rosado sudamericano del algodón *Sacadoses pyralis* Dyar, siendo estas actividades similares en otros países de Latinoamérica. Los primeros esfuerzos prácticos para controlar los barrenadores de la caña de azúcar, *Diatraea* spp., se iniciaron en los años 1950s al introducir con éxito la mosca de la Amazonia, *Lydella minense* (Townsend). Otros logros importantes son: (1) *Encarsia perplexa* (como *Prospaltella opulenta* Silvestri) que controló completamente a *Aleurocanthus woglumi*, (2) *Cotesia flavipes* para *Diatraea* spp., y (3) *Telenomus remus* Nixon contra el gusano cogollero, *Spodoptera frugiperda* (J. E. Smith); estos últimos dos parasitoides se crían masivamente. También se desarrolló el uso de *Metarhizium anisopliae* (Metchnikoff), el cual se produce en forma comercial y se usa extensivamente en varios cultivos.

Un análisis del uso del control biológico clásico y del aumentativo en América Latina fue publicado por van Lenteren y Bueno (2003), indicando las principales plagas para las que se desarrollaron los programas de control biológico entre 1880 y 1970, incluyendo principalmente insectos chupadores (y algunos lepidópteros), como la escama acojinada algodonosa (*Icerya purchasi* Maskell) y la mosca prieta de los cítricos (*Aleurocanthus woglumi* [Ashby]), la escama blanca del durazno *Pseudaulacaspis pentagona* (Targioni), el áfido lanífero del manzano (*Eriosoma lanigerum* Hausmann), los salivazos *Aeneolamia* spp. y *Prosapia* spp., los barrenadores del tallo de la caña de azúcar (*Diatraea* spp.) y el áfido de la alfalfa (*Terioaphis trifolii* Monell), además de especies de piojos harinosos y otras escamas, siendo 16 países los que aplicaron el enfoque clásico y sólo cuatro el enfoque aumentativo.

NUEVAS PLAGAS EN LA REGIÓN

En las últimas décadas, los esfuerzos de control se ha dirigido hacia otras especies (Tabla 30-1), considerando principalmente plagas de cultivos extensivos (caña de azúcar, algodón, soya, maíz, sorgo), cultivos intensivos (hortalizas, cítricos, olivos) y forestales

Tabla 30-1. Situación Actual del Control Biológico en Latinoamérica (adaptada de van Lenteren y Bueno (2003).

PAÍS	ESTADO DEL CONTROL BIOLÓGICO; PLAGA Y ENEMIGO NATURAL. PRINCIPALES PLAGAS DONDE SE HA APLICADO CONTROL BIOLÓGICO	CLÁSICO	AUMENTATIVO
Argentina	Muy limitado: barrenador de la caña de azúcar con <i>Trichogramma</i>	+ (Cual enemigo natural fue usado?) <i>Trichogramma</i> es el único listado, pero no pienso que se le este considerando como CB clásico. Verdad?)	+/- (<100)
Bolivia	Muy limitado: barrenador de la caña de azúcar con parasitoides de huevos y taquinidos	+/-	+/- (?)
Brazil	Barrenador de la caña de azúcar con parasitoides, gusano terciopelo de la soya con AgMNPV, chinches de la soya con parasitoides, avispa de la madera <i>Sirex</i> con nemátodos	+	+ (1,320,000)
Chile	Polilla de los brotes de los pinos con <i>Orgilus obscurator</i> , oscas caseras con parasitoides, muchos otros programas aumentativos en desarrollo	+	+ (50,000)
Colombia	Plagas del algodón, soya, sorgo y caña de azúcar con <i>Trichogramma</i> y otros parasitoides, moscas caseras con parasitoides, muchas plagas diferentes con entomopatógenos en varios cultivos	+	+ (800,000)
Costa Rica	Plagas del algodón y caña de azúcar con <i>Trichogramma</i> , <i>Cotesia</i> y <i>Metharizium</i>	+	+ (miles)
Cuba	Barrenador de la caña de azúcar con <i>Lixophaga diatraeae</i> , <i>Panonychus citri</i> con <i>Phytoseiulus macropilis</i> , Lepidoptera con <i>Trichogramma</i>	+	+ (700,000)
Ecuador	Caña de azúcar y maíz con <i>Trichogramma</i> local, broca del café	+	+ (?)
Guatemala	Plagas del algodón y hortalizas con <i>Trichogramma</i> y baculovirus	+/-	+ (20,000)
Honduras	Plagas de hortalizas y caña de azúcar con <i>Diadegma</i> y <i>Cotesia</i> , respectivamente	+/-	+/- (?)
México	Plagas del maíz, soya, caña de azúcar y cítricos con <i>Trichogramma</i> y otros	+	+ (1,500,000)
Nicaragua	Control Biológico Clásico, plagas del maíz, algodón y soya con <i>Trichogramma</i>	+	+/- (?)
Panama	Barrenador de la caña de azúcar con <i>Cotesia flavipes</i>	+	+ (4,500)
Paraguay	Gusano terciopelo de la soya con AgMNPV	?	+ (100,000)
Perú	Plagas de la caña de azúcar, arroz y maíz (<i>Trichogramma</i> , <i>Telenomus</i>), plagas en cítricos (<i>Aphytis</i> local), plagas en olivo (<i>Methaphycus</i>) y otros	+	+ (>1,300)
Uruguay	Barrenador de la caña de azúcar con <i>Trichogramma</i>	+	+/- (<100)
Venezuela	Barrenador de la caña de azúcar (<i>Lydella</i> , <i>Cotesia</i>), gusano soldado (<i>Telenomus</i>), plagas del sorgo (<i>Trichogramma</i>), entomopatógenos en varios cultivos.	+	+ (>16,000)
Número total de países con control biológico clásico (inoculativo) o control aumentativo		16	17

+ aplicado en campo; +/- aplicación experimental o aplicación en campo en una área muy pequeña; - no aplicado.

(pinos), y siendo incluido un grupo muy distinto de plagas: las moscas caseras. El número de países con control biológico clásico fue el mismo (16) pero el de control aumentativo lo superó (17) (van Lenteren y Bueno 2003).

Estos cambios seguirán ocurriendo conforme se controlen algunas plagas y otras cambien su nivel de importancia económica o invadan nuevas regiones. En los últimos años, el minador de la hoja de los cítricos y el psílido asiático de los cítricos (*Diaphorina citri* Kuwayama) llegaron al norte del Continente Americano, distribuyéndose después a otros países; generalmente han sido controlados por enemigos naturales nativos. El psílido del eucalipto (*Glycaspis brimblecombei* Moore) causa la defoliación y eventualmente la muerte de árboles de eucalipto. Fue detectado en California (1998), Florida y Hawaii (2001), EU, en México (2001) y en Chile (2002); en California, México y Chile se introdujo el encírtido *Psyllaephagus bliteus* Riek, logrando controlar la plaga en varias regiones (Ide *et al.*, 2006). El áfido café de los cítricos (*Toxoptera citricida* Kirkaldy) amplió su distribución desde Centroamérica y está por llegar al noreste de México: al transmitir con eficiencia la tristeza de los cítricos, se espera que afecte enormemente la citricultura de la región, tal como ya la ha afectado en Sudamérica y Centroamérica. No se han reportado enemigos naturales eficientes todavía.

En relación con los costos estimados del control químico de siete importantes plagas sudamericanas, en ausencia de enemigos naturales importados que las controlen completa o sustancialmente, Campanhola *et al.* (1995) estimaron que se necesitarían más de 17 millones de dólares anuales para controlar a *Icerya purchasi*, *Saissetia oleae*, (Olivier), *Eriosoma lanigerum*, *Pseudococcus* spp., *Aleurothrixus floccosus* (Maskell), *Sitobium avenae* (Fabricius) y *Metopolophium dirhodum* (Walker).

MALEZAS

Se han desarrollado pocos proyectos exitosos en la región contra las malezas. Cordo (1992) indica que han destacado tres países: en Chile se logró el control completo de *Hypericum perforatum* L. al introducir desde los EU hace cinco décadas los crisomélidos *Chrysolina hyperici* (Foerster) y *Chrysolina quadrigemina* (Suffrian). El control parcial se logró en otras cuatro especies: *Rubus constrictus* Lefevre y Mueller y *Rubus ulmifolius* Schott con el hongo *Phragmidium violaceum* (Schultz), el que fue importado desde Europa en 1972; *Galega officinalis* L. con el hongo *Uromyces galegae* (Opiz), importado desde Suiza en 1975, y *Ulex europaeus* L. con el picudo *Exapion ulicis* (Foerster) importado desde Nueva Zelanda en 1976. Por su parte, en Argentina se han importado ocho especies de enemigos naturales (5 insectos, 1 ácaro, 1 hongo y 1 pez) para el control de más de seis especies de malezas: *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo), *Potamogeton* spp., *Chara* spp., *Prosopis ruscifolia* Grisebach, *Carduus thomereri* Weinm. y *Chondrilla juncea* L. Además, el picudo nativo *Neochetina bruchi* Hustache se utilizó contra el lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Martius), logrando su control completo. La carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier y Valenciennes) se liberó en diversos lagos, estanques y canales de riego, logrando un progreso notable en el control del lirio acuático. En Brasil, el enfoque dado al control biológico de malezas se ha basado en la búsqueda y evaluación de enemigos naturales nativos. Para combatir *Euphorbia heterophylla* L.

en los cultivos de soya se ha probado el hongo *Helminthosporium* sp.; para *Cyperus rotundus* L. se han considerado cuatro especies benéficas, siendo la polilla *Bactra* sp. la más promisoría. En el caso de *C. rotundus*, *Cyperus esculentus* L. y *Senna obtusifolia* (L.) también se han estudiado hongos patógenos. Por su parte, en el control de *E. crassipes* se ha estudiado a los hongos *Cercospora rodmanni* Conway y a *Rhizoctonia solana* Kuhn.

En México, Camarena (1995) y Vargas *et al.* (1995) trabajaron en un programa de control de *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle, por ser una de las malezas acuáticas más agresivas y difíciles de controlar. Se cree que fue introducida en las lanchas de turistas de los Estados Unidos. Para su control, tanto en el Estado de Baja California como en el de Tamaulipas, se utilizó el control mecánico y el biológico, incluyendo éste a la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* en los canales de riego de las zonas agrícolas, eliminando a la hydrila de 25 km de canales de riego que anualmente se encontraban infestados por 30 ton/km de la maleza. Vargas *et al.* (2001) generaron un Sistema de Información Geográfica (SIG) de la distribución de la maleza en los distritos de riego del Estado de Tamaulipas y su control con la carpa herbívora triploide.

En Brasil, los esfuerzos se orientaron inicialmente a la búsqueda de enemigos naturales nativos contra plantas invasoras locales. A partir del 2000, se incrementó el interés por buscar enemigos naturales en el extranjero para combatir malezas invasoras exóticas como *Tecoma stans* (L.) (Bignoniaceae) y nativas como *Senecio brasiliensis* (Spreng.) (Asteraceae). Una de las malezas más importantes en cultivos de América Latina es *Rottboellia cochinchinensis* (Lour) (Poaceae), conocida como la caminadora en Centroamérica, los resultados de la investigación con royas (hongos) son alentadores y se espera disponer pronto de una roya para su control (Medal, 2001).

ALGUNOS RIESGOS DEL CONTROL BIOLÓGICO

Los enemigos naturales introducidos de una región a otra pueden controlar las plagas indicadas. Sin embargo, ciertas especies también llegan a atacar especies nativas que no causan problemas. En los últimos años se han estado documentando diversos casos. En Latinoamérica, el caso más importante es el de *Cactoblastis cactorum* (Bergroth) (Lepidoptera: Pyralidae), un agente de control de cactáceas del género *Opuntia* que fue llevado desde Sudamérica hasta Australia, Sudáfrica y otros países del Viejo Mundo, donde estas plantas no tenían enemigos naturales, logrando su control (Ruíz, 1999). En 1957 la palomilla fue introducida al Caribe para controlar especies nativas de cactus que estaban infestando las áreas forrajeras para el ganado, distribuyéndose en las islas y detectándose en 1989 en Florida (Mahr, 2001). Sin embargo, ahora este enemigo natural está amenazando a los nopales en México, los cuales son utilizados en ocho formas diferentes: (1) la fruta (tunas) se consume localmente y es exportada a los EU, Canadá, Japón y Europa; (2) los cladodios jóvenes se consumen frescos (nopalitos) en muchos platillos tradicionales; (3) como forraje para el ganado; (4) para productos medicinales – para reducir glucosa y colesterol; (5) en la agroindustria se preparan mermeladas, jugos, pectina y fructosa; (6) con los extractos se preparan cosméticos – jabones, cremas, champús y geles; (7) doce especies de *Opuntia* se usan para criar a la cochinilla del nopal (*Dactylopius coccus* Costa) para producir pigmentos, y (8) algunas especies se usan como cercas vivas para delimitar

terrenos o casas (Vigueras y Portillo, 2001). Su importancia en la sobrevivencia de especies de aves, reptiles y pequeños roedores es crucial ya que muchas de ellas anidan o se refugian en las nopaleras.

Cactoblastis cactorum se reporta en Florida, EU (Strong y Pemberton, 2001) y ya fue reportado en la Isla Mujeres, Quintana Roo, México, el 21 de agosto del 2006. En México se puso en marcha el Plan Estratégico de Supresión y erradicación que incluye la eliminación de cladodios dañados, oviposturas, larvas y pupas de la plaga, de sus hospedantes silvestres, y el monitoreo intensivo (www.pestalert.org, 2006). Éste es un ejemplo de un enemigo natural de malezas que al ser utilizado indebidamente en el control biológico de nopales en la zona del Caribe se está convirtiendo en plaga de cultivos y de plantas nativas tan importantes como los cactus (ver Capítulo 20 para más detalles acerca de esta introducción).

Todavía no se conoce el efecto del coccinélido *Harmonia axyridis* (Pallas) sobre las especies nativas de la misma familia y su dinámica del control de plagas en cítricos, donde se liberó en México para el control del áfido café de los cítricos (en los estados de Yucatán y Tamaulipas) y en nogales pecaneros, donde se liberó para controlar áfidos. Tarango y Quiñones (2001) estudiaron la biología y la cría de dicha especie, proponiéndola para reforzar el control que efectúa *Olla v-nigrum* Mulsant en las regiones nogaleras de México sobre tres especies de áfidos plaga: *Monellia caryella* (Fitch), *Monelliopsis pecanensis* Bissell y *Melanocallis caryaefoliae* (Davis). En Chihuahua, México, Pérez *et al.* (2005) la estudiaron en invernadero y cámaras de cría para el control del psílido del eucalipto (*G. brimblecombei*), encontrando que los adultos son más voraces que las larvas, consumiendo 44 ninfas de la plaga en siete días. Por su parte, en Cuernavaca, Morelos, México, Piña y Trejo (2004) indican la presencia de este coccinélido (sin existir registro de su liberación), donde se alimenta de 16 especies de áfidos en 15 plantas diferentes.

PERSPECTIVAS

Hace más o menos cinco décadas existieron varios grupos de especialistas en muchos países latinoamericanos que dieron a conocer la importancia del control biológico en el control de plagas y que impulsaron su utilización en la región. Actualmente existen otros grupos con grandes deseos de continuar esta gran labor, considerando no solamente su relevancia en el manejo de poblaciones de las plagas sino también en la salud humana y en la conservación de los otros componentes de los diversos ecosistemas y agroecosistemas. Algunas necesidades a considerar son las siguientes:

- (1) Establecimiento de programas institucionales de Control Biológico con personal y fondos suficientes para su desarrollo.
- (2) Promoción de la importancia de los enemigos naturales en el control natural y biológico de plagas, a través de programas educativos impresos y en radio, televisión e internet.
- (3) Establecimiento de centros nacionales de identificación de plagas y enemigos naturales, con el personal, equipo, literatura y colecciones de referencia indispensables para la determinación taxonómica del material.

- (4) Promoción y apoyo decidido para los programas universitarios de taxonomía de enemigos naturales, incluyendo al menos el estudio de las familias Aphelinidae, Encyrtidae, Braconidae, Ichneumonidae, Coccinellidae, Chrysopidae y Phytoseiidae.
- (5) Facilidades para el traslado de taxónomos, del material a identificar y/o del material tipo entre universidades y museos latinoamericanos y las principales colecciones en Norteamérica y Europa con material identificado que haya sido colectado en Latinoamérica.
- (6) Establecimiento de la evaluación externa de los proyectos donde se liberen enemigos naturales, efectuada por personal de organismos nacionales o internacionales con experiencia, además de la realizada por los responsables, para comprender mejor la eficiencia en el control de las plagas.
- (7) Ofrecimiento, en cada país de la región, de más cursos o talleres sobre control biológico, taxonomía de plagas, taxonomía de enemigos naturales, cría masiva de plagas, cría masiva de enemigos naturales (depredadores, parasitoides y patógenos) y comercialización de enemigos naturales.
- (8) Continuación y ampliación de la colaboración exitosa con instituciones y especialistas del control biológico y en taxonomía de enemigos naturales de los países desarrollados que han contribuido a implementar o a mejorar los alcances de los proyectos en América Latina.

