

Produto 3

Documento técnico com informações científicas acerca dos benefícios e dos riscos da introdução de invertebrados exóticos, com a finalidade de uso no controle biológico de pragas e doenças de plantas cultivadas, bem como os possíveis impactos ambientais decorrentes dessa introdução, contendo os seguintes itens:

- a. Levantamento, com base em material técnico e científico, dos possíveis impactos ambientais decorrentes da introdução de invertebrados no ambiente, abrangendo agentes de controle biológico de pragas e doenças de plantas. O levantamento deve indicar também impactos já verificados, com registros em literatura técnica e científica, com destaque para a introdução de espécies exóticas de invertebrados.*
- b. Discussão sobre riscos e os benefícios decorrentes da introdução de invertebrados exóticos para atuarem como agentes de controle biológico.*
- c. Estabelecimento de critérios para validação das fontes de informação a serem utilizadas na avaliação dos riscos da introdução dos invertebrados.*
- d. Discussão acerca dos riscos aceitáveis quando da introdução de invertebrados no ambiente e estabelecimento de critérios que permitam concluir a impossibilidade de se determinar os riscos da introdução.*

Eduardo Mitio Shimbori

Consultor

Contrato: CON 001940-2019

Piracicaba, SP

Abril

2020

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| INTRODUÇÃO | 3 |
| a. IMPACTOS AMBIENTAIS | 6 |
| Definição de impacto ambiental. | 6 |
| Impactos possíveis e já observados | 9 |
| Efeitos diretos | 13 |
| <u>Competição aparente</u> | 18 |
| <u>Mecanismos de adaptação - drift, e potencial evolutivo</u> | 19 |
| Efeitos indiretos | 20 |
| Exemplos | 25 |
| <u><i>Euglandina rosea</i> (Ferussac) (Gastropoda, Spiraxidae) e a extinção de <i>Partula</i> spp:</u> | 25 |
| <u>Parasitoides introduzidos no Havaí para controle de <i>Nezara viridula</i> (Hemiptera, Pentatomidae) (Follett et al 2000b):</u> | 26 |
| <u><i>Microctonus</i> spp. contra brocas de forragem na Nova Zelândia</u> | 27 |
| <u>Parasitoides para controle de moscas-das-frutas (Tephritidae) no Havaí</u> | 28 |
| <u><i>Compsilura concinnata</i> contra a Mariposa-Cigana</u> | 30 |
| <u><i>Cotesia flavipes</i> causando o desaparecimento de parasitoides nativos no Brasil e em Trinidad</u> | 31 |
| <u>Coccinelidae - joaninhas predadoras generalistas [<i>Harmonia axyridis</i> e <i>Coccinella septempunctata</i>] e competição com espécies nativas</u> | 31 |
| <u>Redes tróficas dominadas por IBCAs exóticos no Havaí</u> | 32 |
| b. RISCOS E BENEFÍCIOS | 35 |
| c. CRITÉRIOS DE VALIDAÇÃO DE FONTES | 42 |
| Dados de bibliografia publicada | 42 |
| Dados inéditos | 43 |
| Conclusões | 44 |
| d. RISCOS ACEITÁVEIS | 46 |
| REFERÊNCIAS | 51 |

INTRODUÇÃO

A importação e liberação de um organismo fora de sua distribuição natural com a finalidade de controle de uma praga é conhecida como controle biológico clássico, tendo como marco histórico de sua era moderna a introdução da joaninha vedalia - *Rodolia cardinalis* (Coleoptera, Coccinelidae), da Austrália para a Califórnia, em 1889, que foi bem sucedida no controle da cochonilha-australiana *Icerya purchasi* (Hemiptera, Monophlebidae), salvando a indústria do citrus norte-americana. Um século depois, outro marco histórico veio com a publicação de Howarth (1991) sobre os impactos, até então negligenciados, dessa prática. Além de revisar a literatura, atentando para o aumento de casos onde impactos negativos vinham sendo relatados, Howarth alerta para a falsa ideia de segurança dada pela vasta maioria da literatura, que é resultado da falta de estudos acompanhando os impactos ambientais pós-liberação.

Entre organismos invertebrados intencionalmente introduzidos como potencialmente benéficos, há também aqueles utilizados para controle de plantas daninhas, organismos detritívoros, em especial os coprófagos e polinizadores. Apesar de fornecerem exemplos interessantes sobre os impactos de novas introduções, enfoque maior será dado aos invertebrados agentes de controle biológico de pragas e doenças de plantas, daqui em diante chamados pela acronímia IBCA (*invertebrate biological control agents*).

Casos de importação visando ao controle biológico inundativo, onde criação massal e liberações periódicas são necessárias, também devem ser considerados. Apesar de diferir essencialmente do controle biológico clássico, por não contar com o estabelecimento de populações que por conta própria mantenham os níveis populacionais da praga-alvo abaixo dos níveis de dano econômico, a possibilidade de estabelecimento existe e já foi relatada (Van Lenteren et al. 2003)

Existem duas formas principais de se estudar os riscos de introdução: retrospectiva (a partir de estudo de casos de introdução já realizados e com monitoramento sobre seus impactos) (e.g. Louda et al 2003, Barratt et al. 2000) ou por meio de modelagem (usando os parâmetros biológicos para fazer previsões) (e.g. Godfray & Waage 1991). Os dois têm vantagens e desvantagens, mas em geral podem ser complementares em desvendar as generalizações mais importantes que influenciam na escolha de IBCA para importação e liberação. Além desses, podemos incluir os metaestudos, que se baseiam em revisão

bibliográfica extensa em busca padrões. Estes também servirão de base para o documento aqui apresentado.

Em um dos trabalhos mais completos e recentes de revisão sobre os impactos ambientais, utilizados em controle biológico clássico, van Driesche & Hoddle (2016) analisaram informações na literatura referentes à 158 espécies de parasitoides introduzidos em um período de 30 anos (1985 a 2015). Os dados analisados mostram uma clara tendência à introdução de espécies com menor amplitude hospedeira¹, sendo atualmente a grande maioria das espécies introduzidas oligófagas, restritas a espécies em um único gênero.

As preocupações essenciais relacionadas a impactos ambientais são sintetizadas por Louda et al. (2003):

- O estabelecimento de uma população pode ser considerado irreversível - portanto um impacto negativo pode vir a ser perpetuado modificando permanentemente o ambiente e as relações interespecíficas (que são difíceis de prever).
- Pode haver mudança de hospedeiro por pré-adaptação - apesar de não disponíveis na área de distribuição nativa o IBCA é pré-adaptado a utilizar determinados hospedeiros.
- Pode haver adaptação evolutiva a outras espécies não alvo - aumento na amplitude hospedeira pode vir também como evolução, estas imprevisíveis em testes de laboratório e experimentos de campo de curta duração
- Dispersão para ambientes naturais - espécies com alto poder de dispersão são mais propensas a invadir ambientes naturais e causar impactos ambientais.

Louda et al. (2003) concluem que há necessidade real para maior atenção científica para desenvolver medidas e previsões de impactos sobre organismos alvo e não alvo. Há que se fazer uma distinção entre os riscos e os impactos. Quando analisamos riscos um componente adicional deve ser considerado, que seria a probabilidade de ocorrência. Tal probabilidade pode ser atrelada a um grau variável de incerteza. Quanto maior o grau de incerteza, maior deve ser considerado o risco, dado o princípio da precaução.

¹ amplitude hospedeira é usado ao longo do texto como tradução do termo *host range*, extensivamente utilizado na literatura em língua inglesa, significando a gama de hospedeiros/presas de um inimigo natural. Geralmente medido em testes de especificidade, que resultam em amplitude fisiológica, que difere da ecológica ou realizada por não depender de fatores ambientais, apenas da capacidade de aceitação e desenvolvimento do inimigo natural em condições controladas.

Apesar de tratar mais detalhadamente dos impactos ambientais, por serem o principal foco deste documento, impactos de outra natureza, em especial os impactos sociais, econômicos e à saúde humana, são igualmente importantes. Em avaliações de risco-benefício, possíveis impactos, positivos, negativos e neutros, de toda natureza devem ser pesados. Não seria demasiadamente pragmático dizer que o principal impacto positivo desejado em um programa de controle biológico é de cunho econômico, mas que sua prática pode levar a benefícios mais amplos, favorecendo os ecossistemas naturais, a saúde e bem-estar das pessoas. Por outro lado, a maior preocupação em termos de impactos negativos, na maioria dos projetos, é de cunho ambiental, podendo ter um componente cultural forte relacionado ao valor intrínseco da biodiversidade. Acredito ser importante destacar essa diferença, pois assim podemos começar a imaginar a complexidade de ponderar entre benefícios e riscos, quando na maior parte das vezes os principais atores de cada lado desta dualidade são de difícil comparação, por sua natureza distinta. Evidentemente, em programas onde o objetivo é controle de pragas ambientais, há em tese maior compatibilidade na comparação entre riscos e benefícios, porém maior dificuldade na valoração econômica.

Portanto, pode-se dizer que não só o alto grau de incerteza dos riscos ambientais, mas a própria natureza dos impactos positivos e negativos possíveis em um programa de controle biológico, torna essencial a participação ativa da sociedade. Isso porque o elemento de subjetividade é inerente a este ramo da ciência, pois busca, em última instância, o bem-estar comum.

a. IMPACTOS AMBIENTAIS

Levantamento, com base em material técnico e científico, dos possíveis impactos ambientais decorrentes da introdução de invertebrados no ambiente, abrangendo agentes de controle biológico de pragas e doenças de plantas. O levantamento deve indicar também impactos já verificados, com registros em literatura técnica e científica, com destaque para a introdução de espécies exóticas de invertebrados.

Os impactos ambientais são essencialmente decorrentes do ataque de IBCA exótico a espécies não alvo, com maior relevância se tais espécies forem nativas. Mesmo considerando a complexidade de efeitos diretos e indiretos, podemos considerar o ataque a espécies nativas como o ponto central dos impactos ambientais, o qual pode ser previsto, mesmo que com algum grau de incerteza, por testes de amplitude hospedeira em laboratório. Portanto essas informações serão o ponto focal de qualquer análises de risco (Van Lenteren et al. 2003). Entretanto, as complexidades das interações praga-IBCA não podem ser ignoradas, o que vem dificultando o avanço na busca por agentes que sejam altamente eficazes no controle de seus alvos e ao mesmo tempo ofereçam risco mínimo de impacto ambiental (Barratt et al. 2010).

Definição de impacto ambiental.

Na literatura a respeito dos impactos ambientais possíveis os principais termos encontrados são 'non-target organisms' ou 'non-target effects'. Para iniciar a discussão é importante definir os termos e entre eles elencar os mais adequados tanto do ponto de vista dos impactos reais, quanto do ponto de vista mais pragmático relacionado à avaliação de risco dos impactos. Como a literatura é essencialmente escrita na língua inglesa, será utilizado o termo impactos ambientais como sinônimo de '*non-target effects*'. Existem diversas abordagens para o tema, mas daremos preferência, quando tratando do ponto de vista ecológico, a uma visão estrita, que diferencia apenas o que são o efeito-alvo, ou seja a supressão ou controle populacional da espécie praga-alvo do IBCA, de todos os outros possíveis efeitos do organismo no ambiente, sejam diretos ou indiretos, benéficos, neutros ou prejudiciais de qualquer ponto de vista. Por exemplo, o controle de uma segunda espécie praga exótica pode ser considerado um efeito benéfico, mas não sendo alvo, ainda assim deve ser considerado um impacto ambiental = '*non-target effect*'. Dessa forma, o julgamento dos valores sobre o que pode ou não ser

benéfico, e da natureza dos efeitos serem mensuráveis ou não, previsíveis ou não, podem ser feitos separadamente.

Ainda sobre a definição do tema impactos ambientais, há uma questão mais teórica sobre o que de fato deve ser levado em consideração como os efeitos de uma introdução, os organismos (entidade) ou os processos, discussão essa levantada por Lockwood (2000). A questão fundamental levantada por esse autor, seria a de que uma introdução, ou mesmo o aumento populacional de uma espécie para fins de controle biológico (controle inundativo), fundamentalmente altera processos ecológicos de maneira complexa. Dessa forma seria mais interessante ter como foco a alteração desses processos em detrimento à perda de uma entidade, exemplificado na extinção de espécies. Não há necessidade de negar a extinção como uma possibilidade, até porque já foram relatadas inúmeras extinções como resultado de introduções de espécies, em especial em ilhas². O que é importante ressaltar é que mesmo a extinção é um processo, e resultado de interações entre espécies. É consideravelmente menor a chance de extinções em áreas continentais, e na maior parte dos casos esse impacto é visto como o ponto mais extremo de um gradiente de possíveis impactos, mesmo que muitas vezes impactos menos perceptíveis possam ter um resultado muito mais desastroso para uma comunidade (no sentido ecológico de grupo de espécies interagindo em um hábitat) ou para uma atividade econômica (e.g. agricultura). O ponto é bastante interessante pois, em linhas gerais, diz que o alvo não é em si a espécie (entidade material) mas o processo (e.g. herbivoria que causa prejuízo econômico). Dessa forma, e concordando com todos os conceitos modernos, a praga não é a espécie mas sim a espécie numa condição em que os processos derivados da interação com o ambiente e outras espécies causam injúrias num sistema de valor para o homem. Portanto, o que se combate é o processo (e.g. aumento populacional) e não a espécie em si. Isso é exemplificado muito bem pela ecologia aplicada, na forma do manejo integrado de pragas, onde os processos são medidos pela densidade ou frequência de uma determinada população a partir do qual se tornam prejudiciais (Kogan 1998).

Para exemplificar podemos analisar o diagrama de Lockwood (2000) (Figura 1) que representa quais processos seriam avaliados (no exemplo o agente de controle biológico é um fungo). Nesse exemplo, o aumento da população de gafanhotos A (não alvo) leva a

² Como será possível notar ao longo do texto, as ilhas são os ambientes mais vulneráveis, em especial à extinções, e de onde grande parte dos estudos sobre impactos ambientais foram conduzidos. Portanto, espera-se que as regulações nestes locais tenha um caráter mais restritivo (e.g. Russell et al. 2017)

vários processos (i.e. diminuição de plantas daninhas e intoxicação do gado, aumento de produção de grama por diminuição de competição e também por diminuição da população de gafanhoto B). Nesse exemplo, um IBCA que diminua a população da espécie não alvo pode ser mais prejudicial do que a não ação, mostrando a importância de conhecer os processos e como eles afetam o objetivo final, que seria maior disponibilidade de pasto e portanto maior produtividade. A complexidade deve ser considerada nos modelos ecológicos atuais, mas, como o próprio autor comenta, pode ser extremamente difícil avaliar a dinâmica ecológica. Em contrapartida, nos agroecossistemas a maior simplicidade pode tornar esse tipo de avaliação mais palatável. Apesar de ser bastante incomum haver sistemas onde os processos são bem conhecidos, esse é um caminho desejável para a pesquisa em ecologia aplicada, em especial para programas de controle biológico (em quaisquer modalidades).

Essa pode ser uma visão ideal, porém com pouca aplicabilidade. Será interessante, no entanto, aos praticantes e pesquisadores de controle biológico adotarem tal visão como pano de fundo em suas abordagens já que é a partir da alteração controlada dos processos que se pode obter os resultados esperados, como diminuição de danos por pragas e doenças. Tal mudança para um enfoque em processos é particularmente interessante e desafiadora no caso de importações e liberações de IBCAs exóticos e certamente deverá nortear o desenvolvimento da teoria em controle biológico, que, apesar de ainda não conhecer generalizações (Murdoch et al 2003), vem tomando rumos promissores para seu desenvolvimento a partir da retroalimentação de modelos matemáticos teóricos mais realistas e experimentação (McEvoy et al 2018).

Até aqui apenas definimos o conceito do termo 'impactos ambientais' e discutimos alguns aspectos teóricos dessa definição, que devem ser considerados para as avaliações de risco. Como essa definição melhor esclarecida, podemos nos voltar ao tipos de impactos que podem ser observados. Mas é importante notar que nunca, em nenhum dos milhares de eventos registrados de introdução intencional de IBCAs, todos os impactos foram medidos, e possivelmente nunca serão. Ao considerar que os impactos são inúmeros e complexos e que a dimensão deles dificilmente pode ser medida por completo, entendemos que a previsão de impacto nas análises de risco sempre contará com um alto grau de incerteza. O ponto chave entre os impactos reais e as avaliações de risco será identificar quais parâmetros, sejam estes obtidos por testes em laboratório ou

em condições de campo (na área de distribuição nativa ou em outras áreas onde houve estabelecimento de determinado IBCA) são relevantes e mensuráveis.

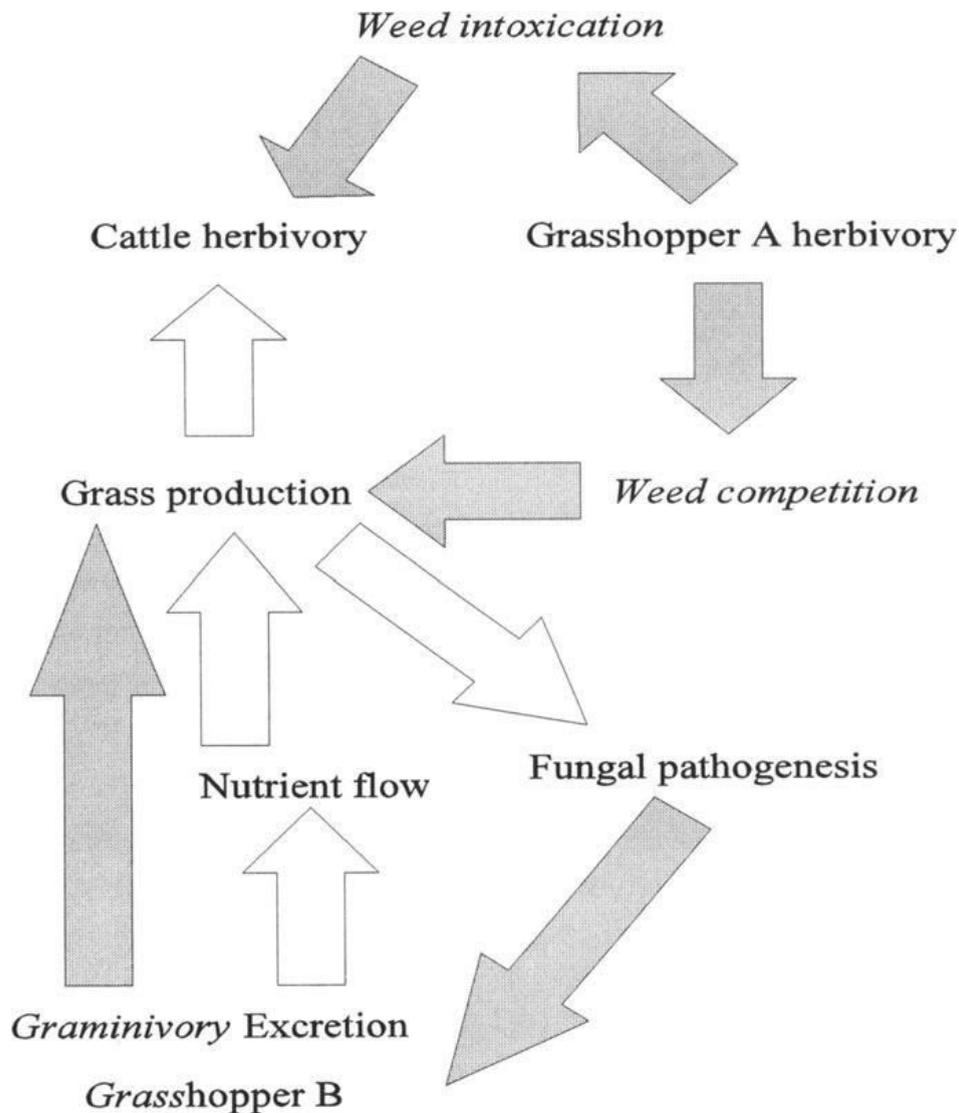


Figura 1 (retirado de Lockwood et al 2000). Modelo baseado em processos, mostrando os efeitos de diminuição (setas cinzas) e aumento (setas brancas) de alvo (*itálico*) e não alvo (normal) num agroecossistema pastoril. Gafanhoto “A” se alimenta de plantas daninhas que causam intoxicação do gado e competem com gramíneas usada como pasto. Alta produção de gramas aumenta o fungo patógeno que ataca o gafanhoto B - um organismo que compete com o gado pela grama ao mesmo tempo que melhora a ciclagem de nutrientes aumentando a produção de grama.

Impactos possíveis e já observados

Os impactos podem ser divididos por categorias, conforme o tipo de interação ecológica, em impactos diretos, onde há predação ou parasitismo do IBCA sobre organismos não alvo, e impactos indiretos, todos os outros tipos de interações ecológicas. Como definido anteriormente, qualquer interação que o IBCA tenha com o novo ambiente

que cause alteração nos seus processos é considerado um impacto, e a relevância deste impacto pode ser tanto pela sua intensidade quanto pela importância do processo alterado (sob qualquer ponto de vista, seja conservacionista, ecológico, agrícola, econômico, social, cultural, etc.). Entre os inúmeros impactos indiretos, o deslocamento por competição é o mais frequentemente observado. Como exemplificado na figura 3, por exemplo, o impacto da diminuição da competição entre plantas daninhas e pastagem causa aumento no controle da praga por fungo entomopatogênico, via melhoria das condições de solo para esse controlador biológico. O exemplo mostra a complexidade de aferir os reais impactos a partir da introdução de um novo elemento no ambiente.

Uma terceira categoria de impactos ambientais possíveis é a hibridização com congêneres nativos (Hopper et al. 2006; Havill et al. 2012; van Driesche et al. 2016). A hibridização pode ocorrer em diferentes graus, dependendo do grau de contato entre as espécies, e os mecanismos de segregação sexual podem ser mais ou menos eficazes. Em casos de encontro constante, onde a segregação pré-cópula é fraca e os híbridos são férteis, uma ou ambas as espécies podem deixar de existir (Andersen & Wagner 2016).

Tanto impactos diretos quanto indiretos serão influenciados principalmente pela probabilidade de estabelecimento (alta em controle biológico clássico), capacidade de dispersão, taxa de crescimento intrínseca da população e a amplitude de hospedeiros/presas (=especificidade). Quando temos alta probabilidade do agente se estabelecer, como preferível no caso do método de controle biológico clássico, devemos levar em considerações os demais fatores: a capacidade de dispersão do inseto, espacial e temporalmente, relaciona-se à probabilidade de impactos fora da área de distribuição do alvo; a amplitude hospedeira mostra quais organismos podem ser afetados, fora da esfera daqueles que se quer controlar (Van Lenteren et al. 2003).

A amplitude hospedeira, quando posta na perspectiva de um novo ambiente é chamada pré-adaptação, ou seja, o IBCA já possui adaptações para encontrar e causar mortalidade sobre espécies não-alvo, mesmo não tendo contato prévio com a espécie. Por exemplo, para uma espécie considerada monófaga em sua área de distribuição nativa, quando liberada em um novo ambiente, pode ocorrer expansão dessa amplitude para espécies nativas (e.g. Brower, 1991; Barratt et al., 1997). Além da pré-adaptação, existe também o risco de adaptação, onde há alteração na composição genética da população estabelecida que lhe permite acessar novos hospedeiros. A frequência de contato com potenciais novos hospedeiros aumenta a chance de adaptação. No entanto,

trata-se de um risco imprevisível, apesar de estar frequentemente relacionado à pré-adaptação.

Existem outros tipos de classificação, baseados principalmente nos conceitos de impactos benéficos e negativos, que podem ser interessantes durante as avaliações de risco (e.g. van Driesche & Hoddle 2016). Estas subcategorias, que podem ser enquadradas em uma das três principais, serão mencionadas quando pertinente. Para permitir uma padronização e facilidade de visualização dos principais impactos, utilizaremos como referência principal a classificação apresentada por Van Lenteren (2003), parcialmente baseada na proposta de Holt & Hochberg (2001) (Figura 2). Estes autores relacionam três principais tipos de impactos diretos: 1) ataque a herbívoros não alvo, 2) ataque a outros inimigos naturais, 3) enriquecimento de outros inimigos naturais; com três impactos indiretos: 1) competição por herbívoros, 2) efeitos de predação intra-guilda, 3) Competição aparente.; todos baseados em interações tróficas. A esse efeitos somam-se a hibridização e as modificações sobre interações, as quais não se dão por meio de interações tróficas (ver adiante).

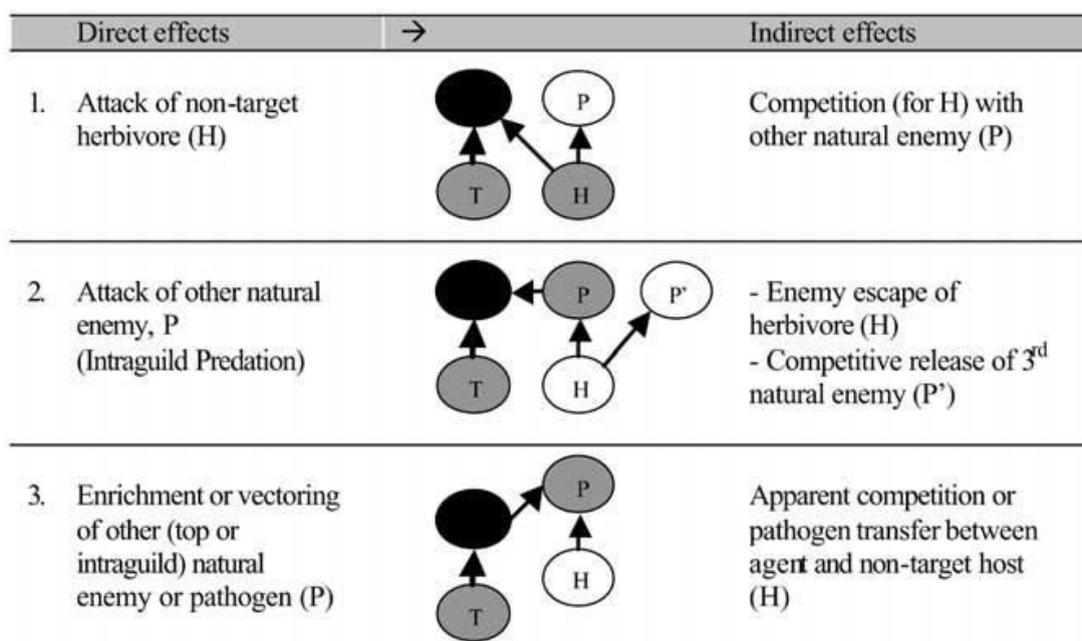


Figura 2. Possíveis efeitos diretos da liberação de um IBCA sobre populações nativas e alguns dos efeitos indiretos, baseados em interações tróficas. No diagrama as setas indicam fluxo de energia; círculos indicam populações (preto para o agente, cinza para diretamente afetados, branco para indiretamente afetados; T = alvo)

Na categoria 1, tanto herbívoro (predação - direto) quanto inimigos naturais (competição - indireto) podem ser afetados de maneira intensa com redução populacional.

Já na categoria 2, o efeito direto sobre populações de inimigos naturais podem causar diminuição no controle natural de populações de herbívoros, levando à explosões populacionais, bem como à aumento de outros predadores nativos que competiam com a espécie afetada. Os efeitos da categoria 3 são os menos significativos, pois apesar de causarem aumento na população de um predador (direto), esse aumento não deverá ser suficiente para afetar de forma significativa o competidor aparente do IBCA (indireto).

Para identificar e quantificar os impactos ambientais da introdução de IBCAs duas abordagens de estudo são mais amplamente utilizadas, os de retrospectiva e as modelagens matemáticas, com algum intersecção. Os estudos baseados em metanálises também são interessantes ao dar uma perspectiva mais global dos riscos relacionados à introdução de IBCAs. Em geral, estes metaestudos mostram que a grande maioria das liberações causam baixo impacto e que os casos de impacto significativo são quase sempre associados a IBCAs altamente polípagos (Lynch & Thomas 2000). Comparando dados de dois metaestudos, podemos concluir que entre 7% e 10% dos casos registrados de liberação de IBCAs, onde a espécie teve sucesso ao se estabelecer, houve impacto significativo sobre populações de espécies não alvo, onde a taxa de parasitismo ou predação é de 40% ou mais (Lynch & Thomas 2000; Stiling & Simberloff 2000; Frank and McCoy, 2007). Apesar de serem números expressivos, ainda há de se considerar os vieses de estudos dessa natureza. O principal deles, é que apenas consideram os casos onde há informações de impacto em nível populacional, que são poucos (van Driesche & Hoddle 2016). Além disso, não há comprovação de que redução populacional abaixo de 40% não causa impacto significativo, como sugerem os trabalhos supracitados. Esta interpretação é comum em inúmeros trabalhos relacionados a riscos de introdução de IBCAs, baseados no trabalho de Hawkins & Cornell (1994). Estes autores reforçam resultados de um trabalho anterior (Hawkins et al. 1993), onde estudam os casos de sucesso em programas de controle biológico clássico em função da porcentagem de parasitismo. Dessa forma, poderiam usar essa medida como substituta simples para inferir sobre o sucesso de um programa, ou seja, sobre o impacto do programa sobre a população. Hawkins & Cornell (1994) observaram que todos os casos de sucesso são em populações com no mínimo 32% de parasitismo, e que abaixo desse limiar não são conhecidos casos de sucesso, onde a medida de sucesso é determinada pelo controle efetivo da população praga (os trabalhos que usam uma aproximação de 40% se baseiam no fato que a grande maioria dos casos de sucesso apresentam taxa de parasitismo igual

ou superior a esse valor). O controle efetivo, por sua vez, usa como parâmetro o nível de dano econômico, que de forma simples significa o nível populacional cujo prejuízo causado é mínimo ou menor que os custos de utilização de outros métodos de controle. Tal medida portanto depende de fatores econômicos, sendo portanto variável e pouco associada a impactos ambientais. Como constatado por Hawkins et al (1993) a % de parasitismo de fato se correlaciona à um impacto, mas no caso o impacto medido é o nível de dano. Outros impactos podem se correlacionar, mas possivelmente de forma mais complexa e com valores de limiar diferentes e dependentes de condições locais. Por exemplo, os modelos criados por Barlow et al. (2004) mostram que duas populações da mesma espécie de hospedeiro não alvo sofreriam impactos bastante distintos do mesmo IBCA, mas sob condições ambientais diferentes. No caso analisado, a população em altitude mais elevada sofreria maior redução, comparada à população em baixa altitude, sob o mesmo nível de parasitismo, devido à menor capacidade intrínseca de aumento (discussão continua na seção seguinte).

Efeitos diretos

Predação, parasitismo e herbivoria³

Os efeitos por ação direta são aqueles ocasionados pela ação do IBCA sobre um organismo não alvo, podendo causar impactos como redução populacional a extinções, locais ou generalizadas. Apesar de ser notoriamente uma preocupação para predadores generalistas, qualquer IBCA pode causar tais efeitos em maior ou menor grau. Essa forma de impacto é sem dúvida a que mais recebeu atenção, possivelmente por ter uma relevância indiscutível e atraente na perspectiva conservacionista, bem como ser a forma mais diretamente mensurável nas avaliações de risco, por meio dos testes de especificidade e amplitude hospedeira, e nos monitoramentos pós-liberação, pela observação da predação/parasitoidismo ou constatação da redução populacional de espécies não alvo. Vale apontar que o parasitoidismo é mais facilmente observável, o que

³ importante para IBCAs introduzidos para controle de plantas daninhas, pode ser considerada irrelevante para IBCAs de pragas e doenças de planta já que a herbívora nesses animais, como alguns parasitoides na fase adulta, restringe-se à alimentação de néctar floral ou outras fontes de açúcar, sem haver qualquer indício de que esse possa constituir um impacto relevante, por exemplo, pela competição com este recurso com espécies nativas

é tido como um dos fatores para o maior número de estudos de parasitoides em controle biológico, em comparação com predadores, cuja ação é mais difícil quantificar.

Dependendo do organismo não alvo atacado, os impactos ambientais podem ter um efeito positivo, negativo ou neutro, sob perspectivas diversas (van Driesche & Hoddle 2016). A redução em níveis populacionais pode ter efeitos positivos, chamados de 'controle fortuito', quando uma praga não alvo é controlada por uma introdução de IBCA (Ehler, 1999). Da mesma forma, a utilização de herbívoros não alvo, que por sua vez são também IBCAs de plantas daninhas, pode gerar efeitos negativos ao prejudicar o programa de controle (van Driesche & Hoddle 2016). Ainda relacionado a IBCAs de plantas daninhas, é um fenômeno comum que parasitoides nativos ataquem estes herbívoros exóticos (e.g. Hill & Hulley 1995). Apesar de aparentemente não causarem prejuízo ao controle de plantas daninhas (van Driesche & Hoddle 2016), pode haver efeitos indiretos relacionados com competição aparente.

A predação intra-guilda, observada em predadores (raramente em parasitoides) em geral tem efeitos negativos tanto do ponto de vista ambiental, ao atacar espécies nativas, quanto do ponto de vista econômico, ao prejudicar outros programas de controle biológico. Predadores de pulgões, por exemplo, podem oferecer riscos à biodiversidade bem como a programas de controle biológico (Evans and England 1996). A predação intra-guilda é uma manifestação de competição por recursos limitados (mais aspectos dessa competição serão abordados nos efeitos indiretos), e pode reduzir, no caso de predadores de afídeos, a sobrevivência, crescimento e fecundidade em escala local (Ives 1981, Connell 1983, Schoener 1983, Keddy 1989, Osawa 1989, Polis and Holt 1992, Rosenheim et al. 1995, Obrycki et al. 1998).

O enriquecimento de outros inimigos naturais ocorre quando o IBCA introduzido também serve como hospedeiro de predadores nativos (Holt & Hochberg 2001), podendo impactar diretamente essa população e indiretamente as populações de seus hospedeiros nativos. Este efeito é raro e de pouca relevância quando se trata de IBCAs carnívoros. Além disso não tem relação com o enriquecimento teorizado por Rosenzweig (1971).

O efeito sobre nível populacional, tanto em organismos-alvo como não alvo, é na grande maioria das vezes a medida principal de impacto de um IBCA (Barratt et al. 2010), mesmo assim são raramente estimados (Dhileepan, 2003; Louda et al., 2003). Para IBCAs de artrópodes, apenas 4,5% dos estudos que reportam impactos ambientais avaliaram impactos em nível de população (Lynch et al. 2001). Como raramente esses

dados são monitorados, e quando são, o monitoramento geralmente só ocorre após a liberação, há a necessidade de lançar mão de modelos matemáticos que consigam estimar o comportamento das populações não alvo antes das liberações. Experimentos de exclusão de inimigos naturais podem auxiliar na obtenção de parâmetros. Da mesma forma, utilizando-se de parâmetros obtidos em testes de laboratório, modelos podem servir para predição de impactos antes da liberação do IBCA.

Pensando sobre a teoria de refúgios (Hochberg & Hawkins 1992), na qual se determina o grau de controle que parasitoides podem exercer sobre um hospedeiro como uma relação ao tamanho do seu refúgio (i.e. uma parte da população que é imune ao ataque por parasitoides⁴), é que Hawkins et al. (1993) estudaram a dinâmica hospedeiro-parasitoide no contexto do controle biológico clássico. Os modelos desenvolvidos por estes autores previram que o sucesso de um programa depende da taxa de parasitismo, que é uma estimativa de refúgio do hospedeiro, e foram confirmados por dados de literatura extensa levantados neste artigo. Hawkins & Cornell (1994) a partir de metanálises mais amplas confirmaram esta constatação e determinaram um limiar de taxa de parasitismo mínimo de 32%, pois abaixo desse valor não há controle efetivo da praga. Uma primeira aplicação dessa teoria seria possibilitar a predição sobre a chance de sucesso de controle de uma determinada praga, a partir de observações sobre a taxa de parasitismo em sua área nativa de distribuição, considerando que o refúgio seja comparável em diferentes áreas. Sobre os impactos ambientais, a teoria é de grande relevância pois aponta para uma medida de risco para um organismo não alvo (Follett et al. 2000a), já que a presença de refúgios possibilita a coexistência com inimigos naturais (Holt & Lawton 1993). Como no exemplo dos pentatomídeos havaianos, a existência de refúgios pode de fato salvar uma espécie da extinção (ver adiante).

Inúmeros trabalhos (e.g. Follett et al. 2000b; Lynch & Thomas 2000), no entanto, extrapolam os resultados de Hawkins & Cornell (1994) para relacionar a taxa de parasitismo com o impacto de parasitoides sobre seus hospedeiros, onde taxas abaixo de 32% não representariam risco à população. Nesses casos a medida de sucesso num

⁴ A teoria de refúgios, derivada da teoria de enemy-free-space, de Lawton e Strong (1981) é de extrema importância no entendimento da estruturação de populações de herbívoros pela interação com seus inimigos naturais, e na evolução e ocupação de nichos por eles. Os refúgios podem ser qualquer coisa, desde uma estrutura física de uma planta à zonas climáticas ou mesmo refúgios temporais, onde os indivíduos não podem ser atacados por seu inimigo. Há um intenso debate sobre a possibilidade de refúgios promoverem estabilidade nas dinâmicas parasitoide-hospedeiro, por exemplo, demonstrando que apesar da existência de refúgio no interior das árvores, a relação entre red scale e seu parasitoide *Aphytis melinus* não é estabilizado por ele (e.g. Murdoch et al. 2005). Por outro lado o corpo de evidência que sugere a possibilidade de coexistência pela presença de refúgios cresce continuamente (e.g. Barron 2007).

programa de controle biológico, avaliado por Hawkins & Cornell (1994), é considerada uma aproximação de impacto ambiental. Apesar de haver conforto na noção de um número 'mágico' que serve como norte para os tomadores de decisão, não vejo como se pode relacionar sucesso em controle biológico, que é determinado pela flutuação da população praga abaixo do nível de dano econômico (calculado conforme o valor comercial de cada cultura e dos prejuízos causados pela praga em função de sua densidade), com limites aceitáveis de impacto ambiental. No entanto, como destacam Barratt et al. (2010), este é um modelo interessante (entre outros como Kean & Barlow 2000, Barlow et al. 2004) para tentar relacionar taxas de ataque com o impacto sobre uma população. A questão principal seria qual o efeito do parasitismo sobre as populações não alvo? Por existirem mecanismos de compensação na maioria das populações, é possível que parasitismos em grau moderado não tenham efeitos detectáveis sobre uma população, podendo até mesmo permitir algum aumento da população dependendo de uma conjunção de fatores (Beddington et al. 1978, Kean and Barlow 2000). Por outro lado, taxas baixas de parasitismo podem ter efeitos substanciais sobre algumas populações (Barlow et al. 2004). É necessário levar em conta outras variáveis, das quais a taxa de crescimento intrínseco da população hospedeira é particularmente importante (Barratt et al. 2010).

O impacto direto, no caso de IBCAs de pragas agrícolas, pode ser tanto sobre herbívoros nativos e exóticos, ou mesmo dentro do mesmo nível trófico, chamado predação intra-guilda. Impactos econômicos podem ser mais evidentes, como no caso de consumo de outros controladores biológicos (tanto de plantas daninhas quanto de artrópodes pragas), enquanto os impactos sobre populações e ecossistemas nativos podem ser menos óbvios. Alguns estudos realizados no Havaí, exemplificam os impactos ambientais causados por ação direta de IBCAs. Os primeiros estudos a levantarem a possibilidade de extinções e redução populacional de lepidópteros nativos no arquipélago são baseados em observações pessoais, sem rigor metodológico (Zimmerman 1958, 1978; Gagne & Howarth 1985; Howarth 1985, 1991). Apesar de ser uma possibilidade, as extinções dificilmente poderão ser atribuídas às espécies introduzidas (Funasaki et al. (1988) nesses casos, pois faltam dados de monitoramento pré- e pós-liberação. Mesmo assim, muitos IBCAs introduzidos foram e são observados atacando espécies nativas.

Talvez mais importante que o tipo de impacto seja a sua intensidade sobre populações nativas. Lynch & Thomas (2000) categorizaram o grau de impacto ambiental

direto de IBCAs de pragas de plantas, de acordo com a mortalidade, efeitos sobre a população e duração dos efeitos sobre organismos não alvo (Tabela 1). A tabela 2 apresenta todos os exemplos com grau de impacto maior ou igual a 3, considerado severo pelos autores. Alguns dos exemplos listados serão comentado com maior detalhe adiante.

Tabela 1. Índice de severidade de impacto proposto por Lynch & Thomas (2000)

| Severity level | Type of impact |
|----------------|--|
| 0 | no records of consumption, infection, parasitism, population suppression, or extinction |
| 1 | <5% mortality induced by consumption/infection/parasitism or equivalent in sublethal effects on fecundity, with no recorded significant population consequences |
| 2 | 5-40% mortality from consumption/infection/parasitism, with no recorded significant population consequences |
| 3 | >40% mortality from consumption/infection/parasitism (at one time on a local population) and/or significant (>10%) short-term depression of a local population |
| 4 | >40% short-term depression of a local population, or permanent significant (>10%) depression of a local population |
| 5 | >40% long-term suppression of a local population, or >10% long-term suppression of a population covering a large area (100 × 100 km or more) |
| 6 | >40% long-term suppression of a population covering a large area (100 × 100km or more) |
| 7 | apparent extinction of a population covering a small area, where recolonization is likely in the long term, such as where nearby areas or islands may harbour surviving populations |
| 8 | certified extinction over a small area, where recolonization is unlikely or impossible (due to an isolated island habitat and/or limited species range - so could imply extinction of the species) |
| 9 | certified extinction of a population over an area of 100 × 100 km or more |

Tabela 2. Exemplos de controle biológico clássico resultando em impactos ambientais com índice de severidade e 3 ou mais (para índice, ver tabela 1) (Lynch & Thomas 2000)

| Agent | Pest | Date | Country | Nontargets affected | Severity | Reference |
|---|--|------------------|-------------------------|---|----------|---|
| <i>Bessa remota</i> (Aldrich) | <i>Levuana iridescens</i> Bethune-Baker | 1925 | Fiji | <i>Heteropan dolens</i> Druce | 7 | Robinson 1975 |
| <i>Cotesia flavipes</i> Cameron | <i>Diatraea saccharalis</i> F. | 1971-78 | Brazil | <i>Paratheresia claripalpis</i> Wulp <i>Metagonistylum minense</i> Townsend (= <i>Lydella minense</i> (Townsend)) | 6 | Bennett 1993 |
| <i>Cotesia flavipes</i> Cameron | <i>Diatraea saccharalis</i> F. | 1985 | Mexico | <i>Apanteles diatraeae</i> Muesebeck | 6 | Bennett 1993 |
| <i>Compsilura concinnata</i> Meigen | <i>Lymantria dispar</i> L. | 1906-09, 1978-85 | USA | <i>Cecropia</i> spp. | 3 | Stiling & Simberloff 2000 |
| <i>Microctonus aethiopooides</i> Loan | <i>Sitona discoideus</i> Gyllenhal | 1982 | New Zealand | <i>Nonnotus albicans</i> (Broun), <i>Irenimus aequalis</i> (Broun), <i>Irenimus aemulator</i> (Broun) | 3 | Barratt <i>et al.</i> 1997 |
| <i>Pteromalus puparum</i> (L.) | <i>Pieris rapae</i> (L.) | 1932-33 | New Zealand | <i>Bassaritis itea</i> (F.) (= <i>Vanessa itea</i> (F.)) | 3 | George Gibbs pers comm. |
| <i>Aphytis holoxanthus</i> DeBach | <i>Chrysomphalus ficus</i> Ashmead (= <i>C. aonidium</i> (L.)) | 1960 | USA (Florida, Texas) | <i>Pseudhomalopoda prima</i> Girault | 6 | Bennett 1993; Selhime <i>et al.</i> 1969 |
| <i>Aphytis holoxanthus</i> DeBach | <i>Chrysomphalus aonidium</i> (L.) | 1962 | Brazil | <i>Aphytis costalimai</i> (Gomes) | 6 | Bennett 1993 |
| <i>Cales noaki</i> Howard | <i>Aleurothrixus floccosus</i> Maskell | 1973 | Italy | <i>Eretmocerus longicornis</i> Viggiani & Battaglia, <i>Encarsia aleurotubae</i> Viggiani, <i>Encarsia margaritiventris</i> (Mercet), <i>Amitus aleurotubae</i> Viggiani & Mazzone | 4 | Viggiani 1994 |
| <i>Coccinella septempunctata</i> L. | <i>Diuraphis noxia</i> (Mordvilko) | 1957-1978 | USA | <i>Coccinella novemnotata</i> Herbst | 5 | Wheeler & Hoebeke 1995 |
| <i>Coccinella septempunctata</i> L. | <i>Diuraphis noxia</i> (Mordvilko) | 1956-1971 | USA (South Dakota) | <i>Adalia bipunctata</i> (L.), <i>Coccinella transversoguttata richardsoni</i> Brown | 5 | Elliott <i>et al.</i> 1996 |
| | | | | <i>Hippodamia tredecimpunctata tibialis</i> (Say) | 3 | |
| <i>Copidosoma floridanum</i> (Ashmead) | <i>Chrysodeixis eriosoma</i> Doubleday | 1969 | New Zealand | 'Trichogrammatoidea' | 5 | Roberts 1986 |
| <i>Cryptolaemus montrouzieri</i> Mulsant | <i>Dysmicoccus brevipes</i> (Cockerell) | 1938-39 | Mauritius | <i>Dactylopius opuntiae</i> (Cockerell) | 3 | Goeden & Louda 1976 |
| <i>Cryptolaemus montrouzieri</i> Mulsant | <i>Pseudococcus fragilis</i> Brain (= <i>P. calceolariae</i> (Maskell)) | 1929-30 | South Africa | <i>Dactylopius opuntiae</i> (Cockerell) | 3 | Goeden & Louda 1976 |
| <i>Tetrastichus dryi</i> Waterston (= <i>Tamarixia dryi</i> Waterston) | <i>Trioza erythrae</i> Del Guercio | 1974 | La Réunion | <i>Trioza eastopi</i> Orian (= <i>T. litseae</i> Bordaga) | 5 | Aubert & Quilici 1983 |
| <i>Trigonospila brevifacies</i> (Hardy) | <i>Epiphyas postvittana</i> (Walker) | 1967-69 | New Zealand | <i>Xanthopimpla rhopaloceros</i> Krieger, 'endemic moths' | 5 | Roberts 1986 |
| <i>Trichopoda pilipes</i> (F.) | <i>Nezara viridula</i> (L.) | 1962 | Hawaii | <i>Coleotichus blackburniae</i> White | 3 | Follet <i>et al.</i> 2000 |
| <i>Trissolcus basalis</i> Wollaston | <i>Nezara viridula</i> (L.) | 1962 | Hawaii | <i>Coleotichus blackburniae</i> White | 3 | Follet <i>et al.</i> 2000 |

Um efeito direto menos frequentemente observado, que pode ou não ser letal é a competição por interferência. Existem dois tipos básicos de competição por recursos. O mais estudado é a competição por exploração, onde dois organismos que competem por um mesmo recurso afetam-se mutuamente pelo esgotamento deste recurso, portanto uma interação negativa indireta. A competição por interferência envolve interação negativa direta, por meio de territorialidade, predação ou competição química, onde um consumidor afeta diretamente a habilidade do outro em explorar os mesmos recursos independente de sua abundância (Vance 1984). Entre as interações desse tipo, as mais óbvias e mais estudadas são aquelas que causam morte de um competidor, conhecidas por exemplo como: predação intraguilda, multiparasitismo e hiperparasitismo facultativo, chamadas de competição por interferência letal (Murdoch et al. 1998). Em algumas interações entre parasitoides por exemplo, existe competição de interferência letal onde tanto uma espécie mata a outra dentro do hospedeiro (multiparasitismo), as espécie parasita a outra (hiperparasitismo) ou ela preda hospedeiros parasitados pela competidora (Collier & Hunter 2001). As interferências não letais podem ser menos comuns, ou menos facilmente observáveis.

Competição aparente

Ainda no contexto dos impactos diretos, é necessário introduzir o conceito de competição aparente [assunto de extrema relevância no controle biológico clássico]: duas espécies que podem não competir diretamente 'competem' ao dividir o mesmo predador/parasitoide, o que a princípio é uma das formas de efeitos indiretos (ver adiante). Holt (1977, 1984) deu esse nome ao processo pois observou que o aumento de uma população influencia negativamente a outra por aumentar a população do seu inimigo natural comum.

A importância da competição aparente fica evidente para as análises de risco, pois ao se introduzir um IBCA, mesmo oligófago [e por isso a importância de testes sem chance de escolha (Simberloff 2012), que utilize como presa a espécie-alvo e uma espécie nativa não alvo, automaticamente as duas espécies podem entrar em competição aparente (caso ambas estejam disponíveis ao IBCA). A principal preocupação no estabelecimento de uma dinâmica de competição aparente é a impossibilidade de coexistência entre as competidoras, demonstrada por modelagem matemática (Holt &

Lawton 1993). Estes autores admitem que a coexistência de inúmeras espécies com parasitoides compartilhados é a regra na natureza. A partir daí discutem os possíveis mecanismos que permitem a coexistência, entre eles a própria complexidade das redes tróficas e os refúgios (=enemy-free-space). Por outro lado, as extinções atribuídas a IBCAs exóticos são também perfeitamente explicadas pelo processo de competição aparente. Portanto, um organismo introduzido capaz de estabelecer populações em espécies nativas concomitantemente com a espécie alvo oferece risco real a qualquer uma das duas, dependendo dos fatores intrínsecos que afetam a competição. Entre esses fatores se destacam a preferência ou maior eficiência de parasitismo sobre um hospedeiro, maior taxa intrínseca de crescimento populacional ou heterogeneidade espacial. Em comum, todas essas características fazem com que a população do inimigo natural ocorra em níveis mais altos do que ocorreriam sobre apenas um hospedeiro, culminando com a extinção (pelo menos localmente) de um dos competidores. Morris et al. (2004) demonstraram experimentalmente o efeito da competição aparente em uma rede trófica de minadores em área tropical. Sem um competidor aparente o parasitismo diminuiu.

As implicações para as avaliações de risco de introdução de IBCAs são muitas. Por exemplo, se, como no estudo de Settle & Wilson (1990), uma praga é introduzida e passa a ter populações bem estabelecidas, e ao mesmo tempo compartilha um inimigo natural com uma espécie nativa, essa espécie pode sofrer grande redução por causa da competição aparente. Nesse caso, uma espécie nativa de IBCA pode ser mais prejudicial do que de uma espécie exótica, considerando-se que a exótica deve ter preferência maior pela praga (o que pode ser testado em laboratório). Há também a possibilidade de um IBCA se tornar um competidor aparente de uma espécie nativa, caso comecem a compartilhar inimigo natural nativo (Van Lenteren et al. 2003), mas com impacto geralmente em menor escala.

Segundo Simberloff (2012) a chave para minimizar esse risco é utilizar testes sem chance de escolha⁵. Como exemplo, cita *Rhinocyllus conicus* introduzido para controle de *musk thistle* (Louda et al. 1997, 2003). Apesar de ser um caso sobre controle de plantas daninhas, ele exemplifica bem a questão da competição aparente. O IBCA tem clara preferência pela planta daninha, mas devido às altas densidades dessa planta, as quais

⁵ Os testes sem chance de escolha determinam apenas a aceitação de desenvolvimento de um IBCA sobre potenciais hospedeiros, eliminando a influência da presença de outros hospedeiros como estímulo. São considerados mais adequados justamente por isso, já que as variáveis são mais controladas.

sustentam uma grande população do herbívoro, este passa a atacar com mais frequência, e colocando em risco, populações de plantas nativas congêneres. Existe, no entanto, pelo menos um exemplo onde competição aparente pode ajudar no controle biológico. No caso, a introdução de um herbívoro de folhas de videira, que não constitui praga, favoreceu o aumento da população de um IBCA predador, permitindo controle efetivo sobre a praga-alvo (Karban et al. 1994).

Mecanismos de adaptação - *drift*, e potencial evolutivo

O processo pelo qual o ataque de um parasitoide sobre novos hospedeiros se inicia é chamado de *drift* (Follett et al. 2000a). Em novos ambientes, parasitoides podem utilizar novos hospedeiros (apesar de terem em geral uma amplitude hospedeira restrita), caso os processos de localização, aceitação e desenvolvimento sejam possíveis (Godfray 1994). Tais processos são facilitados sobre aqueles hospedeiros que são evolutivamente próximos, têm semelhanças em história natural ou coexistem no mesmo ambiente (Hokkanen & Pimentel, 1989). Por exemplo, o uso de cairomônios como pista pelo parasitoide, e que são similares entre uma espécie-alvo e outra não alvo, ou associações ecológicas como uso da mesma planta, também facilitam o *drift*.

O conceito de *drift*, engloba três conceitos mais restritos que se sobrepõem parcialmente: o *host switch*: uso passa a ser concentrado no hospedeiro mais abundante (não alvo); *host range expansion*: uso de novos hospedeiros não incluídos antes; *host shift*: mudança de preferência para um host não alvo. Em geral o *drift* ocorre por meio de pré-adaptações, mas a adaptação pode ocorrer, resultando em mudança genética da população de IBCA (Follett et al. 2000a). Enquanto as pré-adaptações são previsíveis, em testes de amplitude hospedeira sem chance de escolha, e não dependem de modificação genética das populações, adaptações não são previsíveis nem prontamente observadas, portanto imprevisíveis na maior parte dos casos.

A plasticidade genética e habilidade dos IBCAs de adaptar-se a novos hospedeiros e habitats são fatores de risco (Roderick, 1992; Secord and Kareiva, 1996; Simberloff & Stiling, 1996b; Roderick and Howarth, 1999). Mesmo que não existam muitas evidências de mudanças genéticas nas populações introduzidas, as mudanças de hospedeiros (=drifts) são comuns (Howarth 2000), podendo superar 14% dos eventos (Funasaki et al., 1988; Howarth, 1991; Simberloff and Stiling, 1996b). Evidências experimentais de introduções bem sucedidas corroboram a teoria de especiação pelo efeito fundador, onde

populações fundadas por um número restrito de indivíduos seguem caminhos evolutivos diferentes da população “mãe”, com maiores chances de evoluir para novos picos adaptativos, adaptando-se a novos hospedeiros, habitats e comportamentos (Meffert 1999; Morell 1999). Ainda existem poucos estudos que quantificam a adaptação de IBCAs em novos ambientes e como isso afeta sucesso e impacto ambiental dos programas de controle biológico (Secord & Kareiva 1996; Howarth 2000), mas certamente é uma fonte de impacto que pode ter importância aumentada a longo prazo e de pouca previsibilidade.

Efeitos indiretos

Efeitos indiretos ocorrem quando o impacto de uma espécie sobre outra é intermediado por uma terceira espécie, ou seja uma interação entre duas espécies é alterada pela presença de uma terceira (Strauss 1991). Wootton (1994) sugere que estes efeitos tenham grande importância nos processos ecológicos, apesar de ainda pouco explorados, adicionando alta complexidade às interações. Cinco formas simples de efeitos indiretos são bem conhecidas: competição por recurso, cascatas tróficas, competição aparente, mutualismo indireto e modificações de interação (as quatro primeiras representadas na figura 3). Os efeitos indiretos podem ainda seguir por outros níveis tróficos e incluir alterações no ambiente físico, sendo virtualmente impossível detectar todos os potenciais efeitos ocorrendo. O exemplo dos gafanhotos de Lockwood (2000) dá uma idéia dessa complexidade (Figura 1).

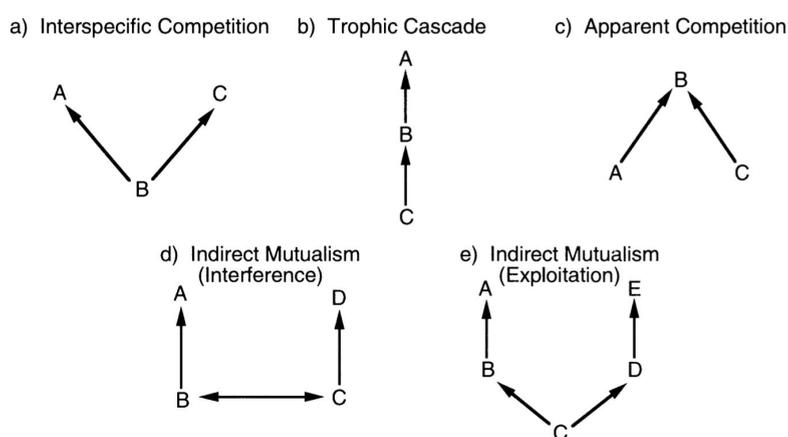


Figura 3. Tipos de interações indiretas básicas mais comumente investigadas (Wootton 1994)

Uma estrutura conceitual especificamente voltada para os impactos ambientais do controle biológico de artrópodes foi proposta por Holt & Hochberg (2001), na qual o foco

se dá nos efeitos top-down, evidenciado pela direção das setas apontando para os níveis mais baixos (Figura 4).

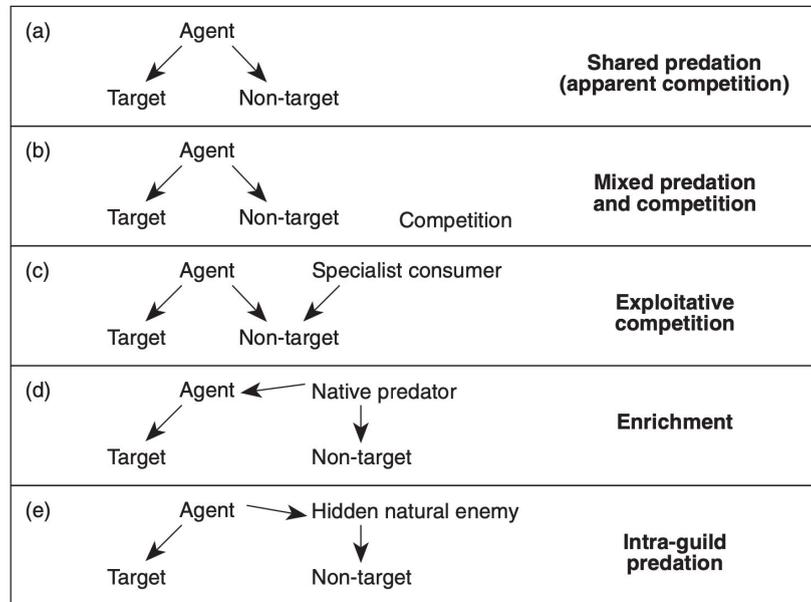


Figura 4. Estrutura de interações em ‘módulos de comunidade’ de Holt & Hochberg (2001).

Atualmente, cada vez mais vem se dando importância aos efeitos indiretos, especialmente pelos críticos dos programas de controle biológico com agentes exóticos. Dessa forma, alguns protocolos de análise de risco, como o da OECD (2004), já exigem dados relativos a possíveis impactos indiretos, mesmo que na maior parte das vezes não existam metodologias para essa avaliação (Babendreier et al. 2006). Predições ou análises de risco dependem de se saber quais seriam os possíveis impactos indiretos, os quais geralmente não são conhecidos (Simberloff 2012).

Como vimos no exemplo dos gafanhotos (Figura 1) e veremos em outros exemplos a seguir, os efeitos indiretos podem seguir cadeias de interações ao longo de diferentes níveis tróficos, ou por outras formas de interação, quase que indefinidamente, aumentando a complexidade dos efeitos a cada nova interação. Uma forma de contornar o problema da alta complexidade é focar em interações mais fortes entre um número restrito de espécies de uma comunidade, o que Holt & Hochberg (2001) chamaram ‘módulos de comunidade’ (Figura 4). Além disso, é possível que em boa parte dos casos, as interações obedeçam a um gradiente (Figura 5), onde as mais fortes sejam também as interações mais aparentes, o que poderia possibilitar análises de risco sobre os efeitos indiretos mais relevantes (Messing et al. 2006).

| Mechanism | Effect | Trophic level | Apparency | Risk | Terms used in literature |
|--------------------------|----------|---------------|-----------|------|---|
| Killing | direct | same | high | high | <i>Predation</i> (McEvoy and Coombs, 2000) <i>Lethal interference</i> (Collier et al., 2002) <i>Intra-guild predation</i> (Rosenheim et al., 1995) <i>Intrinsic competition</i> (general usage) <i>Multi-parasitism</i> (general usage) |
| Interference competition | direct | same | ↑ | ↑ | <i>Host discrimination</i> (general usage) |
| Exploitation competition | indirect | lower | | | <i>Extrinsic competition</i> (general usage) |
| Apparent competition | indirect | higher | ↓ | ↓ | |
| Circuitous competition | indirect | mixed | | | low |

Figura 5. Estrutura de impactos ambientais diretos e indiretos de Messing et al. (2006), abrangendo terminologia de controle biológico de plantas daninhas e de artrópodes.

Todos estes efeitos indiretos potencialmente ocorrem em algum grau a partir da introdução e estabelecimento de uma espécie exótica. Destas, as mais frequentemente demonstradas são competição interespecífica, competição aparente, cascatas tróficas e mutualismo indireto. No entanto, até mesmos IBCAs especialistas (=monófagos) têm sido implicados em impactos ambientais negativos, como veremos a seguir nessa seção (Pearson and Callaway 2003; Messing et al. 2006)

A competição aparente é um efeito indireto comum em introdução de IBCAs de plantas daninhas, que pode afetar espécies nativas a partir da adaptação de predadores/parasitoides ao novo IBCA. No caso de IBCAs de pragas, este processo também é importante, porém o efeito do IBCA é direto e foi comentado na seção anterior.

O efeito indireto mais evidente e conseqüentemente entre os mais explorados em estudos de IBCAs de pragas é a competição por recurso (*exploitative competition*). É possível que existam de fato mais espécies do mesmo nível trófico de IBCAs introduzidos em risco, pela competição, do que espécies do nível inferior, pela predação (Simberloff & Stiling 1996; Samways 1997), conseqüente da utilização de espécies nativas, não alvo, a partir da qual o IBCA exótico e inimigos naturais nativos passam a competir por aquele recurso. Como ilustrado por Van Lenteren et al. (2003), não se deve considerar a competição pelo alvo em si como um impacto não desejado, mesmo que ocorra entre o IBCA e uma espécie nativa, já que a presença [geralmente em altas densidades] da espécie-alvo já configura impacto ambiental. Se ambos os competidores exploram

efetivamente o mesmo recurso, então poderá haver exclusão competitiva, onde apenas um dos competidores pode se manter no ambiente (Tilman 1982, 1987). As introduções de joaninhas (Coleoptera, Coccinellidae) e o potencial risco de deslocamento de espécies nativas por exclusão competitiva são bem conhecidos e documentados (Huffaker et al. 1976; Obrycki et al. 2000).

Cascata trófica é, como efeito indireto, o objetivo principal em programas de controle biológico de pragas de plantas (nativas ou cultivadas), quando pela introdução (ou aumento) de um IBCA se objetiva a diminuição do consumo (=danos) pela diminuição da população de um herbívoro (Simberloff, 2012). Quando relacionado ao impacto direto de consumo de espécies não alvo, impactos sobre o nível trófico inferior poderão ser notados devido à diminuição na abundância daquela espécie. Como exemplo sobre impactos ambientais, podemos citar aqueles relacionados a efeitos sobre IBCAs de plantas daninhas (van Driesche & Hoddle 2016), como alguns parasitoides de moscas-das-frutas introduzidos no Havaí observados em outra espécie de tefritídeo, introduzida para controle de plantas daninhas (Duan & Messing 2000). Algo interessante sobre cascatas tróficas é que implicam geralmente em alterações na composição de plantas e cobertura do solo, o que pode levar à efeitos diversos, relacionados com alterações em propriedades do solo, perda de locais de nidificação, ou até mesmo impacto sobre a produção de mel de abelhas (Barratt et al. 2010).

Pouco comentado na literatura o efeito de misto competição e predação (item b) da figura 4 - *mixed predation and competition*) pode ser relativamente comum em programas de controle biológico. Por exemplo, uma praga secundária aumenta a importância pela diminuição da primária por diminuição de competição [mas também pela redução do uso de controles químicos]. Este fenômeno específico, chamado por Ehler (2000) de 'substituição de pragas', ocorre quando a espécie não alvo é também exótica e não possui uma gama de inimigos naturais, mas é mantida em baixa densidade por métodos usados na espécie-alvo e por competição com ela. Dessa forma o efeito de 'substituição de pragas' é esperado com a introdução de um IBCA para a praga primária.

O enriquecimento é um processo relacionado à competição aparente, onde um IBCA passa a ser predado por inimigos naturais nativos, aumentando os seus níveis populacionais, o que pode causar aumento na predação sobre outros hospedeiros não alvo. A maior diferença entre enriquecimento e competição aparente é o nível trófico do IBCA: o primeiro ocorre em IBCAs carnívoros, e o segundo em IBCAs de plantas

daninhas. Como já detalhado nos efeitos diretos, o ataque direto de um IBCA à espécies nativas é exacerbado pela competição aparente entre a praga alvo e a espécie hospedeira não alvo nativa. O efeito de enriquecimento pode ser transiente, quando num primeiro momento o IBCA eleva sua população em resposta às altas densidades do alvo, mas posteriormente consegue suprimir a população praga e ambas se mantêm em níveis relativamente baixos. No entanto, quando o IBCA falha no controle, tanto a praga quanto a sua própria população pode continuar em níveis elevados, constituindo recursos importantes para predadores (Holt & Hochberg 2001). Alguns autores consideram enriquecimento um efeito direto (e.g. van Lenteren et al. 2003)

Pearson & Callaway (2003) chamam a atenção para efeitos indiretos ocorrendo mesmo em programas de controle biológicos bem sucedidos, onde o IBCA é específico e estritamente relacionado ao alvo. Um dos impactos comentados é o da substituição ecológica (*ecological replacement*). Em casos onde as espécies de pragas são bem estabelecidas no ambiente, seu controle pode levar a efeitos indiretos, mesmo que nesses casos isso não signifique falha do programa, já que tanto as interações entre a praga exótica são esperadas quanto são alterações devido à introdução de um IBCA. Quanto isso pode ser prejudicial ou benéfico depende de cada caso, mas a importância dos impactos tende a ser cada vez maior no cenário atual (Van Reil 2000). Um exemplo interessante é a extinção da grande borboleta azul, *Maculina arion* (Lycaenidae), no Reino Unido, por uma série de efeitos indiretos resultantes do programa de controle da lebre europeia, *Oryctolagus cuniculus*. A grande borboleta azul depende de uma formiga, *Myrmica sabuleti*, para o desenvolvimento de suas larvas. Estas formigas dependem das lebres, que ao pastarem mantêm áreas abertas, propícias para construção dos formigueiros. O controle bem sucedido das lebres pelo vírus *Mixoma*, iniciou uma cascata de efeitos resultando na extinção da grande borboleta azul. Este exemplo envolve modificações de interações que serão discutidos na próxima subseção.

Organismos acompanhantes podem também causar impactos de devem ser eliminados no processo quarentenário. Organismos inseparáveis, como microorganismos simbiotes ap princípio não constituem riscos devido à íntima evolução e dependência.

Modificação das interações

No entanto, todos os tipos de efeitos indiretos citados acima enquadram-se em um mecanismo geral chamado de cadeia de interações, de dois mecanismos existentes

(Figura 6) (Wotton 1994 e referências contidas). Nesse primeiro mecanismo, a alteração na abundância de uma espécie afeta a abundância de outra espécie ao modificar a abundância de uma espécie intermediária que interage com ambas. O segundo mecanismo, chamado de modificação da interação, ocorre quando a variação da abundância de uma espécie afeta indiretamente uma segunda espécie ao modificar a interação entre esta e uma terceira espécie. Os efeitos indiretos desse tipo ocorrem pois interações entre pares de espécies nunca são completamente independentes de outras espécies. Por exemplo, ao se aumentar a densidade da vegetação é possível aumentar a abundância de uma espécie de presa por prover esconderijos do predador, portanto alterando a interação predador-presa (Wootton 1994).

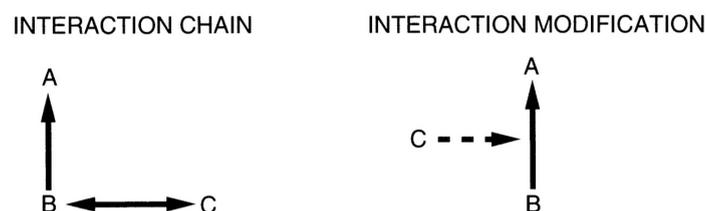


Figura 6. Duas formas básicas em que uma espécie pode afetar outra indiretamente. Esquerda: espécie C afeta A indiretamente por meio de interações que modificam a abundância da espécie B. Direita: espécies C afeta A indiretamente ao afetar a forma que A interage com B (Wotton 1994)

Uma característica importante que diferencia os dois mecanismos é que os efeitos indiretos do primeiro tipo podem ser previstos com conhecimento prévio sobre como os pares de espécies interagem diretamente. Já o segundo mecanismo, apesar de serem passíveis de investigação, com manipulações experimentais por exemplo, não existe método para predição (Wootton 1994).

Para exemplificar como os efeitos indiretos de modificações nas interações ocorrem, e sua relevância para o ecossistema, podemos citar o caso da planta invasora *Myrica faya* (Myricaceae) no Havaí. Um arbusto proveniente de ilhas do Atlântico, com capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, invadiu áreas novas e pobres em nitrogênio de ilhas vulcânicas do Havaí. Com isso os níveis de nitrogênio no solo e dossel vem aumentando gradativamente. Devido à inexistência de plantas nativas que fixam nitrogênio do Havaí, as espécies evoluíram adaptações a solos pobres em nitrogênio. Com isso a árvore dominante em grande parte da ilha, e endêmica, *Metrosideros polymorpha*, vem sendo gradualmente substituída por *Morella faya*. (Simberloff 2012 e referências contidas), dobrando o conteúdo de nitrogênio e água onde *M. faya* se tornou

dominante (Asner & Vitousek 2005). Os casos de competição por interferência que atuam de forma a modificar comportamentos também se enquadram na categoria de modificação de interações, podendo entre outros reduzir a taxa de consumo de uma presa (Wissinger & McGrady 1993). Presas susceptíveis que vivem em associação com presas com defesas podem reduzir a sua taxa de predação, como observado em alguns estudos com plantas (e.g. Hay 1986).

Resumo

Tomando como exemplo os diagramas apresentados nas figuras 2 a 5, é possível notar que existe uma gradação entre efeitos diretos e indiretos, com uma certa sobreposição, e que quase sempre os efeitos indiretos observados são resultado de algum efeito direto, com exceção possível do enriquecimento e de alguns casos de competição aparente onde a presença do IBCA, mesmo que estritamente ligada ao alvo, aumenta populações de predadores ou hiperparasitoides nativos. Também é possível observar, justamente pelas sobreposições e interdependência entre os tipos de impactos, que sua classificação não é tarefa simples (tabela 3).

Tabela 3. Lista dos principais tipos de impactos ambientais, forma de ação e seus impactos mais relevantes. A probabilidade do impacto e possivelmente sua importância são estimados por Messing et al (2006, figura 6)

| Tipo | Ação | Impacto |
|-------------------------------|--|--|
| Morte (direta) | Predação/parasitismo herbívoros | Redução populacional, extinção local, sobre controle de plantas daninhas etc |
| | Competição de interferência letal (predação intraguilda, multiparasitismo, hiperparasitismo facultativo) | Redução de predadores nativos, diminuição do sucesso do programa |
| Interferência (direta) | Competição de interferência não letal | Redução de predadores nativos, diminuição do sucesso do programa |
| ? | Enriquecimento | Aumento da população de predadores nativos |
| Indireta | Competição por exploração | Redução de predadores nativos, diminuição do sucesso do programa |
| | Cascata trófica | Efeitos em níveis tróficos não diretamente ligados |
| | Competição aparente | Redução de população não alvo por aumento da população de predadores nativos |
| | Modificação de interações | Inúmeros |
| ? | Hibridização | Perda de eficiência no controle biológico |
| ? | Vetor de patógenos | Impacto sobre predadores/parasitoides nativos |

Exemplos

A seguir serão apresentados e discutidos alguns exemplos de introduções que ilustram os impactos ambientais ocorridos pela introdução de invertebrados exóticos como agentes de controle biológico. Os exemplos foram selecionados com a intenção de cobrir a maior variedade possível de impactos. Também foi utilizado como critério, sempre que possível, o aprofundamento das análises pós-liberação, que possibilitam uma associação causal entre os impactos observados e a introdução intencional de IBCAs.

1. *Euglandina rosea* (Ferussac) (Gastropoda, Spiraxidae) e a extinção de *Partula* spp:

Um exemplo bastante conhecido é o da introdução do gastrópode carnívoro *Euglandina rosea* (Ferussac) (Gastropoda, Spiraxidae) para controle de *Achatina fulica* Bowdich (Gastropoda, Achatinidae) - o caramujo-gigante-africano - uma praga agrícola reconhecida mundialmente que atingiu níveis populacionais alarmantes em algumas ilhas da Polinésia Francesa, onde foi introduzida como alternativa ao escargot. A tentativa de controle biológico por *E. rosea*, em Moorea, Polinésia Francesa, é relatada por Clarke et al. (1984). O desastroso programa culminou na extinção de espécies nativas endêmicas do gênero *Partula* (Gastropoda, Partulidae). Constam na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN que pelo menos 34 espécies do gênero estão extintas, 11 extintas na natureza e mais 10 criticamente ameaçadas. Todas as extinções foram causadas pela introdução de *Euglandina rosea*. Não se sabe qual o impacto dessa perda no funcionamento dos ecossistemas ou mesmo sobre a economia local.

Outros dois exemplos de extinção, causados por introdução de IBCAs, são do *coconut moth*, *Levuana iridescens* (Lepidoptera, Zygaenidae) extinta pela introdução de *Bessa remota* (Diptera, Tachinidae) em Fiji (Howarth 1991); e psíldeo do citrus, *Trioza erylrae* (Hemiptera, Triozidae) exterminado por *Tetrastichus dryi* (Hymenoptera, Eulophidae) nas Ilhas Reunião (Aubert & Quilici 1983). Nestes dois exemplos, há três aspectos importantes em comum: a espécie 'extinta' era o alvo (lembrar do conceito relativo de alvo não alvo de Lockwood); o IBCA mantinha e até hoje mantém populações estabelecidas sobre espécies não alvo; ocorreram em ilhas. De fato, todos os casos registrados de extinção por IBCAs exóticos ocorreram em ilhas.

2. Parasitoides introduzidos no Havai para controle de *Nezara viridula* (Hemiptera, Pentatomidae) (Follett et al. 2000b):

O percevejo-verde, *Nezara viridula*, é uma espécie de distribuição cosmopolita, podendo ser praga de inúmeras culturas pelo mundo. No Brasil é uma praga importante da soja, daí ser também conhecido como percevejo-da-soja. O caso estudado de forma retrospectiva por Follett et al. (2000) discute os impactos ambientais de duas espécies de parasitoides introduzidos para o controle deste percevejo no Havai, *Trissolcus basalus* (Hymenoptera, Platygastroidea) e *Trichopoda pilipes* (Diptera, Tachinidae). Os impactos sobre diversos percevejos nativos foram avaliados, em especial sobre o *koa bug* (*Coleotichus blackburniae*) e o *harlequin bug* (*Murgantia histrionica*). Programas de controle biológico clássico dessa espécie foram conduzidos em inúmeros países e foram considerados como referência no controle de pragas invasoras, devido aos altos níveis de parasitismo obtidos (Caltagirone 1981). No entanto estudos mais recente têm posto em dúvida o sucesso destes programas (Clarke 1990, 1992a, b; Jones 1995), e até hoje *N. viridula* é onipresente no Havai. Howarth (1991) associa a introdução de *T. basalus* e *T. pilipes* ao declínio de populações de espécies de hemípteros dos gêneros *Coleotichus* (Scutelleridae) e *Oechalia* (Pentatomidae), além da extinção de uma espécie exótica e praga de pequena importância, *Murgantia histrionica* (Pentatomidae). Outros hemípteros, como *Ithamar hawaiiensis* (Rhopalidae), que costumavam ser comuns antes das introduções de IBCAS, não formam mais encontrados na região.

Essas observações mais informais foram investigadas por Follett et al. (2000b), por meio de amostragens em áreas nativas e exame de material em coleções de museus (para o taquinídeo). Como tanto o *koa bug*, quanto o *arlequin bug* foram usados como alternativas para criação dos parasitoides, foi possível associar as taxas de parasitismo em laboratório com aquelas encontradas em campo. Nas criações em laboratório, os dois parasitoides não tinham restrições quanto ao parasitismo, mas o desenvolvimento de pupários em *T. pilipes* era baixo. Os resultados de campo mostraram em média 4,7% e 20,2% de parasitismo de *T. pilipes* sobre *koa bug* em altas e médias altitudes respectivamente. Os feromônios de agregação masculinos dos percevejos podem ser importantes pistas para o parasitoide, o que consiste uma pré-adaptação ao uso de hospedeiros nativos. Atualmente, *T. pilipes* é observado buscando plantas hospedeiras do *koa bug* com frutos (sendo que *Nezara* não se alimenta dessa planta). A constatação de que a espécie usa químicos da planta (Vet & Dicke 1992) demonstra que um processo de

adaptação ocorreu, ou seja, as populações de *T. pilipes* são distintas de outras e podem até apresentar preferência pela espécie nativa.

Para *T. basalis*, no campo foi constatado parasitismo apenas em baixas altitudes, seja em ovos de percevejos nativos [0-50% de parasitismo sobre *koa bug*] ou de *N. viridula*. Portanto, um refúgio espacial existe nesse caso, o que permite a coexistência de *N. viridula* como os demais hospedeiros de *T. basalis*.

Em conclusão, não existe informações suficientes sobre as espécies de percevejos cujas populações declinaram desde a introdução dos IBCAs para controle de *N. viridula*. Mas sabe-se que eles estabeleceram populações sobre espécies nativas bem como sobre *N. viridula*. Essa gerou competição aparente entre seus hospedeiros, o que pode até levar a uma dinâmica de extinções locais. No caso de *koa bug*, foi constatado que há impactos nos níveis populacionais, em especial em baixas altitudes, mas que a existência de refúgio permite a permanência dessa espécie. A crítica que os autores fazem sobre trabalhos em retrospectiva, apontando como falha no próprio trabalho, é que na maior parte estes trabalhos são mais especulativos por não haver estudos a priori acompanhados de bons monitoramentos a posteriori.

3. *Microctonus* spp. contra brocas de forragem na Nova Zelândia

Dois parasitoides braconídeos (Hymenoptera, Braconidae, Euphorinae) foram introduzidos na Nova Zelândia para o controle da praga da broca da forragem. *Microctonus aethiopoides* foi lançado em 1982 contra *Sitona discoides* em alfafa (lucerna) e *Microctonus hyperodae* foi lançado em 1991 contra *Listronotus bonariensis* em pastagens. Este caso foi detalhadamente estudado por Barrat et al. (1997), sendo um trabalho pioneiro na tentativa de averiguar os impactos ambientais de espécies introduzidas e relacionar os resultados de campo com testes de amplitude hospedeira em laboratório (Barratt et al. 2000; Louda et al. 2003).

As duas espécies de parasitoides, apesar de congêneres, tiveram históricos de introdução e impactos resultantes bem distintos. Para *M. aethiopoides*, a liberação foi realizada com poucos testes, e acreditava-se que atacaria apenas espécies dos gêneros *Sitona* e *Hypera*. Por outro lado, *M. hyperodae* foi amplamente testado antes de ser liberado. Em condições de campo em sua área de distribuição nativa, na Patagônia Ocidental (Argentina), mostrou parasitar apenas o *L. bonariensis*, não parasitando três espécies do mesmo gênero, coexistentes. O estudo replicou e ampliou os testes de

laboratório para depois comparar com os resultados de parasitismo em campo. Em laboratório, *M. aethiopoides* atacou 12 de 13 espécies testadas, comparado com apenas 7 de 30 para *M. hyperodae*, mostrando maior amplitude de hospedeiros. Entre as espécies parasitadas, foi verificado que o parasitismo médio de *M. aethiopoides* foi 58% para hospedeiros não-alvo e 62% para o hospedeiro-alvo, enquanto que para *M. hyperodae*, esses mesmo valores foram 13% e 61%, respectivamente. Nos levantamentos em campo, *M. aethiopoides* atacou 16 de 48 espécies de curculionídeos amostrados (incluindo 4 gêneros nativos e 4 exóticos), enquanto *M. hyperodae* parasitou apenas 3 espécies. O parasitismo médio de *M. aethiopoides* sobre espécies não alvo em campo também foi maior do que *M. hyperodae* (23% vs 2%). Além disso *M. aethiopoides* foi capaz de se espalhar por mais locais, facilitando o parasitismo de organismos não alvo em áreas nativas, mesmo que nessas áreas o parasitismo tenha sido menor do que em áreas de ocorrência do hospedeiro-alvo (Louda et al., 2003; Barratt 2004).

Entre os impactos observados, as espécies introduzidas não se restringem ao habitat do hospedeiro, podendo dispersar e colonizar áreas nativas remotas e desestruturar uma comunidade nativa. Além disso, *M. aethiopoides* parasitou um IBCA de plantas daninhas, podendo prejudicar o programa de controle biológico.

Os resultados obtido nesse estudo são excepcionais, ao demonstrar a compatibilidade entre os resultados de testes de laboratórios com os impactos ambientais em campo. Caso *M. aethiopoides* tivesse sido propriamente testado, possivelmente não teria sido aprovado para liberação. Mais recentemente, em 2005, uma nova linhagem de *M. aethiopoides* foi submetida à avaliação de risco e aprovada para liberação condicional na Nova Zelândia (Gerard, 2005).

4. Parasitoides para controle de moscas-das-frutas (Tephritidae) no Havaí

As inúmeras introduções de diversas espécies de parasitoides para controle de moscas-das-frutas no Havaí, pragas invasoras importantes em frutíferas e também em café, oferecem exemplos diversos de tipos de impactos avaliados e de relevância nas avaliações de risco e benefício (Duan & Messing 2000a, van Driesche & Hoddle 2016).

Pelo menos oito espécies de parasitoides - *Diachasmimorpha longicaudata*, *Diachasmimorpha tryoni*, *Diachasmimorpha kraussii*, *Fopius caudatus*, *Fopius ceratitivorus*, *Fopius arisanus*, *Psytalia fletcheri* (Hymenoptera, Braconidae) e *Tetrastichus giffardianus*

(Hymenoptera, Eulophidae), foram estudadas quanto a possíveis impactos ambientais de sua introdução no Havaí para controle de tefritídeos pragas. A maior parte dessas espécies já foi introduzida, e seus impactos potenciais puderam ser também comparados a dados de campo. Os impactos serão discutidos em três categorias, conforme van Driesche & Hoddle (2016): impacto direto sobre espécies nativas, impacto direto sobre espécies de IBCA de plantas daninhas, e mudança de hospedeiro em resposta à competição.

Começando por impactos diretos sobre espécies nativas, as espécies introduzidas ou candidatas à introdução para controle de tefritídeos praga foram testadas quanto à seletividade e risco de impacto sobre tefritídeo galhador nativo do Havaí, *Trupanea dubautiae* (Diptera, Tephritidae), que ataca capítulos (flores) de *Dubautia raillardoides* (Asteraceae). Os estudos incluem tanto testes de laboratório, quanto levantamentos em campo (para espécies já introduzidas), sendo que nenhum deles constatou impacto sobre a espécie nativa. Duan & Messing (1997) constataram que *D. longicaudata* e *P. fletcheri* não atacam larvas de *T. dubautiae* em galhas, em testes de laboratório. Os mesmos autores (1998), constataram também que *T. giffardianus* não ataca esse tefritídeo em laboratório, nem em levantamento em campo em Kauai. Da mesma forma, *D. kraussi*, não ataca o galhador nativo (Duan et al. 1997). Wang et al. (2004) testaram três espécies de *Fopius*: *F. arisanus*, *F. caudatus* e *F. ceratitivorius*, as duas últimas ainda em quarentena, e verificaram que nenhuma delas ataca *T. dubautiae*.

Outro impacto bastante estudado, foi o de parasitoides introduzidos para controle de moscas-das-frutas sobre uma espécie de Tephritidae, introduzida para controle de plantas daninhas. Após a introdução de inúmeras espécies, incluindo *D. longicaudata*, *D. tryoni* e *Psytalia fletcheri*, foram investigados os possíveis impactos sobre *Eutreta xanthochaeta* (Diptera, Tephritidae). Essa espécie de mosca galhadora foi introduzida no Havaí para controle de lantana, uma planta daninha invasora. Das espécies estudadas, constatou-se que *D. longicaudata* e *P. fletcheri* tinham capacidade de parasitismo reduzida em larvas dentro de galhas intactas, e que apenas a primeira se desenvolvia em caso de parasitismo (Duan & Messing 1996). Já *D. tryoni* e *D. kraussi* mostraram capacidade de parasitismo não reduzido sobre as larvas de *E. xanthochaeta* (Duan et al. 2000, Duan & Messing 2000b). Apenas *D. longicaudata* foi observada em campo, com parasitismo de menos de 1% sobre *E. xanthochaeta*, em áreas onde o parasitismo sobre seu hospedeiro alvo, *Bactrocera dorsalis* (Diptera: Tephritidae) chegava à 37% (Duan et al. 1997).

Uma mudança de hospedeiro foi observada em *D. tryoni*. Em laboratório, este parasitoide foi observado atacando a mosca galhadora de lantana *Eutreta xanthochaeta* (Diptera, Tephritidae). No entanto, em campo o parasitoide não fora observado atacando este IBCA de plantas daninhas, até a introdução de *F. arisanus*, considerado um competidor superior sobre as espécies preferidas de moscas-das-frutas (pragas exóticas). Possivelmente devido à competição, *D. tryoni* passou a atacar a mosca galhadora de lantana, por ser um hospedeiro mais disponível na presença de *F. arisanus* (Messing & Wang 2009).

5. *Compsilura concinnata* contra a Mariposa-Cigana

A partir de 1905, a mosca taquinídea *Compsilura concinnata* (Diptera, Tachinidae), um parasitoide polífago de Lepidoptera, foi introduzida na América do Norte para combater a mariposa-cigana, *Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Erebidae, Lymantriinae), uma praga desfolhadora de florestas. Esta mariposa é univoltina, enquanto *C. concinnata* é multivoltina. Na época, já se conheciam mais de 50 espécies de hospedeiros para esse parasitoide (MacClaine 1916; Culver 1919), que fora introduzido em meio a outros parasitoides e predadores com o mesmo objetivo (Fuester et al. 2014). Apesar do conhecimento de que esse parasitoide dependia de espécies não alvo para completar várias gerações por ano e apesar da documentação inicial de ataques a insetos nativos, *C. concinnata* foi liberado repetidamente até 1986 (Louda et al. 2003).

A capacidade de *C. concinnata* de parasitar uma ampla variedade de espécies, incluindo mais de 200 spp. lepidópteros e himenópteros, ficou clara logo após a liberação inicial na Europa. *C. concinnata*, conhecido por ser polífago, gregário, multivoltino e altamente dispersivo, foi objeto de um longo estudo iniciado em 1915, com duração de 15 anos, pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, em que foi verificado que das 164 espécies de macrolepidópteros analisadas, 66,9% foram atacadas por *C. concinnata*. No mais, ela foi responsável pelo ataque das mariposas gigantes do bicho-da-seda (Saturniidae), levando três espécies a serem colocadas na lista de espécies ameaçadas em alguns estados dos Estados Unidos: *H. maia maia*, *Eacles imperialis*, *Anisota stigma*; além de outras duas espécies de *Citheronia* terem sido aparentemente extirpadas do nordeste dos Estados Unidos (Louda et al., 2003). Atualmente, graças à utilização de um fungo entomopatogênico, *Entomophaga maimaiga*, as populações da mariposa-cigana estão controladas e, onde o fungo está sendo

utilizado, também foram constatadas menores taxas de parasitismo do taquinídeo (Hajek & Tobin, 2011). Devido a esse novo controlador biológico, possivelmente o impacto de *C. coccinata* sobre espécies não alvo irá declinar nos EUA (van Driesche & Simberloff 2016).

6. *Cotesia flavipes* causando o desaparecimento de parasitoides nativos no Brasil e em Trinidad

As espécies do gênero *Diatraea* (Lepidoptera, Crambidae) são consideradas nativas das Américas, algumas constituindo pragas agrícolas, e possuem uma gama de parasitoides nativos. A introdução de *Cotesia flavipes* (Hymenoptera, Braconidae) causou competição por recursos (efeito indireto), reduzindo as populações nativas.

Em 1974, *C. flavipes* foi introduzido no nordeste do Brasil, onde se estabeleceu rapidamente em *Diatraea flavipennella* e *D. saccharalis*. No entanto, quando foi lançado no estado de São Paulo, quase não se estabeleceu, exigindo frequentes liberações suplementares para controlar a população de broca, além de importação de linhagens mais adaptadas a climas mais frios. Desde a introdução de *C. flavipes*, *Metagonistylum minense* e *Billaea claripalpis* tornaram-se escassos, ocorrendo apenas esporadicamente em coletas (Bennett, 1993). Infelizmente há poucos dados que suportem essa constatação de Bennett (1993), além de suas observações pessoais e de Botelho (1992).

A introdução de *C. flavipes* em Trinidad também causou deslocamento do principal parasitoide nativo de *Diatraea*, *Apanteles diatraea* (Hymenoptera, Braconidae). No entanto, esse é mais possivelmente um efeito localizado, já que em outras áreas de distribuição de *A. diatraea*, esta espécie ainda ocorre, podendo ser comum em algumas áreas (van Driesche & Hoddle 2016). Como Bennett (1993) conclui, a maior parte dos casos estudados de parasitoides nativos deslocados por IBCAs introduzidos são localizados e devem existir locais onde a coexistência de espécies nativas seja favorecida.

7. Coccinelidae - joaninhas predadoras generalistas [*Harmonia axyridis* e *Coccinella septempunctata*] e competição com espécies nativas

A joaninha asiática multicolorida, *Harmonia axyridis*, é um conhecido predador de pulgões nativos da Ásia. Numerosas liberações de *H. axyridis* como agente para controle biológico foram feitas na América do Norte desde 1916, sendo o primeiro estabelecimento de população datado em 1988 e posteriormente relatado em toda a América do Norte. Foi

liberada também na Europa e por volta de 2002 observada na América do Sul. Atualmente, os efeitos adversos de *H. axyridis* em insetos, seres humanos e culturas estão começando a ser identificados, como a substituição de espécies nativas por espécies exóticas de Coccinellidae (Koch 2003; Koch & Hutchinson 2006; Koch & Glavan 2008). Outro caso de grande repercussão é o da joaninha europeia *Coccinella septempunctata*, aplicada em liberações inundativas na América do Norte para o controle do pulgão do trigo, que substituiu inúmeras espécies nativas (Gordon & Vandenberg 1991; Elliott et al. 1996; Simberloff & Stiling 1996).

O deslocamento de inimigos naturais nativos pode resultar do estabelecimento de um inimigo natural exótico, como *H. axyridis* e *C. septempunctata*. Em Dakota do Sul, a abundância de *Coccinella transversoguttata richardsoni* e *Adalia bipunctata* diminuiu cerca de 20 vezes após o estabelecimento de um coccinélideo exótico, *C. septempunctata* (Elliott et al., 1996). Também estão surgindo evidências indicando efeitos adversos semelhantes de *H. axyridis* sobre Coccinellidae nativos. Durante um período de 13 anos, Brown & Miller (1998) monitoraram a abundância de várias espécies de Coccinellidae em pomares de maçã. A abundância de Coccinellidae nativos diminuiu após o estabelecimento e rápida ascensão dos exóticos, *C. septempunctata* e *H. axyridis*. Ataque a outras espécies de organismos e competição intraguilda foram reportadas principalmente contra insetos afidófagos (Koch, 2003).

8. Redes tróficas dominadas por IBCAs exóticos no Havaí

De fato, um estudo mais completo, relatando os impactos sobre a comunidade nativa mostra claramente que os parasitoides introduzidos como BCAs passaram a dominar as interações tróficas mediadas por lepidópteros nativos (Figura 7) (Henneman & Memmott 2001). Neste estudo, conduzido em área natural, baseado em plantas e herbívoros nativos, 83% das espécies de parasitoides obtidas foram de IBCAs introduzidos. O estudo demonstra claramente que houve alteração drástica nos processos ecológicos dessa comunidade, já que as redes apresentadas são dominadas por espécies exóticas, onde as espécies mais polífagas, e.g. *Meteorus laphygmae* e *Cotesia marginiventris* (Hymenoptera, Braconidae), são também as mais comuns. Levanta também a possibilidade de extinções, especialmente por competição aparente (ver adiante), mas também possíveis impactos no mesmo nível trófico, que pode ser inferido pela menor frequência e diversidade de parasitoides nativos.

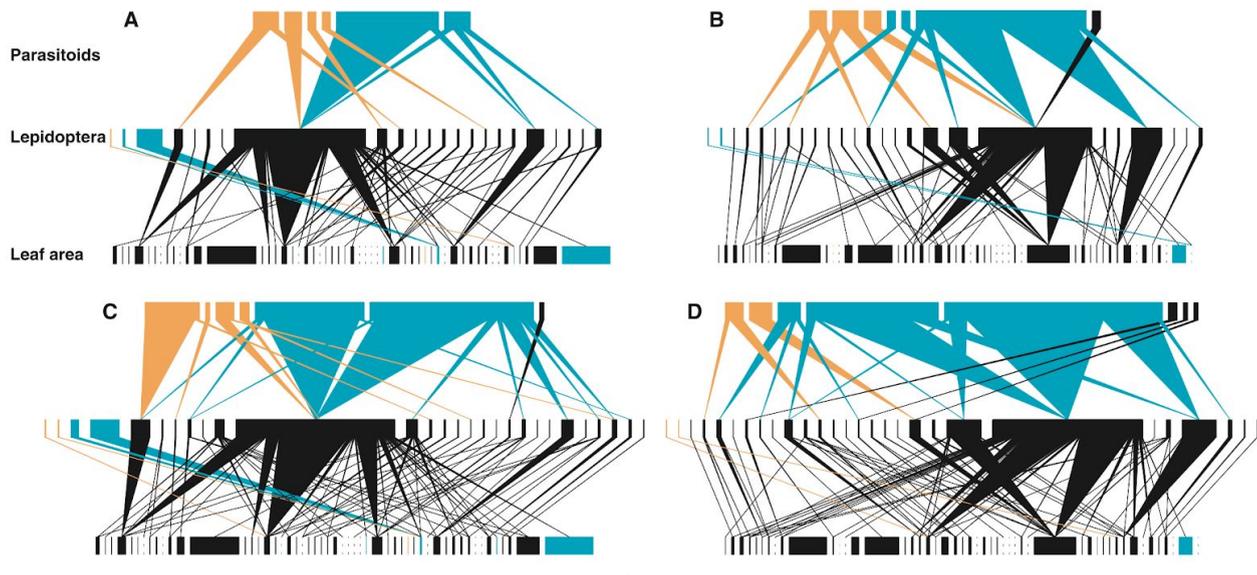


Figura 7. Rede tritrófica (planta-herbívoros-parasitoide) quantitativa (tamanho da barra é proporcional à frequência de ocorrência). As barras pretas representam espécies nativas, barras azuis e amarelas são espécies exóticas introduzidas e invasoras, respectivamente. Experimento realizado em Alakai Swamp, Havaí: (A) Ponto 1, 1999. (B) Ponto 2, 1999. (C) Ponto 1, 2000. (D) Ponto 2, 2000.

Um aspecto bastante interessante desse estudo, que também se observa em estudos de revisão (e.g. Louda et al 2003), é de que todos os IBCAs que estabeleceram populações sobre espécies nativas foram introduzidos em um período onde avaliações de risco não eram realizadas (nesse caso até 1945) e não havia preocupação com impactos ambientais. A importância maior dessa constatação seria a de validar os esforços em prol da implementação de regulação por meio de protocolos de avaliação de risco.

Entre as principais constatações extraídas de metaestudos, podemos afirmar que os riscos são reais e a porcentagem de casos estudados com algum tipo de impacto ambiental não é pequena ou negligenciável (em 9,5 a 26% dos casos, estudos averiguando efeitos populacionais sobre espécies não alvo constataram impacto em nível populacional relevante - Stiling & Simberloff 2000, Lynch & Thomas 2000). Alguns vieses também podem ser observados entre grupos defensores da prática do controle biológico [clássico] e dos ambientalistas. Além disso, é certo que o número de casos estudados é muito baixo e mesmo entre os estudos mais detalhados ainda não é possível ter a real dimensão dos impactos. Por outro lado, é inquestionável que a partir da adoção de medidas restritivas quanto ao uso de IBCAs generalistas, como os testes de especificidade e as regulações nacionais e internacionais, que incluem avaliações de risco, os casos de impactos ambientais graves tiveram redução significativa.

Concluindo, os riscos são inúmeros, complexos, e, em muitos casos, impossíveis de prever, no entanto, são atrelados a ataque direto a organismos não alvo em quase sua totalidade, nos casos estudados para IBCAs de pragas de plantas (apesar de alguns exemplos de impactos, não envolvendo ataque direto a algum organismo não alvo, já terem sido constatados, e.g. impactos indiretos por 'modificação na interação' e 'enriquecimento' ao servir de presa para um predador nativo).

Dessa forma, fica evidente que a introdução de um IBCA exótico deve a princípio objetivar o controle de uma praga também exótica e que a sua amplitude hospedeira terá grande relação com o risco inerente. Outras características, como a capacidade de dispersão, potencializam o risco, já que aumentam a chance de encontro e colonização de novos ambientes, fora do local onde o alvo se encontra.

Por fim, a possibilidade de estabelecimento eleva ainda mais o risco, o que pode ser difícil ponderar, já que é uma característica desejável [no controle biológico clássico], e que aumenta os benefícios de uma introdução (ver adiante). Mas, mesmo sobre espécies não alvo não preferidas pelo IBCA e onde o desenvolvimento seja prejudicado, impactos relativamente altos [até mesmo extinção local] podem ser previstos por modelagem matemática, mesmo com baixos índices de parasitismo (Lynch et al. 2002). Tais efeitos, chamados de impactos transientes, podem ser importantes mesmo em espécies que não se estabeleçam, e portanto sejam utilizadas em controle biológico inundativo. Além disso, modelos como este corroboram a idéia de que o uso de porcentagem de parasitismo abaixo de 32-40% (retirado de Hawkins & Cornell 1994) como um número seguro para fins de análise de impactos ambientais sobre espécies não alvo, podem estar subestimando os impactos.

b. RISCOS E BENEFÍCIOS

Discussão sobre riscos e os benefícios decorrentes da introdução de invertebrados exóticos para atuarem como agentes de controle biológico.

Na seção anterior detalhamos os riscos e impactos ambientais causados por importação e liberação de IBCAs exóticos, em especial para fins de controle de pragas e doenças de plantas⁶. Os riscos e exemplos de impactos ambientais discutidos acima são retirados de casos onde, na maior parte, os benefícios do programa de controle biológico foram inferiores aos impactos negativos da importação de um IBCA exótico. Ou seja, é possível que estes programas não fossem implementados com as informações disponíveis atualmente. Isso significa dizer que, mesmo com os potenciais benefícios do projeto, os riscos seriam inaceitáveis.

Nesta seção, saímos do âmbito dos impactos ambientais, essencialmente ecológicos, e entramos em uma discussão mais abrangente sobre os benefícios e riscos. Ou seja, para além dos impactos ambientais (como definido no início do documento), também é necessário considerar qualquer tipo de impacto decorrente da importação e liberação de um IBCA exótico, dos quais podemos destacar os impactos econômicos, sociais e para a saúde humana. Todos estes aspectos, incluindo o ambiental, podem ser positivamente ou negativamente afetados e são relacionados em maior ou menor grau. Por exemplo, o risco de sucesso do programa é em essência determinado por fatores ecológicos, mas medido também por fatores econômicos. O menor uso de agrotóxicos é um impacto que pode ser esperado em programas de controle biológico, e pode ter efeitos positivos para a saúde humana e do meio ambiente, para o manejo de resistência, para o bem estar social dos trabalhadores do campo e dos consumidores, etc.

Os inúmeros casos de sucesso alimentaram por muito tempo a ideia de que controle biológico seria a grande alternativa ao controle químico, eficaz, barata e ambientalmente segura. Ainda é possível que estas qualidades se apliquem, para tanto dependem do desenvolvimento teórico que dê embasamento a protocolos de análises de risco eficazes. Apesar de inúmeras críticas aos riscos e dos exemplos de impactos irreversíveis (e.g., Secord & Kareiva 1996; Strand & Obrycki 1996; Onstad & McManus

⁶ Importante salientar que não há controle voltado para doenças de plantas, apenas em casos onde o invertebrado é o vetor, nesse caso o controle de doenças é indireto e consequência do controle do vetor (praga), e nos casos onde o causador da doença é um nematoide parasita.

1996; McEvoy 1996; Simberloff & Stiling 1996; Follett & Duan 2000; Lynch & Thomas 2000), existem em bom número também os casos de sucesso, onde pragas severas tenham sido permanentemente controladas, com baixo custo inicial de investimento em pesquisa e implementação (e.g. DeBach & Rosen 1974; Caltagirone 1981; van Driesche & Bellows 1996; van Driesche & Hoddle 2000). Podemos partir do pressuposto que qualquer projeto de pesquisa para implementação de controle biológico é iniciada onde existam boas chances para obtenção de benefícios ambientais e/ou econômicos (Follett et al. 2000a).

Como explicitado na legislação neozelandesa (ver produto 1 dessa consultoria), um pedido de importação e liberação de organismo novo, onde há efeitos adversos inerentes, entre eles a possibilidade de estabelecimento de populações e autoperpetuação, uma aprovação depende dos riscos serem considerados mínimos, ou dos benefícios serem maiores que os riscos.

São citados como benefícios principais do controle biológico de pragas pela introdução de agentes exóticos (Louda et al. 2003):

- Redução de danos e prejuízos (aumento da produção).
- Redução do uso de outros meios de controle - conseqüente redução de gastos e impactos destes meios (para saúde humana, de produtores e consumidores, e ambiental).
- Redução no risco de evolução de resistência.
- Maior especificidade à praga (=menos desequilíbrios nos ecossistemas)
- Razão benefício/custo extremamente alta (em casos de sucesso)
- Em casos de controle clássico, onde a espécie se estabelece: controle permanente e sem custos adicionais após o estabelecimento - a espécie mantém controle e se dispersa sem auxílio (mas também é um evento irreversível)
- Em controle inundativo - partindo do pressuposto que a espécie não se estabelece (o que pode ser útil em culturas efêmeras - maioria das grandes culturas) é uma solução mais cara e seus riscos são menores e reversíveis.

Tanto os riscos, quanto os benefícios podem e devem ser considerados para a economia e meio ambiente, sendo necessário em alguns casos, realizar a valoração econômica dos riscos e benefícios ambientais. Mais recentemente, há um movimento maior de pesquisa e regulação voltados para a integração entre o conservacionismo e o

controle biológico, exemplificado por publicações recentes como o livro de 2016, intitulado “*Integrating Biological Control into Conservation Practice*” (van Driesche et al. 2016), e o sumário para legisladores, preparada para a Conferência das Partes (COP) da Convenção sobre Diversidade Biológica, intitulado “*The application of classical biological control for the management of established invasive alien species causing environmental impacts*” (ISSG 2018). Dessa forma, se vê com boa perspectiva os benefícios ambientais da utilização de controle biológico clássico, para além dos benefícios já consagrados dessa modalidade. Como explicitado nas publicações de ISSG (2018) e van Driesche et al. (2016), o controle biológico clássico é visto atualmente como o principal e mais viável método para controle de pragas ambientais invasoras.

Os riscos de estabelecimento e dispersão tornam os efeitos adversos permanentes e irreversíveis, progressivos e quase sempre imprevisíveis. Quanto mais tempo um agente persiste no ambiente, e maior sua distribuição geográfica, após sua introdução, maiores as chances de ‘deriva’ a novos hospedeiros e habitats (Louda et al. 1997). O estabelecimento do IBCA aumenta severamente o grau de risco, pelo seu caráter irreversível (Follett et al. 2000a), com os piores cenários sendo aqueles onde o IBCA mantém população sobre um hospedeiro não alvo, nativo, e sua população aumenta drasticamente pela disponibilidade do alvo e de uma espécie não alvo. No entanto, tais riscos são justamente o que torna o controle biológico clássico uma prática mais benéfica (quando bem sucedida) (Van Lenteren et al. 2003), por estabelecer uma nova dinâmica na população da praga com a introdução de um inimigo natural, onde uma mantém a outra abaixo dos níveis de dano.

Estabelecimento portanto é desejável e benéfico na perspectiva do controle biológico clássico, seja de pragas de plantas cultivadas como de plantas nativas, tornando a relação custo/benefício a mais favorável. Isso é ocasionado pois, uma vez estabelecidas, populações de IBCAs irão dispersar e manter as populações de pragas em níveis abaixo do nível de dano, sem que exista a necessidade de nenhum tipo de trabalho ou investimento adicional, e no caso de programas de conservação, um retorno permanente à condições mais próximas àquelas encontradas antes da invasão (van Driesche & Hoddle 2000). A relação benefício:custo em áreas agrícolas e urbanas pode superar 145:1, ainda considerando que na maior parte destas estimativas os valores são conservativos e os benefícios continuam se acumulando ao longo dos anos (Norgaard, 1988; Pickett et al., 1996; Jetter et al., 1997). Mesmo incluindo programas malsucedidos

nas estimativas, os projetos financiados pelo Australian Centre for International Agricultural Research obtiveram em média uma relação benefício:custo de 13,4:1, onde apenas 40% dos projetos foram bem sucedidos (Lubulwa and McMeniman, 1998). Os benefícios, além dos listados acima podem incluir valorização da terra e do próprio produto. Outros custos e benefícios, em especial os sociais e culturais, geralmente não são valorados economicamente, mas sua importância não deve ser negligenciada. A menor dependência em químicos, que melhora não só a saúde como as condições gerais de trabalho de produtores e a segurança de consumidores por exemplo. A redução de poluição ambiental também tem grande relevância. De modo geral, os programas de conservação baseados em controle biológico clássico podem ser economicamente valorados pelo incremento no valor da terra, redução de custos com outros métodos de controle e melhora na qualidade do habitat (van Driesche et al. 2016).

Podemos concluir que a discussão entre riscos e benefícios tem no estabelecimento de populações de IBCA, e o possível sucesso de programas de controle biológico clássico, como pontos centrais, os quais podem, até certo ponto serem discutidos em termos da razão benefício:custo. Os riscos de fracasso e de impactos ambientais também são bastante relacionados, e deverão orientar a busca por IBCAs eficientes e de baixo risco (De Clercq et al. 2011).

Como discutido no produto 2 (Shimbori 2020), o estabelecimento de uma espécie introduzida pode ser estudado e algumas características biológicas do agente, em combinação com características ambientais, aumentam a chance de estabelecimento. Os protocolos de liberação também irão influenciar as chances de estabelecimento e devem seguir estudos estatísticos e modelos adequados (e.g. Memmott et al. 1996; Shea & Possingham 2000). Contudo, falhas no estabelecimento não são raras, o que pode transformar uma tentativa de implementação de um programa de controle biológico clássico em um programa de controle biológico inundativo, que depende de criação massal. É importante lembrar que as maiores chances de estabelecimento são relacionadas a ecossistemas mais estáveis (plantações perenes como pomares e florestas) e a existência de 1) grande sincronidade entre o IBCA e o alvo, ou 2) hospedeiros alternativos. Considerando-se que os riscos aumentam tanto com a maior chance de estabelecimento de populações, quanto com o maior número de hospedeiros alternativos potenciais (não alvo), podemos concluir que em geral as tentativas de controle biológico clássico bem sucedidas (com estabelecimento e sem grandes impactos

ambientais) serão mais comuns em controle de pragas em frutíferas e florestais, além de pragas ambientais invasoras. Os casos que podem ser bem sucedidos para agroecossistemas efêmeros seriam aqueles onde o IBCA tem alta sincronicidade com o hospedeiro, bem como alta capacidade de dispersão para novos ambientes e de localização de hospedeiros.

A partir do estabelecimento, e com conhecimento sobre a amplitude hospedeira é necessário ainda considerar outros fatores que influenciam os riscos, como exemplificado na primeira seção deste documento. Follett et al. (2000a) sintetiza os fatores principais que aumentam o risco de introduções de IBCAs como sendo 1) a instabilidade populacional e falta de refúgio para espécies não alvo vulneráveis, 2) associações documentadas sobre espécies não alvo relacionadas na área de distribuição nativa do IBCA, 3) parâmetros de tabela de vida relativos, que favorecem fortemente a reprodução do IBCA sobre potenciais hospedeiros não alvo, e 4) proximidade no tempo e espaço de espécies alvo e não alvo. Já os fatores que podem reduzir as estimativas de potenciais benefícios incluem, 1) distribuição limitada da espécie-alvo (tanto geograficamente quanto da planta hospedeira) em relação à potenciais espécies não alvo, 2) limiar de dano alto para a espécie-alvo (controle demanda redução populacional da praga para níveis muito baixos), e 3) baixa importância dos danos causados pela espécie praga (i.e. outras espécies podem causar os mesmos danos caso a espécie-alvo seja controlada).

Considerando possíveis cenários, existem casos onde é possível prever com alto grau de certeza sobre os impactos ambientais e tomá-los como aceitáveis, onde existe bom conhecimento da filogenia, ecologia e biologia de um IBCA. Follett et al. (2000a) dá o exemplo de parasitoides da subfamília Aphidiinae (Hymenoptera, Braconidae), bem estudados pelo mundo e que parasitam exclusivamente pulgões (Aphididae). Como não há pulgões endêmicos no Havaí, a importação e liberação destes parasitoides lá pode ser considerada perfeitamente segura para a fauna nativa. Nesse caso, mesmo que os benefícios sejam baixos ou apenas locais, uma avaliação de risco pode aprovar a introdução pela ausência de riscos.

Por outro lado, um exemplo de projeto com risco inaceitável pode envolver a introdução de um parasitoide de ovos generalista para controle de um lepidóptero praga, em uma área onde espécies raras e ameaçadas de Lepidoptera, filogeneticamente próximas do alvo, habitem áreas naturais próximas aos agroecossistemas habitados pela espécie-alvo. Mesmo com potencial benefício econômico, a decisão de não permitir a

liberação deste IBCA seria óbvia. Neste cenário, mesmo um IBCA altamente especializado (i.e. monófago) possivelmente teria dificuldades em ser aprovado para liberação.

Os dois exemplos acima são extremos. A grande maioria dos projetos de controle biológico, no entanto, se enquadram em uma categoria intermediária, onde riscos e benefícios são mais balanceados ou tão desconhecidos que requerem meios menos objetivos para o processo de tomada de decisão (Follett et al. 2000a). O exemplo da introdução de parasitoides para controle de moscas-das-frutas (Diptera, Tephritidae) ilustra esse ponto, pois os potenciais benefícios são relevantes devido à importância econômica da produção de frutas no Havaí. Ao mesmo tempo, existe preocupação sobre efeitos em espécies de tefritídeos nativos, bem como sobre uma espécie exótica introduzida para controle de *Lantana camara*. Um aspecto interessante deste exemplo é que analisadas individualmente as espécies de parasitoides tiveram comportamento previsível em campo, comparado aos testes em laboratório. No entanto com mais espécies sendo introduzidas, a interação entre espécies de IBCAs gerou impactos ambientais novos e não esperados (Wang et al. 2004; van Driesche & Hoddle 2016).

É possível concluir que os benefícios ocasionados por um programa de controle biológico bem sucedido são incontestáveis, e por essa razão fazem valer os esforços em sua continuidade, especialmente aqueles voltados a minimizar os riscos inerentes à prática de introdução de espécies exóticas em um novo ambiente, mas também à busca por critérios e bases teóricas que permitam a seleção de IBCAs mais eficientes, aumentando as chances de sucesso dos projetos. Percebemos também que há confluência entre as medidas de sucesso e a minimização de riscos, e que estas são mediadas pelo processo de estabelecimento de populações do IBCA sobre a espécie-alvo (praga) e sobre espécies não alvo (nativas ou outros IBCAs). A partir dos exemplos, também é evidente que a princípio apenas se deve considerar a importação e liberação de um IBCA exótico para o controle de uma praga também exótica (o caso de *C. flavipes* demonstra a inadequação do uso de agente exótico em espécie nativa, com impactos sobre outras hospedeiras não alvo e sobre a comunidade de inimigos naturais nativos).

Um ponto a ser debatido, e que até o momento parece ser a favor da utilização de IBCAs exóticos, é a possibilidade (recomendada em algumas normas internacionais) de utilização de agentes nativos sobre pragas exóticas. Considerando que a adaptação de um IBCA nativo sobre uma espécie exótica aumente consideravelmente a sua população,

bem acima do que se encontra normalmente, o risco de impacto sobre espécies nativas (preferidas) por meio de competição aparente com a praga parecem bastante elevados. Se utilizarmos uma lógica reversa, a inadequação de uso de IBCA nativo sobre praga exótica fica evidente: se o risco de introdução é o estabelecimento sobre uma população nativa, causando impacto sobre sua população, o uso de uma espécie de IBCA nativo implica necessariamente que este possui hospedeiros nativos (que passariam a ser considerados organismos não alvo). Portanto, todos os riscos envolvidos na introdução de um IBCA exótico passam a ser riscos na utilização de um IBCA nativo. Tal fenômeno já é possivelmente um fator de grande relevância em perda de diversidade, especialmente de artrópodes, pela adaptação de predadores generalistas em ambientes agrícolas, disseminando os impactos da simplificação do ecossistema para fora dos agroecossistemas.

c. CRITÉRIOS DE VALIDAÇÃO DE FONTES

Estabelecimento de critérios para validação das fontes de informação a serem utilizadas na avaliação dos riscos da introdução dos invertebrados.

Não existem critérios para validação de fontes, nem mesmo nos países onde há regulação em vigor. Em geral, os países deixam o levantamento de dados e preparação de dossiês nas mãos do requerente, e cabe aos comitês científicos ou técnicos avaliar as informações. Talvez por essa razão a validação das fontes seja importante, já que o interessado também é quem faz o levantamento. Portanto, um dos primeiros pontos a se considerar é a necessidade de declaração, por parte do requerente, da existência de conflito de interesse. Assim, é possível que se abra precedente para um questionamento maior da validade dos dados apresentados.

Grosso modo, podemos dividir as fontes de informação em dois tipos: fontes bibliográficas em geral, e dados originais (não publicados), como os de testes de laboratório para averiguação da amplitude hospedeira ou mesmo informações levantadas de coleções e museus.

Dados de bibliografia publicada

Caso sejam citadas fontes, estas podem ser consideradas válidas em se tratando de material publicado em revistas científicas reconhecidas (peer-reviewed papers). Em geral, material bibliográfico é considerado válido quando publicado em seriados indexados, como revistas, livros ou relatórios técnicos que possua um ISSN (International Standard Serial Number). No entanto, mesmo as publicações com ISSN, podem não ser peer-reviewed, portanto outras formas de validar dados de literatura devem ser consideradas.

Além disso, existe a questão da validação taxonômica, já mencionada no Documento 2. É recorrente na literatura a repetição de erros de identificação. Portanto, registros de ocorrência e associações hospedeiro-parasitoide são dados que requerem maior cuidado. Caso não exista validação taxonômica nas publicações e não exista material *voucher* para confirmação, os dados devem ser considerados inválidos.

Em última instância, cabe ao comitê científico, e outros comitês avaliadores, bem como aos interessados, quando a estes for dado acesso aos arquivos do processo, que analisem os dados informados, e decidam sobre sua validade, assim como num processo de revisão de artigos científicos ou qualquer tipo de documento embasado em dados experimentais e revisões bibliográficas. Por exemplo, é comum no meio científico omitir, numa discussão, as publicações que refutam ou não corroboram com os resultados ou mesmo com as idéias do autor. Da mesma forma, enfatizar aqueles que o fazem. A identificação destes e demais problemas que tornam o texto tendencioso são feitas caso a caso e dependem de avaliação por revisores qualificados.

Dados inéditos

No caso de dados levantados especificamente para o processo, e que não tenham sido devidamente revisados e publicados em seriado indexado, existe ainda a possibilidade de falta de precisão na obtenção e análise dos dados obtidos e má fé. Apesar de incomum na ciência, a manipulação de dados para suporte de hipóteses existe, e no caso de artrópodes foi recentemente escancarada em uma série de trabalhos influentes, que foram ou estão em processo de retratação (Viglione 2020, Pennisi 2020). Para tanto, ter acesso aos dados brutos (raw data) dos experimentos é muito importante e deve ser uma exigência em requerimentos de liberação de IBCAs.

Entretanto, é importante salientar que este escândalo para a pesquisa foi apenas descoberto depois de anos de publicações na revistas mais influentes do mundo, que renderam ao autor das fraudes posições em universidades de prestígio tanto nos EUA como no Canadá, além de apoios financeiros dos mais concorridos no mundo. Se seus próprios co-autores, renomados na área de pesquisa, avaliadores de revistas, comitês científicos e universitários diversos foram enganados por tanto tempo neste caso, que é um caso excepcional, não seria impossível que o mesmo ocorresse durante uma avaliação de risco para introdução de um IBCA. O artigo de Kate Laskowski (2020), primeira pessoa a retratar um artigo devido à inconsistência dos dados, intitulado 'o que fazer quando você não confia mais nos seus dados' explica detalhadamente o processo da autora em revisar os dados brutos e concluir que foram fabricados para comprovar hipóteses.

Outro ponto a ser considerado são as entidades e/ou pesquisadores que possivelmente estariam envolvidos na pesquisa relacionada ao levantamento dos dados. Existem países onde a pesquisa pode ser realizada por empresas especializadas, as quais são contratadas para preparação de dossiês. Noutros, como o Brasil, a pesquisa é quase exclusiva de órgãos públicos, em especial as universidades e os institutos agronômicos (e.g. Embrapa, IB, IAC etc). A princípio, a menor vinculação com empresas interessadas poderia implicar maior imparcialidade. No entanto, é esperado que interessados financiem tais projetos, como no exemplo dado a seguir, da indústria pastoril neozelandesa. Há uma intensa discussão sobre os meandros da colaboração indústria-academia (e.g. Sannö et al. 2019), a qual vem ganhando cada vez mais espaço pelo reconhecimento, de ambas as partes, da interdependência de suas atividades (e.g. Lutchen 2018; Gersdorf et al. 2019). O entendimento geral é de que essas parcerias tendem a ser benéficas e que problemas relacionados a conflito de interesses são menores do que se costuma acreditar (Gersdorf et al. 2019). Podemos citar, como um exemplo recente e pertinente, o lançamento do centro de pesquisa avançada em controle biológico, o Sparcbio, liderado pelo professor José Roberto Postalí Parra, com sede na ESALQ/USP, e financiada em parte pela Koppert Brasil (<http://www.sparcbio.com.br>). Como foi possível constatar em visita à filial brasileira da maior empresa do mundo em controle biológico, as questões ambientais, geralmente mencionadas como ponto positivo dos programas de controle biológico, são também consideradas empecilhos quando prejudicam o portfólio de uma empresa. Como é evidente a dicotomia entre exploração e conservação da biodiversidade, a qual se encontra no centro de toda a discussão sobre importação e liberação de IBCAs, haveria a necessidade de alerta onde os benefícios econômicos são elevados e restritos a um grupo de interessados. Em especial, no caso de serem estes os financiadores dos projetos de pesquisa, independente da idoneidade dos interessados e pesquisadores.

Os locais onde os testes laboratoriais, em confinamento, serão conduzidos, são relevantes nesta discussão, já que estes deverão ser de alguma forma credenciados para essa finalidade. A necessidade de infraestrutura adequada e mão de obra qualificada deve limitar consideravelmente o número de laboratórios habilitados a esse tipo de análises. Dessa forma o controle sobre a obtenção dos dados seria facilitado, da mesma forma que existe a possibilidade de monopolização de uma linha de pesquisa, o que pode ser danoso para o seu avanço.

Conclusões

Submeter os requerimentos a escrutínio público é um excelente método, não apenas de validar o rigor e a exatidão dos dados apresentados, mas de validar o próprio processo de avaliação de risco e potencial aprovação de liberação de um organismo. Não é por acaso que requerimentos sobre organismos mais controversos, cujos riscos sejam mais elevados ou de maior preocupação, ou mesmo aqueles cujos benefícios possam atingir um grande número de pessoas, sejam necessariamente publicados e abertos à opinião da sociedade em geral em países com legislação avançada como a Nova Zelândia. Nesses casos, necessariamente qualquer parte interessada, sejam movimentos sociais, organizações de setores produtivos, etc, devem ser notificados e acionados a emitir opinião caso desejem.

Portanto, a melhor estratégia é compor um comitê avaliador independente, capacitado em todas as áreas do conhecimento envolvido nos requerimentos, como ecologia, taxonomia, controle biológico, manejo integrado de pragas, economia, conservação, etc. Da mesma forma, é comum e potencialmente benéfico envolver mais de uma autoridade nacional, ou instâncias, na avaliação dos requerimentos, essencialmente, o Ministério da Agricultura e o Ministério do Meio Ambiente. Isso é importante pois a opinião dos comitês influencia os tomadores de decisão, mas a decisão final é dada pela autoridade. Além dos comitês, os pedidos de avaliação por membros externos, bem como por representantes de setores interessados da sociedade, aumentam a validade das decisões e minimizam a possibilidade de decisões pautadas em dados imprecisos.

Ter os dados brutos publicados em revistas especializadas, ou fornecidos como anexos ao requerimento é essencial como forma de validar as informações. A partir destes é possível verificar os resultados como foram obtidos, refazer análises estatísticas e até mesmo identificar padrões anômalos (como as repetições dos dados de comportamento de aranhas). Em casos mais sensíveis, onde há conflito de interesse ou riscos-benefícios elevados, pode ser necessária uma replicação dos experimentos por entidade idônea.

Critérios

Com isso podemos estabelecer seis critérios principais a serem respeitados para que a validade das informações em avaliações de risco sejam confirmadas:

1. Consideram-se válidos trabalhos publicados em periódicos indexados (artigos 'peer reviewed'), relatórios técnicos, livros e outras publicações com ISSN; contanto que exista suficiente informação para confirmar a identidade taxonômica das espécies (ou classificações supra e sub-específicas).
2. A apresentação de planilhas de dados brutos, quando relacionados a informações importantes, como testes de amplitude hospedeira, juntamente com as respectivas publicações (caso não sejam dados inéditos, não publicados), são obrigatórias para validação das informações apresentadas.
3. Qualquer conflito de interesse deve ser obrigatoriamente declarado, sob pena de cancelamento do processo (e outras possíveis penas cabíveis, como inelegibilidade para futuros requerimentos).
4. Tornar pública toda a informação fornecida, exceto quando haja algum tipo de segredo industrial, sempre que houver amplo interesse da sociedade; os requerimentos devem ser enviados para representantes de qualquer setor que se julgue interessado no processo.
5. Finalmente, todo o processo deve ser avaliado por técnicos e pesquisadores das diferentes áreas do conhecimento, a fim de que a correção, abrangência e validade dos dados informados seja confirmada; para tanto a formação de um ou mais comitês científicos/técnicos é fundamental.
6. Em último caso, quando os dados sejam sensíveis à tomada de decisão e não se consiga determinar a sua validade, os experimentos devem ser replicados para confirmação dos resultados apresentados; essa determinação deve ser feita pelos comitês científicos/técnicos.

d. RISCOS ACEITÁVEIS

Discussão acerca dos riscos aceitáveis quando da introdução de invertebrados no ambiente e estabelecimento de critérios que permitam concluir a impossibilidade de se determinar os riscos da introdução.

Como comentado em seção anterior, a partir do exemplo da introdução de um grupo de parasitoides de pulgões no Havaí, este seria um programa cujo risco é perfeitamente aceitável, por não existirem pulgões nativos daquele arquipélago. Nesse caso, os Aphidiinae (Hymenoptera, Braconidae) são amplamente estudados e não existe registro de parasitismo em outros grupos. Portanto, apesar de ser um grupo com especificidade em nível de família, o risco é extremamente baixo, já que o grupo se especializou no parasitismo de pulgões há milhões de anos (e.g. Quicke 2014) e as chances de adaptar-se a um hospedeiro nativo seriam extremamente baixas. Este é um exemplo ideal de risco aceitável, porém, na grande maioria dos projetos de controle biológico os riscos e benefícios são mais ou menos balanceados ou tão desconhecidos que requerem meios menos objetivos para o processo de tomada de decisão (Follett et al. 2000). Portanto na maior parte dos casos não é evidente se os riscos são ou não aceitáveis, e a tomada de decisão não é um processo simples nem estritamente técnico. Nos casos onde a incerteza é muito alta, existe também alto grau de subjetividade na avaliação de risco, dependendo, entre outras coisas, da opinião da sociedade sobre o valor do meio ambiente.

Seria possível determinar certo grau de especificidade (amplitude hospedeira) como sendo automaticamente aceitável. Por exemplo, um parasitoide que em sua área nativa de distribuição nunca foi registrado sobre nenhum outro hospedeiro, a não ser sobre a espécie-alvo, e que apresentou os mesmos resultados em testes de laboratório, com espécies nativas da área onde será introduzido, pode ser considerado seguro. Isso porque tanto o risco de atacar hospedeiros não alvo, pelo resultado dos testes de amplitude hospedeira, quanto o risco de se adaptar, pelo seu comportamento na sua área nativa, são baixos. Da mesma forma, como no exemplo citado acima, um grupo de parasitoides adaptado a utilizar apenas uma família como hospedeira pode ser considerado seguro, caso essa família não ocorra (“naturalmente”) na região onde será

introduzido o IBCA [esta regra é teoricamente válida para qualquer nível taxonômico. Existe a tendência dos programas de controle biológico clássico de utilizar cada vez mais espécies especialistas, sendo a maioria oligófagas, atacando um número de espécies dentro de um mesmo gênero (van Driesche & Hoddle, 2016 - Figura 8). Esta tendência não significa necessariamente que IBCAs com tal amplitude hospedeira sejam seguros, nem que aqueles com amplitude maior não sejam. Mesmo assim, mostram quais características mais desejáveis (que passam pelo crivo das avaliações de risco) de um IBCA em tempos de maior rigor para a sua importação e liberação (e também a baixa ocorrência de parasitoides monófagos).

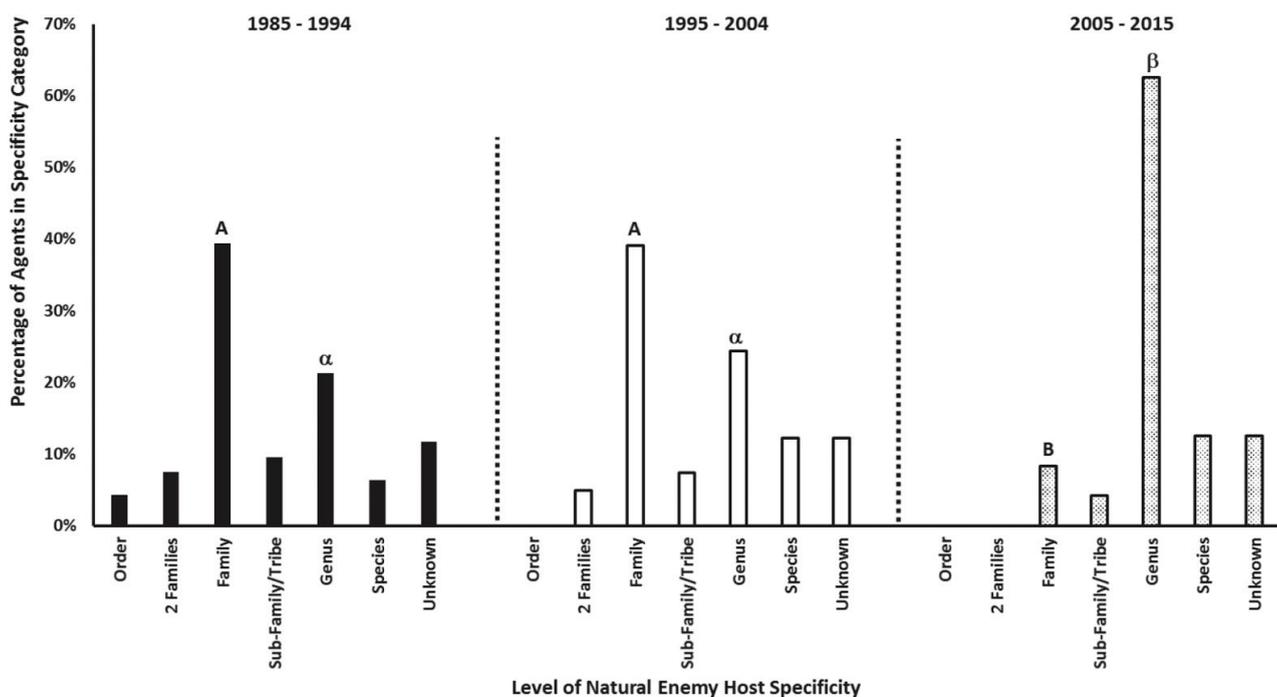


Figura 8. Índice de especificidade hospedeira para parasitoides introduzidos em três décadas para controle biológico de artrópodes, mostrando o maior uso de agentes especialistas na terceira década (2005-2015).

Num primeiro momento de uma avaliação de risco, alguns riscos podem ser rapidamente considerados “negligenciáveis”, como é o termo usado nas avaliações neozelandesas por exemplo. Tais riscos são assim considerados, por 1) terem impacto mínimo e 2) terem baixa probabilidade de ocorrer (veja tabela 3 para mais detalhes). Ao serem incluídos na categoria de ‘negligenciáveis’, não são considerados na avaliação de risco, tornando o processo mais enxuto e focado nos impactos minimamente relevantes. Mas tal categorização não possui um critério rígido, devendo ser avaliada caso a caso,

respeitando as idiosincrasias das entidades e de seus processos. Por exemplo, a porcentagem de parasitismo, muito usada como uma estimativa do impacto sobre uma população, pode ser aceitável em diferentes magnitudes dependendo do hospedeiro ser uma espécie comum ou rara e ameaçada. Ademais, o impacto de uma mesma magnitude em situações diferentes (como por exemplo a altitude - que afeta a reprodução por retardar os ciclos), pode ser muito variável sobre populações, até mesmo para populações de uma mesma espécie.

Por outro lado, a probabilidade de ocorrência de um ataque, ou mesmo estabelecimento, sobre populações não alvo, depende de um bom conhecimento das distribuições espaciais e temporais destas, aliado a uma modelagem precisa da dispersão provável do IBCA a ser introduzido no novo ambiente. Para invertebrados em geral, a primeira informação raramente está disponível. Isso porque a probabilidade de ocorrência é relacionada à maior ou menor chance de encontro entre o IBCA e as espécies não alvo tidas como potenciais hospedeiros alternativos.

Ainda, soma-se ao aumento do risco, o grau de incerteza sobre as previsões. Como comentado acima, não existem informações suficientes sobre a distribuição espacial de uma espécie ou sobre sua fenologia na maioria dos casos. O grau de incerteza diminui com o maior conhecimento da biodiversidade, bem como de informações básicas sobre biologia e comportamento. Mesmo em países com conhecimento sobre a biodiversidade muito mais avançado [como no caso da Nova Zelândia, onde estima-se que 50% das espécies de insetos são conhecidas], o problema do impedimento taxonômico é citado como um entrave à maior previsibilidade das avaliações de risco (Barratt et al. 2000 - livro). Esse entrave num país megadiverso como o Brasil deverá ser considerável, determinando o destino de muitos projetos de controle biológico que dependem da introdução de IBCAs.

Como no exemplo dos parasitoides de Curculionidae pragas de plantas forrageiras na Nova Zelândia, uma espécie, *M. hyperodae*, apresentou sempre baixas porcentagens de parasitismo em laboratório e amplitude hospedeira estreita (Goldson et al. 1992, Barratt et al. 1997). Em campo a porcentagem de parasitismo e também no número de hospedeiros não alvo foi ainda menor, sendo que nenhum destes era espécie rara ou ameaçada. Além disso, sua distribuição fora dos campos de ocorrência da espécie-alvo, foi bastante restrita (Barratt 2004). Possivelmente, neste exemplo, os riscos deste parasitoide sobre espécies não alvo seriam considerados aceitáveis por serem de baixa

magnitude e baixa probabilidade de ocorrência, ao contrário de seu congênere, *M. arthropoides*.

Todos os riscos negligenciáveis seriam considerados portanto riscos aceitáveis, de forma mais ou menos independente do contexto. Acima disso, qualquer risco pode ser considerado não aceitável e deve passar por uma avaliação de risco detalhada. Por exemplo, quando a magnitude do impacto é relativamente alta, e/ou a probabilidade de ocorrência também, é necessário conhecer maiores detalhes sobre a espécie em risco. Por exemplo, a estabilidade de sua população ou a existência de refúgio do IBCA, podem determinar que o risco é aceitável ou não. Entretanto, quando se determina que o risco não é desprezível, portanto não aceitável, ele deve ser contabilizado em uma avaliação de risco (mesmo que detalhes adicionais, como os mencionados, minimizem os impactos possíveis). Nesse caso, onde se enquadram a maior parte dos pedidos de importação e liberação de IBCAs, os riscos não devem ser avaliados isoladamente, sendo sempre contrabalançados com os benefícios. Dessa forma, benefícios altos podem tornar riscos altos mais aceitáveis.

Portanto, quando chegamos no ponto da avaliação de risco em si, onde há a necessidade de comparar e pesar riscos e benefícios, mais uma vez deverão ser criados critérios para cada caso. Para dar uma dimensão mais palpável a esse problema podemos analisar alguns casos complexos ocorridos recentemente na Nova Zelândia, onde muitos dos aspectos relevantes tiveram que ser considerados para a tomada de decisão. Reforçando, quanto maior os possíveis impactos e o interesse da sociedade, mais complexas serão as decisões, exigindo maior detalhamento de informações sobre os agentes e seus potenciais organismos não alvo.

Exemplo 1: linhagem irlandesa de *Microctonus aethipoides* na Nova Zelândia para controle da broca da raiz do trevo.

A linhagem irlandesa de *M. aethipoides* ataca *Sitona lepidus* (Coleoptera, Curculionidae), praga de raízes de trevo (*Trifolium repens*), enquanto a linhagem marroquina ataca *Sitona discoideus*, praga de alfafa (*Medicago sativa*), duas plantas forrageiras importantes em pastagens na Nova Zelândia.

Riscos ambientais

Comparáveis aos da linhagem marroquina, mas bem menores considerando os testes de amplitude hospedeira. Porém havia risco, principalmente de redução

populacional de espécies não alvo, nativas e exóticas usadas em controle de plantas daninhas. As espécies mais propensas a risco não eram espécies ameaçadas e suas populações não sofreram substancialmente com a linhagem marroquina, e teoricamente não devem sofrer redução significativa com a a linhagem irlandesa. Um agravante é que o trevo tem distribuição mais ampla, aumentando a chance de ataques a espécies não alvo pelo parasitoide exótico.

A hidridização com a linhagem marroquina poderia ameaçar ambos programas de controle. Apesar de ser considerada a mesma espécie, a linhagem irlandesa tem partenogênese telítoca e não se hibridiza com a linhagem marroquina.

O risco de deslocar uma espécie nativa congênere, *Microctonus zealandicus* também foi considerado não negligenciável, porém baixo.

Os requerentes justificaram que o risco de populações se estabelecerem e autoperpetuarem sobre espécies nativas seria baixo e com impacto aceitável.

Risco de sucesso - a possibilidade de insucesso existe e também é averiguada. No caso desta linhagem, sua semelhança com a linhagem marroquina corrobora para maior probabilidade de estabelecimento. As altas taxas de parasitismo da espécie-alvo em laboratório, semelhantes também às encontradas na linhagem marroquina também são favoráveis ao estabelecimento e sucesso no controle da praga-alvo, da mesma forma que ocorreu com a linhagem marroquina.

Benefícios ambientais

Os principais benefícios potenciais seriam:

1. redução no uso de fertilizantes nitrogenados, que tem alto custo e cujo aumento no uso está relacionado à presença da praga que se pretende controlar
2. Melhoria na fertilidade do solo - associado com menor uso de fertilizante nitrogenado
3. Maior sustentabilidade do pasto - via controle da praga
4. Redução no uso de agrotóxicos (também tem impacto sobre a saúde humana)

Risco/custos e benefícios econômicos

Risco/custo:

A pesquisa visando ao controle alternativo de *S. lepidus* é incluída nos custos do projeto e foi financiada com a esperança de obter o controle. O total investido foi próximo a \$ 2,5 milhões.

Benefícios

Restabelecimento dos benefícios do trevo para a indústria pastoral da Nova Zelândia: o trevo branco é a espécie chave nos pastos neozelandeses e *S. lepidus* sua principal praga. A competitividade da indústria neozelandesa depende em grande parte da qualidade de preço do pasto, portanto do trevo branco, sendo um alimento de ótima qualidade, especialmente pela fixação de nitrogênio. A redução da biomassa de trevo pelo curculionídeo pode causar prejuízos anuais da ordem de \$300 a 500 milhões. Num cenário bastante conservativo um retorno de pelo menos \$39 milhões para os primeiros 6 anos após a liberação são esperados, considerando apenas a economia pela redução da perda de pasto para a praga.

Avaliação de risco: parecer do comitê avaliador

Riscos, benefícios e custos não negligenciáveis - considerados todos aqueles classificados acima de B (apêndice 2 - ERMA). Segundo a avaliação de risco, tanto a magnitude quanto a possibilidade do impacto são levados em consideração. Os riscos para impactos sobre espécies não alvo de curculionídeos foram considerados mínimos ou baixos e prováveis a muito prováveis (para áreas de pastagens apenas). Considerados portanto riscos não negligenciáveis (classificados entre D e E). Todos os outros riscos ambientais foram considerados desprezíveis.

Os benefícios ambientais relacionados com a redução do uso de inseticidas e de herbivoria foram considerados não significativos para o meio ambiente. Já a redução do uso de fertilizantes foi considerada não negligenciável (entre D e E).

O risco de hibridização com a linhagem marroquina foi cotado entre C e D, portanto não negligenciável, principalmente pela incerteza técnica de ocorrência. Esse risco foi analisado em termos de prejuízos ao programa de controle biológico que traz benefícios econômicos de \$6 milhões anuais. Já os benefícios econômicos foram considerados importantes e prováveis (classificação F), incluindo todos os itens relacionados acima.

Riscos e benefícios classificados segundo a tabela fornecida em anexo (Tabela 4) no documento de avaliação de risco, a comparação entre riscos e benefícios é clara e facilitam a tomada de decisão.

Tabela 4. Cálculo do nível de risco/benefício (utilizado até a extinção da ERMA em 2011)

| | Magnitude of effect | | | | |
|--------------------------|----------------------------|--------------|-----------------|--------------|----------------|
| Likelihood | Minimal | Minor | Moderate | Major | Massive |
| Highly improbable | A | A | B | C | D |
| Improbable | A | B | C | D | E |
| Very unlikely | B | C | D | E | E |
| Unlikely | C | D | E | E | F |
| Likely | D | E | E | F | F |
| Very likely | E | E | F | F | F |
| Extremely likely | E | F | F | F | F |

Nesse exemplo, um parasitoide com uma amplitude hospedeira em nível de subfamília (ataca pelo menos duas tribos diferentes), poderia ser considerado um risco alto, especialmente porque a mesma espécie, porém outra linhagem, já havia sido introduzida causando impactos ambientais bem conhecidos (descritos nos exemplos). No entanto, justamente o conhecimento destes impactos, em combinação com os testes de especificidade e conhecimento fenológico do parasitoide e potenciais hospedeiros não alvo reduziram o nível de incerteza dando maior respaldo à decisão de aprovar, com controle, a liberação desta nova linhagem. Também ilustra bem a importância do conhecimento taxonômico e da escolha de linhagens adequadas.

Exemplo 2: *Trissolcus japonicus* (Hymenoptera, Platygastroidea) para controle de *Halyomorpha halys* (Hemiptera, Pentatomidae) antes de sua chegada

Contextualização: trata-se de uma praga muito prejudicial em diferentes culturas, popularmente conhecida como *brown marmorated stink bug* (BMSB). Não ocorre na Nova Zelândia ainda. Portanto a sua invasão é temida, o que motivou o pedido de aprovação para liberação de um IBCA antes mesmo da ocorrência da praga-alvo. Ou seja, se a praga for detectada podem tentar uma erradicação rápida. Nos EUA por exemplo, é uma praga séria mas devido à lentidão do processo ainda não houve aprovação para introdução do mesmo parasitoide (que já foi encontrado no território - populações não intencionalmente introduzidas).

Opinião pública: por ser um requerimento de alto interesse do público foi submetida ao público. Dos representantes da sociedade ouvidos 65 foram a favor, 2 abstiveram-se e 2 foram contra o pedido (maior parte das submissões eram de representantes de produtores que seriam afetados com a invasão da praga e entidades conservacionistas). Outras autoridades também foram ouvidas. Enquanto o *Ministry of Primary Industries* apoiou o requerimento, o *Department of Conservation* não apoiou completamente, apesar de entender que os impactos da invasão de BMSB são altamente prejudiciais, devido ao risco de ataque a uma espécie nativa não testada pelos requerentes, *Hypsithocus hudsonae*. Interessante que entre as possíveis soluções, o DOC levantou a possibilidade de realizar os testes ou a mitigação para garantir a sobrevivência da espécie ameaçada.

Dados de testes de especificidade: os testes de hospedeiros para todas as oito espécies de Pentatomidae da Nova Zelândia mostraram que apenas uma não seria atacada (fisiologicamente) por *T. japonicus*. Das que servem como hospedeiro, três apresentam taxas de parasitismo bem menor que aquelas de BMSB e três apresentaram taxas de parasitismo similares. Além disso, das duas espécies não testadas, uma pode ser relativamente rara. Isso indica alta magnitude de impacto para algumas espécies. No entanto, devido a outros fatores de distribuição e comportamento o comitê avaliador considerou os riscos como improváveis.

Incertezas: quanto ao estabelecimento do IBCA e seus impactos sobre *H. hudsonae* (como a praga não ocorre, a avaliação de risco foi feita sob o pressuposto de invasão de BMSB e estabelecimento da vespa samurai). A incerteza sobre os impactos fez com que os mesmos fossem considerados não negligenciáveis pelo comitê. Os efeitos

sobre outros hospedeiros não alvo, fisiologicamente aceitos, foram considerados improváveis e de baixa magnitude pela sua distribuição em relação à distribuição potencial da espécie-alvo.

Interpretação do risco: apesar dos riscos demonstrados nos testes de hospedeiros, o comitê concluiu não haver risco de remoção (*displacement*) de espécies nativas por considerar que o parasitoide: 1) prefere BMSB sobre as espécies nativas, 2) os encontros seriam incidentais, 3) a distribuição é mais ampla para as espécies nativas do que seria para BMSB, 4) para *H. hudsonae*, há uma preferência por plantas e habitats diferentes das de BMSB, 5) há refúgios suficientes para a manutenção de populações fora do risco.

Benefícios e riscos: apesar de alguns efeitos adversos, e de um certo nível de incerteza, especialmente com uma espécie de pentatomídeo endêmica, o comitê julgou que os benefícios superam os riscos. Nesse caso, um fator determinante foi o nível de conhecimento sobre o potencial hospedeiro não alvo endêmico, especialmente sobre as preferências de clima, altitude e vegetação.

Decisão: liberação condicional aprovada (dependendo da detecção da praga no território neozelandês).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSEN, J. C.; WAGNER, D. L. Systematics and biological control. In: **Integrating Biological Control into Conservation Practice**, Van Driesche et al. (eds.), Chichester, UK: Wiley Blackwell. p. 105-129, 2016.
- ASNER, G. P.; VITOUSEK, P. M. Remote analysis of biological invasion and biogeochemical change. **PNAS**, v. 102, p. 4383–4386, 2005.
- AUBERT, B.; QUILICI, S. New biological equilibrium in populations of psyllids observed in Réunion after the establishment of hymenopterous chalcids. **Fruits**, v. 38, n. 11, p. 771–780, 1983.
- BABENDREIER, D.; BIGLER, F.; KUHLMANN, U. Current status and constraints in the assessment of non-target effects. In: **Environmental impact of invertebrates for biological control of arthropods. Methods and risk assessment**, BIGLER, F.; BABENDREIER, D.; KUHLMANN, U. (Eds), CABI Publishing, Wallingford. pp 1–14, 2006.
- BARLOW, N. D. et al. Using models to estimate parasitoid impacts on nontarget host abundance. **Environmental Entomology**, v. 33, n. 4, p. 941-948, 2004.

- BARRATT, B. I. P. et al. Laboratory nontarget host range of the introduced parasitoids *Microctonus aethiopoides* and *M. hyperodae* (Hymenoptera: Braconidae) compared with field parasitism in New Zealand. **Environmental entomology**, v. 26, n. 3, p. 694-702, 1997.
- BARRATT, B. I. P. et al. Predicting the risk from biological control agent introductions: a New Zealand approach. In: **Nontarget effects of biological control**. Follett P. A., Duan J. J. (eds), Springer, Boston, MA. p. 59-75, 2000.
- BARRATT, B. I. P. et al. Progress in risk assessment for classical biological control. **Biological control**, v. 52, n. 3, p. 245-254, 2010.
- BARRATT, B. I. P., F.; Howarth, G; Withers, T. M. et al. Progress in risk assessment for classical biological control. **Biological Control**, v. 52, p. 245–254, 2010
- BARRATT, B.I.P. *Microctonus* parasitoids and New Zealand weevils: comparing laboratory estimates of host ranges to realized host ranges. In: **Assessing Host Ranges for Parasitoids and Predators Used for Classical Biological Control: A Guide to Best Practice**, Van Driesche, R.G., Reardon, R. (Eds.), USDA Forest Service, Morgantown, West Virginia, pp. 103–120, 2000.
- Barron, M. C. Retrospective modelling indicates minimal impact of non-target parasitism by *Pteromalus puparum* on red admiral butterfly (*Bassaris gonerilla*) abundance. **Biological Control**, v. 41, p. 53–63.
- BEDDINGTON, J. R.; FREE, C. A.; LAWTON, J. H. Characteristics of successful natural enemies in models of biological control of insect pests. **Nature**, v. 273, n. 5663, p. 513-519, 1978.
- BENNETT, F. D. Do introduced parasitoids displace native ones? **Florida Entomologist**, v. 76, p. 54-63, 1993.
- BIGLER, F.; BABENDREIER, D.; KUHLMANN, U. (Eds.). **Environmental impact of invertebrates for biological control of arthropods: methods and risk assessment**. CABI, Publishing, Wallingford, 2006.
- BOTELHO, P. S. M. Quinze anos de controle biológico da *Diatraea saccharalis* utilizando parasitóides. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 27, 255-262, 1992.
- BROWER, J. H. Potential host range and performance of a reportedly monophagous parasitoid, *Pteromalus cerealellae* (Hymenoptera: Pteromalidae). **Entomological news**, v. 102, p. 231–235, 1991.
- BROWN, M. W.; MILLER, S. S. Coccinellidae (Coleoptera) in apple orchards of eastern West Virginia and the impact of invasion by *Harmonia axyridis*. **Entomological News**, v. 109, p. 136–42, 1998.
- CALTAGIRONE, L. E. Landmark examples in classical biological control. **Annual Review of Entomology**, v. 26, n. 1, p. 213-232, 1981.

- CLARKE, A. R. The control of *Nezara viridula* L. with introduced egg parasitoids in Australia. A review of a 'landmark' example of classical biological control. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 41, n. 6, p. 1127-1146, 1990.
- CLARKE, A. R. Current distribution and pest status of *Nezara viridula* (L.) (Hemiptera: Pentatomidae) in Australia. **Australian Journal of Entomology**, v. 31, n. 4, p. 289-297, 1992a.
- CLARKE, A. R. **Investigations into the biological control of *Nezara viridula* (L.) by the egg parasitoid *Trissolcus basalus* (Wollaston) in eastern Australia.** Tese de Doutorado. University of Queensland, Brisbane, 1992b.
- CLARKE, B., MURRAY, J., JOHNSON, M. S. The extinction of endemic species by a program of biological control. **Pacific Science**, v. 38, n. 2, p. 97-104, 1984.
- COLLIER, T. R.; HUNTER, Martha S. Lethal interference competition in the whitefly parasitoids *Eretmocerus eremicus* and *Encarsia sophia*. **Oecologia**, v. 129, n. 1, p. 147-154, 2001.
- CULVER, J. J. **A study of *Compsilura concinnata*, an imported tachinid parasite of the gipsy moth and the brown-tail moth.** Bulletin No. 766, US Department of Agriculture, Washington, DC. 27 p., 1919.
- DE CLERCQ, P.; MASON, P. G.; BABENDREIER, D. Benefits and risks of exotic biological control agents. **BioControl**, v. 56, n. 4, p. 681-698, 2011.
- DEBACH, P.; ROSEN, D.; KENNETT, C. E. Biological control of coccids by introduced natural enemies. In: **Biological control**. Springer, Boston, MA, 1971. p. 165-194.
- DEBACH, P; ROSEN, D. **Biological control by natural enemies**. Cambridge University Press, New York, 1974.
- DHILEEPAN, K. et al. Evaluating the effectiveness of weed biocontrol at the local scale. **Improving the selection, testing and evaluation of weed biological control agents**, Spafford, J.H., Briese, D.T. (Eds.), CRC Technical Series No. 7, CRC for Australian Weed Management, Adelaide, p. 51-60, 2003.
- DUAN, J. J.; MESSING, R. H. Effect of *Tetrastichus giffardianus* (Hymenoptera: Eulophidae) on nontarget flowerhead-feeding tephritids (Diptera: Tephritidae). **Environmental entomology**, v. 27, n. 4, p. 1022-1028, 1998.
- DUAN, J. J.; MESSING, R. H.; DUKAS, R. Host selection of *Diachasmimorpha tryoni* (Hymenoptera: Braconidae): comparative response to fruit-infesting and gall-forming tephritid flies. **Environmental entomology**, v. 29, n. 4, p. 838-845, 2000.
- DUAN, J. J.; MESSING, R. H. Response of two opiine fruit fly parasitoids (Hymenoptera: Braconidae) to the lantana gall fly (Diptera: Tephritidae). **Environmental entomology**, v. 25, n. 6, p. 1428-1437, 1996.

- DUAN, J. J.; MESSING, R. H. Effect of two opiine parasitoids (Hymenoptera: Braconidae) introduced for fruit fly control on a native Hawaiian tephritid, *Trupanea dubautiae* (Diptera: Tephritidae). **Biological Control**, v. 8, n. 3, p. 177-184, 1997.
- DUAN, J. J.; MESSING, R. H. Evaluating nontarget effects of classical biological control: fruit fly parasitoids in Hawaii as a case study. In: **Nontarget effects of biological control**. Follett P. A., Duan J. J. (eds), Springer, Boston, MA. pp. 95–109, 2000a.
- DUAN, J. J.; MESSING, R. H. Host specificity tests of *Dichasmimorpha kraussii* (Hymenoptera: Braconidae), a newly introduced opiine fruit fly parasitoid with four nontarget tephritids in Hawaii. **Biological Control**, v. 19, n. 1, p. 28-34, 2000b.
- DUAN, J. J. et al. Evaluation of the Impact of the Fruit Fly Parasitoid *Diachasmimorpha longicaudata* (Hymenoptera: Braconidae) on a Nontarget Tephritid, *Eutreta xanthochaeta* (Diptera: Tephritidae). **Biological Control**, v. 8, n. 1, p. 58-64, 1997.
- EHLER, L. E. Critical issues related to nontarget effects in classical biological control of insects. In: **Nontarget effects of biological control**. Follett P. A., Duan J. J. (eds), Springer, Boston, MA. p. 3-13, 2000.
- ELLIOTT, N.; KIECKHEFER, R.; KAUFFMAN, W. Effects of an invading coccinellid on native coccinellids in an agricultural landscape. **Oecologia**, v. 105, n. 4, p. 537-544, 1996.
- EVANS, E. W.; ENGLAND, S. Indirect interactions in biological control of insects: pests and natural enemies in alfalfa. **Ecological Applications**, v. 6, n. 3, p. 920-930, 1996.
- Follett, P. A.; J. J. Duan (Eds). **Nontarget effects of biological control**. Springer, Boston, MA . 2000.
- FOLLETT, P. A. et al. Parasitoid drift after biological control introductions: re-examining Pandora's box. **American Entomologist**, v. 46, n. 2, p. 82-94, 2000a.
- FOLLETT, P. A. JOHNSON, M. T.; JONES, V. P. Parasitoid drift in Hawaiian pentatomoids. In: **Nontarget effects of biological control**. Follett P. A., Duan J. J. (eds), Springer, Boston, MA. pp. 77-94, 2000b.
- FRANK, J. H.; MCCOY, E. D. The risk of classical biological control in Florida. **Biological Control**, v. 41, n. 2, p. 151-174, 2007.
- FUESTER, R. W. et al. Gypsy moth (*Lymantria dispar* L.)(Lepidoptera: Erebiidae: Lymantriinae). In: **The use of classical biological control to preserve forests in North America. USDA Forest Service Publication FHET-2013-2**, Van Driesche R. G., Reardon R. (Eds), USDA Forest Service, Morgantown, West Virginia, USA. p. 49-82, 2014.
- FUNASAKI, G. Y. et al. A review of biological control introductions in Hawaii: 1890 to 1985. **Proceedings of the Hawaiian Entomological Society**, v. 28, 105-160, 1988.

- GAGNE, W. C.; HOWARTH, F. G. Conservation status of endemic Hawaiian Lepidoptera. In: **Proceedings of the 3rd Congress European Lepidopterology**, Karlsruhe, Germany. p. 74-84, 1982.
- GERARD, P. J. Conditional release from containment of the Irish strain of the parasitic wasp *Microctonus aethiopoides* for biological control of *Sitona lepidus* (clover root weevil). **Application code NOR05001, Environmental Risk Management Authority**, Wellington, New Zealand, 2005.
- Gersdorf, T. et al. Demystifying industry– academia collaboration. **Nature Reviews Drug Discovery** v.18, p. 743-744, 2019.
- GODFRAY, H. C. J.; WAAGE, J. K. Predictive modelling in biological control: the mango mealy bug (*Rastrococcus invadens*) and its parasitoids. **Journal of Applied Ecology**, p. 434-453, 1991.
- GODFRAY, H. C. J. **Parasitoids: behavioural and evolutionary ecology**. Princeton University Press, 1994.
- Goldson S. L. et al. Host specificity testing and suitability of the parasitoid *Microctonus hyperodae* (Hym.: Braconidae, Euphorinae) as a biological control agent of *Listronotus bonariensis* (Col.: Curculionidae) in New Zealand. **Entomophaga**, v. 37, p. 483–498, 1992.
- GORDON, R. D. et al. Field guide to recently introduced species of Coccinellidae (Coleoptera) in North America, with a revised key to North American genera of Coccinellini. **Proceedings of the Entomological Society of Washington**, v. 93, n. 4, p. 845-864, 1991.
- HAJEK, A. E.; TOBIN, P. C. Introduced pathogens follow the invasion front of a spreading alien host. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1217-1226, 2011.
- HAVILL, N. P. et al. Hybridisation between a native and introduced predator of Adelgidae: An unintended result of classical biological control. **Biological Control**, v. 63, n. 3, p. 359-369, 2012.
- HAWKINS, B. A.; CORNELL, H. V. Maximum parasitism rates and successful biological control. **Science**, v. 266, n. 5192, p. 1886-1886, 1994.
- HAWKINS, B. A.; THOMAS, M. B.; HOCHBERG, M. E. Refuge theory and biological control. **Science**, v. 262, n. 5138, p. 1429-1432, 1993.
- HAY, M. E. Associational plant defenses and the maintenance of species diversity: turning competitors into accomplices. **The American Naturalist**, v. 128, n. 5, p. 617-641, 1986.
- HENNEMAN, M. L.; MEMMOTT, J. Infiltration of a Hawaiian community by introduced biological control agents. **Science**, v. 293, n. 5533, p. 1314-1316, 2001.
- HILL, M. P.; HULLEY, P. E. Host-range extension by native parasitoids to weed biocontrol agents introduced to South Africa. **Biological Control**, v. 5, p. 297–302, 1995.

- HOCHBERG, M. E.; HAWKINS, B. A. Refuges as a predictor of parasitoid diversity. **Science**, v. 255, n. 5047, p. 973-976, 1992.
- HOKKANEN, H. M. T.; PIMENTEL, D. New associations in biological control: theory and practice. **The Canadian Entomologist**, v. 121, n. 10, p. 829-840, 1989.
- HOLT, R. D. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. **Theoretical population biology**, v. 12, n. 2, p. 197-229, 1977.
- HOLT, R. D. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. **The American Naturalist**, v. 124, n. 3, p. 377-406, 1984.
- HOLT, R. D.; LAWTON, J. H. Apparent competition and enemy-free space in insect host-parasitoid communities. **The American Naturalist**, v. 142, n. 4, p. 623-645, 1993.
- HOLT, R. D.; HOCHBERG, M. E. Indirect interactions, community modules and biological control: a theoretical perspective. **Evaluating indirect ecological effects of biological control**, v. 125, p. 13-37, 2001.
- HOPPER, K. R. et al. Risks of interbreeding between species used in biological control and native species, and methods for evaluating their occurrence and impact. **Environmental impact of invertebrates for biological control of arthropods: Methods and risk assessment**, p. 78-97, 2006.
- HOWARTH, F. G. Impacts of alien land arthropods and mollusks on native plants and animals in Hawaii. In: **Hawaii's terrestrial ecosystems: preservation and management**, Stone, C. P.; Scott, J. M. (Eds), University of Hawaii Press, Honolulu. p. 149-179, 1985.
- HOWARTH, F. G. Environmental impacts of classical biological control. **Annual review of entomology**, v. 36, n. 1, p. 485-509, 1991.
- HOWARTH, F. G. Non-target effects of biological control agents. In: **Biological control: Measures of success**, Gurr, G.; Wratten, S. (Eds), Springer, Dordrecht. p. 369-403, 2000.
- HUFFAKER, C. B.; SIMMONDS, F. J.; LAING, J. E. The theoretical and empirical basis of biological control. In: **Theory and practice of biological control**, Huffaker, C. B.; Messenger, P. S. (Eds), Theory and practice of biological control. Academic Press, New York. p. 41-78, 1976.
- ISSG (Invasive Species Specialist Group). **The Application of Biological Control for the Management of Established Invasive Alien Species Causing Environmental Impacts**. Sheppard, A. W. et al (eds.) Sharm El-Sheikh: Convention on Biological Diversity (CBD) Information Document, 2018. 88 p. Disponível em: <<https://www.cbd.int/doc/c/0c6f/7a35/eb8815eff54c3bc4a02139fd/cop-14-inf-09-en.pdf>>. Acesso em: 23 jan. 2020.
- IVES, P. M. Estimation of coccinellid numbers and movement in the field. **The Canadian Entomologist**, v. 113, n. 11, p. 981-997, 1981.

- JETTER, K.; KLONSKY, K.; PICKETT, C. H. A cost/benefit analysis of the ash whitefly biological control program in California. **Journal of Arboriculture**, v. 23, p. 65-72, 1997.
- JONES, V. P. Reassessment of the role of predators and *Trissolcus basalus* in biological control of southern green stink bug (Hemiptera: Pentatomidae) in Hawaii. **Biological control**, v. 5, n. 4, p. 566-572, 1995.
- KARBAN, R.; HOUGEN-EITZMANN, D.; ENGLISH-LOEB, G. Predator-mediated apparent competition between two herbivores that feed on grapevines. **Oecologia**, v. 97, n. 4, p. 508-511, 1994.
- KEAN, J. M.; BARLOW, N. D. Long-term assessment of the biological control of *Sitona discoideus* by *Microctonus aethiopoidea* and test of a model. **Biocontrol Science and Technology**, v. 10, n. 3, p. 215-221, 2000.
- KEDDY, P. A. **Competition**. Chapman and Hall, London, UK., 1989.
- KOCH, R. L. The multicolored Asian lady beetle, *Harmonia axyridis*: a review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. **Journal of insect Science**, v. 3, n. 1, 2003.
- KOCH, R. L.; GALVAN, T. L. Bad side of a good beetle: the North American experience with *Harmonia axyridis*. **BioControl**, v. 53, p. 23–35, 2008.
- KOCH, R. L.; VENETTE, R. C.; HUTCHISON, W. D. Invasions by *Harmonia axyridis* (Pallas)(Coleoptera: Coccinellidae) in the western hemisphere: implications for South America. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 4, p. 421-434, 2006.
- KOGAN, M. Integrated pest management: historical perspectives and contemporary developments. **Annual review of entomology**, v. 43, n. 1, p. 243-270, 1998.
- LASKOWSKI, K. What to do when you don't trust your data anymore. 2020. Disponível em <https://laskowskilab.faculty.ucdavis.edu/2020/01/29/retractions/>. Acesso em 21 de abril de 2020.
- LAWTON, J. H.; STRONG, D. R. Jr.. Community patterns and competition in folivorous insects. **American Naturalist**, v 118, p. 317-338, 1981.
- LOCKWOOD, D. R.; LOCKWOOD, J. A. Evidence of self-organized criticality in insect populations. **Complexity**, v. 2, n. 4, p. 49-58, 1997.
- LOCKWOOD, J. A. Nontarget effects of biological control: what are we trying to miss?. In: **Nontarget effects of biological control**. Follett P. A., Duan J. J. (eds), Springer, Boston, MA. p. 15-30, 2000.
- LOUDA, S. M. et al. Ecological effects of an insect introduced for the biological control of weeds. **Science**, v. 277, n. 5329, p. 1088-1090, 1997.
- LOUDA, S. M. et al. Nontarget effects—the Achilles' heel of biological control? Retrospective analyses to reduce risk associated with biocontrol introductions. **Annual review of Entomology**, v. 48, n. 1, p. 365-396, 2003.

- LUBULWA, G.; MCMENIMAN, S. ACIAR-supported biological control projects in the South Pacific (1983-1996): an economic assessment. **Biocontrol News and Information**, v. 19, p. 91N-98N, 1998.
- LUTCHEN, K.R. Why Companies and Universities Should Forge Long-Term Collaborations. **Harvard Business Review**, 2018.
- LYNCH, L. D. et al. Nontarget effects in the biocontrol of insects with insects, nematodes and microbial agents: the evidence. **Biocontrol News and Information**, v. 21, n. 4, p. 117N-130N, 2000.
- LYNCH, L. D. et al. Insect biocontrol and non-target effects: a European perspective. In: **Evaluating indirect ecological effects of biological control**, Wajnberg, E.; Scott, J. C.; Quimby, P. C. (Eds) CAB International, Wallingford, UK. p. 99-125, 2001.
- LYNCH, L. et al. Insect biological control and non-target effects: perspective. **Evaluating indirect ecological effects of biological control. Wallingford: CABI**, p. 99, 2001.
- LYNCH, L. D. et al. The risks of biocontrol: transient impacts and minimum nontarget densities. **Ecological Applications**, v. 12, n. 6, p. 1872-1882, 2002.
- MACLAINE, L. S. Rearing the parasites of the Brown-tail Moth in New England for Colonization in Canada. **Agricultural Gazette of Canada**, v. 3, n. 1; p. 232-25, 1916.
- MCEVOY, P. B. Host specificity and biological pest control. **BioScience**, v. 46, n. 6, p. 401-405, 1996.
- MCEVOY, P. B. Theoretical contributions to biological control success. **Biological Control**, v. 63, n. 1, p. 87-103, 2018.
- MEFFERT, L. M. How Speciation Experiments Relate to Conservation Biology: The assumption of captive breeding strategies—that founder events reduce genetic variation—may not always be correct. **BioScience**, v. 49, n. 9, p. 701-711, 1999.
- MEMMOTT, J. et al. How best to release a biological control agent. In: **Proceedings of the IX International Symposium on Biological Control of Weeds**, Moran, V. C.; Ho□mann, J. H. (Eds), University of Cape Town, Cape Town, South Africa. p. 291-296, 1996.
- MESSING, R.; ROITBERG, B.; BRODEUR, J. Measuring and predicting indirect impacts of biological control: competition, displacement and secondary interactions. **Environmental impact of invertebrates for biological control of arthropods: Methods and risk assessment**, Bigler, F; Kuhlmann, U; Babendreier, D. (Eds), Wallin. p. 64-77, 2006.
- MESSING, R. H.; WANG, X. G. Competitor-free space mediates non-target impact of an introduced biological control agent. **Ecological Entomology**, v. 34, n. 1, p. 107-113, 2009.
- MORELL, V. Ecology returns to speciation studies. **Science**, n. 284, p. 2106-2108. 1999.

- MORRIS, R. J.; LEWIS, O. T.; GODFRAY, H. C. J. Experimental evidence for apparent competition in a tropical forest food web. **Nature**, v. 428, n. 6980, p. 310-313, 2004.
- MURDOCH, W. W.; BRIGGS, C. J.; COLLIER, T. R. Biological control of insects: implications for theory in population ecology. In: **Insect Populations In theory and in practice**, Dempster, J. P.; McLean, I. F. G. (Eds) Springer, Dordrecht. p. 167-186, 1998.
- MURDOCH, W. W.; BRIGGS, C. J.; NISBET, R. M. **Consumer-resource Dynamics (Monographs in Population Biology)**. Princeton University Press.
- NORGAARD, Richard B. Economics of the cassava mealybug [*Phaenacoccus manihoti*; Hom.: Pseudococcidae] biological control program in Africa. **Entomophaga**, v. 33, n. 1, p. 3-6, 1988.
- OBRYCKI, J. J.; ELLIOTT, N. C.; GILES, K. L. Coccinellid introductions: potential for and evaluation of nontarget effects. In: **Nontarget effects of biological control**. Follett P. A., Duan J. J. (Eds), Springer, Boston, MA. pp. 127-45, 2000.
- OBRYCKI, J. J.; GILES, K. L.; ORMORD, A. M. Interactions between an introduced and indigenous coccinellid species at different prey densities. **Oecologia**, v. 117, n. 1-2, p. 279-285, 1998.
- OECD. **Guidance for information requirements for regulation of invertebrates as biological control agents (IBCA)**s. Series on Pesticides No. 21, Organisation for Economic Co-operation and Development, Environment Directorate, 2004. 22 p. Disponível em <[http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?cote=env/jm/mono\(2004\)1&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?cote=env/jm/mono(2004)1&doclanguage=en)>. Acesso em 23 jan. 2020.
- ONSTAD, D. W.; MCMANUS, M. L. Risks of host range expansion by parasites of insects. **BioScience**, v. 46, n. 6, p. 430-435, 1996.
- Osawa, N. Sibling and non-sibling cannibalism by larvae of a lady beetle *Harmonia axyridis* Pallas (Coleoptera: Coccinellidae) in the field. **Researches on Population Ecology**, v. 31, n. 1, 153-160, 1989.
- PEARSON, D. E.; CALLAWAY, R. M. Indirect effects of host-specific biological control agents. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 9, p. 456-461, 2003.
- PENNISI, E. Embattled spider biologist seeks to delay additional retractions of problematic papers. **Science, Scientific community**, 2020. Disponível em: <https://www.sciencemag.org/news/2020/03/embattled-spider-biologist-seeks-delay-additional-retractions-problematic-papers> Acesso em 21 de abril de 2020.
- PICKETT, Charles H. et al. Establishment of the Ash Whitefly Parasitoid *Encarsia inaron* (Walker) and Its Economic Benefit to Ornamental Street Trees in California. **Biological control**, v. 6, n. 2, p. 260-272, 1996.
- POLIS, G. A.; HOLT, R. D. Intraguild predation: the dynamics of complex trophic interactions. **Trends in ecology & evolution**, v. 7, n. 5, p. 151-154, 1992.

- QUICKE, D. L. J. **Biology, Systematics, Evolution and Ecology of Braconid and Ichneumonid Parasitoid Wasps**. Wiley Blackwell, Chichester, UK., 2014
- RODERICK, G. K. Postcolonization evolution of natural enemies. In: **Selection criteria and ecological consequences of importing natural enemies**, KauVman, W. C.; Nechols, J. E. (Eds.), Entomological Society of America, Lanham. p. 71-86, 1992.
- RODERICK, G. K.; HOWARTH, F. G. Invasion genetics: natural colonizations, non-indigenous species, and classical biological control. In: **Biological invasions of pests and beneficial organisms**, YANO, E. et al. (Eds), National Institute of Agro Environmental Sciences, Tsukuba, Japan. p. 232,1999.
- ROSENHEIM, J. A. et al. Intraguild predation among biological-control agents: theory and evidence. **Biological control**, v. 5, n. 3, p. 303-335, 1995.
- ROSENZWEIG, M. L. Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time. **Science**, v. 171, n. 3969, p. 385-387, 1971.
- RUSSELL, J.C. et al. Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. **Environmental Conservation**, v. 44, n. 4, p. 359–370, 2017.
- SAMWAYS, M. J. Classical biological control and biodiversity conservation: what risks are we prepared to accept?. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p. 1309-1316, 1997.
- SANNÖ, A. et al. Increasing the impact of industry-academia collaboration through Co-production, **Technology Innovation Management Review**, v. 9, n.. 4, p. 37-47, 2019.
- SCHOENER, T. W. Field experiments on interspecific competition. **The American Naturalist**, v. 122, n. 2, p. 240-285, 1983.
- SECORD, D.; KAREIVA, P.. Perils and pitfalls in the host specificity paradigm. **BioScience**, v. 46, n. 6, p. 448-453, 1996.
- SETTLE, W. H.; WILSON, L. T. Invasion by the variegated leafhopper and biotic interactions: parasitism, competition, and apparent competition. **Ecology**, v. 71, n. 4, p. 1461-1470, 1990.
- SHEA, K.; POSSINGHAM, H. P. Optimal release strategies for biological control agents: an application of stochastic dynamic programming to population management. **Journal of Applied ecology**, v. 37, n. 1, p. 77-86, 2000.
- SHIMBORI, E. M. (2002). Documento técnico com critérios científicos para determinação da ocorrência natural dos invertebrados e o seu estabelecimento no ambiente.
- SIMBERLOFF, D. Risks of biological control for conservation purposes. **BioControl**, v. 57, n. 2, p. 263-276, 2012.
- SIMBERLOFF, D.; STILING, P. How risky is biological control?. **Ecology**, v. 77, n. 7, p. 1965-1974, 1996.

- STILING, P.; SIMBERLOFF, D. The frequency and strength of nontarget effects of invertebrate biological control agents of plant pests and weeds. In: **Nontarget effects of biological control**. Follett P. A.; Duan J. J. (eds), Springer, Boston, MA. p. 31-43, 2000.
- STRAND, M. R.; OBRYCKI, J. J. Host specificity of insect parasitoids and predators. **BioScience**, v. 46, n. 6, p. 422-429, 1996.
- STRAUSS, S. Y. Indirect effects in community ecology: their definition, study and importance. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 6, n. 7, p. 206-210, 1991.
- TILMAN, D. **Resource competition and community structure**. Princeton university press, 1982.
- TILMAN, D. The importance of the mechanisms of interspecific competition. **The American Naturalist**, v. 129, n. 5, p. 769-774, 1987.
- VAN DRIESCHE, R. G.; BELLOWS, T. S. **Biological Control**, Chapman Hall, New York, 1996.
- VAN DRIESCHE, R. G.; HODDLE, M. S. Classical arthropod biological control: measuring success, step by step. In: **Biological control: Measures of success**, Gurr, G.; Wratten, S. (Eds), Springer, Dordrecht. p. 39-75, 2000.
- VAN DRIESCHE, R. G.; HODDLE, M. S. Non-target effects of insect biocontrol agents and trends in host specificity since 1985. **CAB Reviews**, v. 11, n. 44, p. 1-66, 2016.
- VAN DRIESCHE, R. G. et al. (Eds). **Integrating biological control into conservation practice**. John Wiley & Sons, Chichester, 2016.
- VAN DRIESCHE, R. G.; SIMBERLOFF, D. Benefit–risk assessment of biological control in wildlands. In: **Integrating Biological Control into Conservation Practice**, VAN DRIESCHE, R. G. et al. (Eds), John Wiley & Sons, Chichester. p. 80-104, 2016.
- VAN LENTEREN, J. C. et al. Environmental risk assessment of exotic natural enemies used in inundative biological control. **BioControl**, v. 48, n. 1, p. 3-38, 2003.
- VAN RIEL, P. et al. Eradication of exotic species. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 12, p. 515, 2000.
- VANCE, R. R. Interference competition and the coexistence of two competitors on a single limiting resource. **Ecology**, v. 65, n. 5, p. 1349-1357, 1984.
- VET, L. E. M.; DICKE, M. Ecology of infochemical use by natural enemies in a tritrophic context. **Annual review of entomology**, v. 37, n. 1, p. 141-172, 1992.
- VIGLIONE, G. Avalanche' of spider-paper retractions shakes behavioural-ecology community. **Nature**, v. 578, 199-200, 2020. Disponível em <https://www.nature.com/articles/d41586-020-00287-y>. Acesso em 21 de abril de 2020.
- WANG, X. G. et al. Egg–larval opiine parasitoids (Hym., Braconidae) of tephritid fruit fly pests do not attack the flowerhead-feeder *Trupanea dubautiae* (Dipt., Tephritidae). **Journal of Applied Entomology**, v. 128, n. 9-10, p. 716-722, 2004.

- WISSINGER, S.; MCGRADY, J. Intraguild predation and competition between larval dragonflies: direct and indirect effects on shared prey. **Ecology**, v. 74, n. 1, p. 207-218, 1993.
- Wootton, J. T. The Nature and Consequences of Indirect Effects in Ecological Communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 25, p. 443-466, 1994.
- ZIMMERMAN, E. C. **Insects of Hawaii. Volume 8. Lepidoptera: Pyraloidea**. Honolulu, USA, University of Hawaii Press, 1958.
- ZIMMERMAN, E. C. **Insects of Hawaii. Volume 9. Macrolepidoptera**. Honolulu, USA; University of Hawaii Press, 1978.