

LES EFFETS NON DIRIGÉS DE LA LUTTE BIOLOGIQUE CLASSIQUE :

IMPACTS DE L'INTRODUCTION D'ENNEMIS NATURELS EXOTIQUES SUR LA BIODIVERSITÉ LOCALE

par Jean-Frédéric Guay

Historique

La lutte biologique a longtemps été considérée comme un moyen efficace, sans danger pour l'humain et pour l'environnement, de lutter contre les ravageurs. De nombreuses études sur le sujet publiées au cours des deux dernières décennies ont toutefois démontré les impacts négatifs que pouvait parfois causer l'introduction d'ennemis naturels exotiques sur des populations d'espèces indigènes. La question est donc de savoir pourquoi cela a-t-il pris autant de temps pour que le monde scientifique porte son attention sur cette problématique qui ne date pourtant pas d'hier, alors que la lutte biologique dite classique est appliquée à grande échelle en Amérique du Nord et en Europe depuis le début du XX^e siècle? La réponse réside principalement dans une combinaison de circonstances historiques et sociales.

Bien que plusieurs programmes de lutte biologique classique aient connu un franc succès dès les années 1900, ils sont restés marginaux par rapport aux autres moyens de lutte contre les ravageurs et les suivis post-introduction étaient alors rares, voire inexistantes. Ce n'est que vers les années 1960 que la lutte biologique a commencé à susciter un réel intérêt chez le public, en grande partie grâce à la publication en 1962 du livre *Silent Spring* de Rachel Carson. Bien que l'ouvrage traite principalement des effets néfastes de pesticides tel le DDT sur la faune aviaire, il a touché une corde sensible dans la population en remettant en question la sécurité de ces produits et, par le fait même, en soulevant un doute sur leurs impacts possibles sur la santé humaine. Il n'en fallait pas plus pour que soit ravivé l'intérêt de développer des voies alternatives de lutte contre les ravageurs avec en tête de liste la lutte biologique. Pendant les années qui suivirent, c'est cette vision « anthropocentrique » qui poussa le monde scientifique à ne pas se questionner sur les possibles effets néfastes que pouvait avoir ce mode de lutte : si l'humain et les autres vertébrés n'étaient pas affectés, il s'agissait alors d'une approche jugée sécuritaire et acceptable.

Même si la problématique des effets non dirigés est apparue très tôt avec les premiers programmes de lutte biologique classique, ce n'est qu'au milieu des années 1980 qu'on a constaté un changement de cette vision pratique centrée sur l'humain vers une vision davantage « biocentrique », sans doute en raison d'une plus grande attention portée à toute la question de la protection de l'environnement. Pour la première fois, des études complètes ont été réalisées dans le but de déterminer les impacts possibles de la lutte biologique classique sur des espèces n'ayant pas *a priori* d'importance économique pour l'humain (Howarth 1991). Les objets de

Georges-Maheux

2^e prix



ces études étaient alors des plantes et des arthropodes et non plus seulement des vertébrés supérieurs comme l'humain. Essentiellement, elles ont tenté de mesurer deux aspects, soit l'impact de la lutte biologique classique sur la biodiversité des espèces indigènes et les répercussions écologiques de l'introduction de nouvelles espèces sur les interactions trophiques dans les écosystèmes.

Définitions et concepts essentiels

Dans la littérature, on réfère couramment aux impacts négatifs et indésirables de la lutte biologique comme étant des effets non dirigés (*nontarget effects*) (Lockwood 2000). Le concept d'effets non dirigés n'est pas unique à ce mode de lutte et s'applique aussi bien à l'emploi d'herbicides et d'insecticides. Dans un contexte de lutte biologique classique, on parle toutefois d'effets non dirigés lorsqu'un ennemi naturel exotique introduit pour lutter contre un ravageur, également exotique, s'attaque à d'autres espèces, habituellement indigènes, qui n'étaient pas initialement ciblées.

Bien que répertoriés dans de nombreux cas d'introduction d'ennemis naturels, les effets non dirigés ne sont pas une constante en lutte biologique classique. Toutefois, plusieurs facteurs sont susceptibles d'accroître sensiblement les risques de les observer (Wainhouse 2005). Le degré de spécificité de l'ennemi naturel utilisé y joue pour beaucoup. Ainsi, l'emploi d'espèces généralistes, c'est-à-dire à hôtes multiples, risque d'être davantage problématique que l'emploi d'espèces spécialistes à hôte unique. De la même manière, la présence dans l'environnement d'espèces indigènes apparentées à celle visée par le contrôle risque fort d'être un autre facteur augmentant la probabilité d'apparition d'effets non dirigés. C'est une problématique certes difficile à résoudre si on considère que la majorité des espèces de prédateurs ou de parasitoïdes sont rarement spécialistes et ont en moyenne plus d'un hôte (Stiling 2004).

Les conséquences pour les espèces non initialement visées sont multiples et se manifestent le plus souvent par un accroissement de la compétition, de la mortalité ou du parasitisme (Stiling et Simberloff 2000). Le principal problème en lien avec les effets non dirigés est toutefois qu'ils demeurent difficilement évaluables. Très peu d'études ont tenté ou réussi à déterminer de façon précise leur occurrence (nombre d'espèces causant des effets non dirigés/nombre d'espèces introduites dans le cadre de programmes de lutte biologique) ou de mesurer leur intensité (impact sur les populations d'une espèce non visée en raison de l'introduction d'un ennemi naturel). Certaines données suggèrent que c'est près



du quart des introductions qui se sont soldées par l'observation d'effets non dirigés (Stiling et Simberloff 2000). L'intensité de ces pressions, bien que les données soient rares et incomplètes, semble néanmoins très variable, mais pourrait sans aucun doute poser dans certains cas une menace substantielle à la survie d'espèces sensibles.

La problématique des effets non dirigés

La problématique des effets non dirigés constitue une question épineuse en lutte biologique. Un peu à l'instar du débat actuel entourant les changements climatiques, tous ou presque s'entendent pour dire qu'il s'agit d'un problème bien réel. Toutefois, quand il devient question d'évaluer le niveau de risque et la nécessité d'agir avec plus ou moins d'empressement et de fermeté, les opinions divergent. La lutte biologique classique est-elle une approche de lutte contre les ravageurs moins reluisante que ce que l'on a laissé entendre pendant de nombreuses années? Les effets non désirés qu'elle peut entraîner sont-ils vraiment dramatiques ou bien s'agit-il d'un moindre mal par rapport à l'utilisation des pesticides chimiques? Voilà plusieurs questions qui sont hautement débattues et dont les réponses sont encore loin d'être claires.

Les effets non dirigés de la lutte biologique sont souvent abordés dans un contexte de lutte contre les arthropodes. Toutefois c'est un problème qui est aussi bien observé dans le cadre de programmes de lutte contre les espèces végétales envahissantes (*weeds*) que les ravageurs (*pests*).

Lutte contre les ravageurs

La lutte aux ravageurs peut se faire au moyen d'une multitude d'ennemis naturels appartenant à divers taxons. Parmi ceux-ci, on trouve notamment les insectes, les bactéries, les virus, les champignons, les nématodes ainsi que les microsporidies. Des effets non dirigés ont été clairement observés lors de l'utilisation de plusieurs de ces groupes comme agents de lutte, plus particulièrement pour les insectes et les bactéries. Pour ces dernières, plusieurs études semblent indiquer un impact marqué des épandages forestiers du *Bacillus thuringiensis* (Bt) pour la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.) et la spongieuse (*Lymantria dispar* (L.)) sur la faune indigène de Lépidoptères (Wagner *et al.* 1996; Boulton *et al.* 2007).

Les insectes utilisés dans le cadre de programmes de lutte biologique peuvent être divisés en deux catégories d'ennemis naturels, soit les prédateurs et les parasitoïdes. C'est chez ces deux groupes que la majorité des études portant sur les effets non dirigés ont été réalisées et que les exemples sont les plus nombreux.

Un cas bien connu est celui du diptère parasitoïde *Compsilura concinnata* (Meig.) (Diptera : Tachinidae) (Louda *et al.* 2003). Originaire d'Europe, il a été introduit à répétition en Amérique du Nord du début du siècle jusqu'au milieu des années 1980 afin de lutter contre des Lépidoptères défo-

liateurs tels la spongieuse et le bombyx cul-brun (*Euproctis chryorrhoea* L.). Bien que très peu étudié en Europe, on savait de *C. concinnata* qu'il s'agissait d'une espèce généraliste et multivoltine. Cela était alors vu comme un avantage pour permettre le contrôle d'autres espèces de Lépidoptères défoliateurs. Depuis, *C. concinnata* a été reconnu pour parasiter plus de 200 espèces de Lépidoptères indigènes et serait responsable du déclin observé chez certaines espèces de Saturniidae (Stamp et Bowers 1990; Boettner *et al.* 2000; Stireman *et al.* 2006). Des études ont tenté de mesurer l'intensité de ce parasitisme non dirigé et ont démontré que *C. concinnata* était responsable de 81 % de la mortalité larvaire chez *Hyalophora cecropia* (L.) (Boettner *et al.* 2000) et de 78 % du parasitisme chez *Actias luna* (L.) (Kellogg *et al.* 2003). Toutefois, la conclusion la plus importante de ces études est que les effets non dirigés peuvent perdurer sur de longues périodes et ainsi causer l'affaiblissement des populations de certaines espèces indigènes.

Un deuxième cas bien documenté faisant ici intervenir un prédateur est celui de la coccinelle à sept points, *Coccinella septempunctata* L. (Coleoptera : Coccinellidae) (Louda *et al.* 2003). Introduit massivement sur la côte est de l'Amérique du Nord au début des années 1980 pour lutter contre le puceron russe du blé, ce coléoptère originaire d'Europe était alors connu comme étant une espèce hautement compétitive. En raison de la nécessité d'agir rapidement afin de contrer la menace économique que constituait l'arrivée de nouvelles espèces de pucerons, aucune étude d'impact ne fut réalisée. La coccinelle à sept points est ainsi devenue l'espèce dominante dans plusieurs habitats dès le début des années 1990 (Angalet *et al.* 1979; Gordon et Vandenberg 1991), délogeant du même coup des coccinelles indigènes autrefois abondantes telles *Coccinella novemnotata* Hbst. (Wheeler et Hoebeke 1995) et *Adalia bipunctata* (L.) (Elliott *et al.* 1996). Depuis les dernières années, un phénomène similaire est à nouveau en train de se produire à l'échelle du globe avec une autre espèce introduite hautement invasive, la coccinelle asiatique *Harmonia axyridis* (Pallas) (Soares *et al.* 2008), au point où celle-ci est même en train de déplacer la coccinelle à sept points dans certains habitats (Colunga-Garcia et Gage 1998).

Les îles Hawaï : un écosystème en péril?

Les îles Hawaï sont sans doute un des endroits du globe où il s'est effectué le plus de programmes de lutte biologique (Funasaki *et al.* 1988). Cela découle en grande partie de leur situation géographique et de leur économie. En effet, ces îles constituent à la fois un centre névralgique pour le tourisme, le commerce et les activités militaires dans le Pacifique. Tous ces échanges contribuent considérablement à accroître les risques d'introductions involontaires de nouveaux ravageurs. Chaque année, ce serait ainsi près de 20 nouvelles espèces d'arthropodes qui arriveraient dans l'archipel (Beardsley 1979). Comme l'agriculture occupe une place importante dans l'économie locale, ces introductions constituent un véritable fléau, d'où est venue la nécessité de mettre





sur pied une multitude de programmes de lutte biologique. À titre d'exemple, une cicadelle récemment introduite s'est révélée capable d'attaquer 300 espèces de plantes réparties dans 83 familles. De ces espèces, 68 % sont cultivées et 22 % sont endémiques aux îles Hawaii (Messing et Wright 2006).

Le cas de ces îles n'est cependant pas unique. Il s'agit d'une situation qui est partagée avec un bon nombre d'autres systèmes insulaires comme l'Australie et la Nouvelle-Zélande. Souvent, ces écosystèmes possèdent un grand nombre d'espèces endémiques qui ont très peu d'adaptations pour se défendre contre des organismes hautement compétitifs provenant du continent.

Tous ces facteurs peuvent donc accroître considérablement les risques que des ennemis naturels puissent causer des effets non dirigés. C'est ainsi que sur près de 243 espèces de parasitoïdes introduites à Hawaii dans le cadre de programmes de lutte biologique, 22 % se sont retrouvées sur d'autres hôtes que leur cible initiale (Funasaki *et al.* 1988). D'autres études de parasitisme sur des Lépidoptères nocturnes indigènes ont montré que 83 % des parasitoïdes qui émergeaient de chenilles parasitées collectées en nature provenaient de programmes de lutte biologique contre 14 % seulement qui venaient d'introductions accidentelles et 3 % qui étaient indigènes (Henneman et Memmott 2001).

Bien qu'en apparence alarmants, il faut analyser avec précaution de tels résultats. Tout d'abord, il faut comprendre que la situation actuelle découle directement des failles des programmes de lutte biologique classique mis sur pied il y a souvent plusieurs décennies. Avant 1960, les ennemis naturels relâchés à Hawaii n'étaient pas soumis à des tests pour déterminer leur degré de spécificité avec leur hôte (Funasaki *et al.* 1988). Depuis, les lois ont été considérablement resserrées, ce qui a réduit de manière significative l'incidence des effets non dirigés. Ainsi, aucun ennemi naturel approuvé pour un programme de lutte biologique entre 1967 et 1988 n'a été rapporté pour avoir attaqué des espèces indigènes non visées. Ce resserrement des lois a toutefois peut-être causé un effet pervers en limitant la capacité et la rapidité d'intervention face à de nouveaux ravageurs : alors que ceux-ci arrivent en plus grand nombre années après années, le développement de nouveaux programmes de lutte a pratiquement été réduit à néant (Messing et Wright 2006).

Des solutions envisageables?

Malgré le fait que peu d'études étoffées soient encore disponibles sur les effets non dirigés de la lutte biologique classique, celles qui ont été réalisées jusqu'à maintenant mettent en évidence certaines pistes de solutions et mesures à appliquer avant de procéder à l'introduction d'un nouvel ennemi naturel dans le cadre de l'élaboration d'un programme de lutte biologique (Louda *et al.* 2003) :

- ☛ Proscrire les espèces généralistes:
Coccinella septempunctata et *Compsilura concinnata* sont

des exemples parfaits d'espèces généralistes qui étaient peu appropriées pour des programmes de lutte biologique en raison de leur capacité à exploiter des hôtes multiples ou encore, dans le cas des coccinelles, à faire de la prédation intragilde (Koch et Galvan 2008).

- ☛ Accroître les tests pour déterminer la spécificité de l'ennemi naturel
La majorité des tests sont réalisés en laboratoire alors que très peu le sont en milieu naturel. Il s'agit d'une approche certes valable, mais qui tient uniquement compte de la compatibilité physiologique (*physiological host range*) de l'ennemi naturel avec des hôtes potentiels. Les tests sur le terrain tiennent compte quant à eux des hôtes que l'ennemi est réellement susceptible de rencontrer (*ecological host range*) (Babendreier *et al.* 2005).
- ☛ Obtenir davantage d'informations sur l'écologie et la biologie des espèces
Il est essentiel de bien connaître la biologie et l'écologie de l'ennemi naturel. Cela passe entre autres par l'étude de son habitat, de son comportement de recherche d'hôtes, des facteurs limitants pour sa croissance et sa reproduction ainsi que ceux influençant la dynamique des populations. Cela deviendra d'autant plus important avec les changements climatiques à venir (Hance *et al.* 2007).
- ☛ Toutes les espèces de ravageurs ne sont pas des cibles parfaites pour des programmes de lutte biologique classique
L'intervention dans certains milieux naturels peut comporter de hauts risques, notamment dans le cas d'écosystèmes insulaires ou ceux comprenant des espèces indigènes apparentées à celle visée. Il faut également considérer le fait que dans certains cas, il n'y a pas d'ennemis naturels à la fois efficaces et sans effets non dirigés, ce qui implique la recherche d'autres voies de lutte contre les ravageurs que par une approche biologique classique.
- ☛ Accorder la priorité aux ennemis naturels ayant un réel impact de contrôle
L'impact des programmes de lutte biologique est souvent négligeable ou partiel. Aussi peu que 16 % des tentatives d'introduction d'ennemis naturels mènent à un contrôle complet de l'espèce cible (Hall *et al.* 1980), d'où l'importance d'évaluer les coûts écologiques vs les bénéfices économiques qui peuvent en être retirés avant de les mettre en œuvre.

La lutte biologique classique est certes un moyen de lutte contre les ravageurs qui est loin d'être parfait. Toutefois, les nombreuses problématiques qui y sont associées et qui commencent à être mises en évidence ne sont pas insurmontables. Déjà, il est possible de constater que la majorité des problèmes observés proviennent des premiers programmes de lutte biologique qui datent parfois du début du siècle. De la même manière, un resserrement important des lois semble avoir stabilisé la situation dans plusieurs pays et écosystèmes.





mes sensibles (Hunt *et al.* 2008). L'avenir n'est donc pas si sombre pour la lutte biologique classique et son succès futur dépendra principalement de la manière dont les programmes de demain seront élaborés. Chose certaine, ils devront tenir compte des effets non dirigés et avoir une approche plus écologique, axée sur une vision à plus long terme de la gestion des ravageurs.

Références

- Angalet, G.W., J.M. Tropp et A.N. Eggert. 1979.** *Coccinella septempunctata* in the United States: recolonizations and notes on its ecology. *Environ. Entomol.* 8 : 896-901.
- Babendreier, D., F. Bigler et U. Kuhlmann. 2005.** Methods used to assess non-target effects of invertebrate biological control agents of arthropod pests. *BioControl* 50 : 821-870.
- Beardsley, J.W. 1979.** New immigrant insects in Hawaii: 1962-1976. *Proc. Hawaii Entomol. Soc.* 23 : 35-44.
- Boettner, G.H., J.S. Elkinton et C.J. Boettner. 2000.** Effects of a biological control introduction on three nontarget native species of Saturniid moths. *Conserv. Biol.* 14 : 1798-1806.
- Boulton, T.J., I.S. Otvos, K.L. Halwas et D.A. Rohlf. 2007.** Recovery of nontarget Lepidoptera on Vancouver Island, Canada: One and four years after a gypsy moth eradication program. *Environ. Toxicol. Chem.* 26 : 738-748.
- Carson, R. 1962.** *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston, MA, USA, 368 p.
- Colunga-Garcia, M. et S.H. Gage. 1998.** Arrival, establishment, and habitat use of the multicolored Asian lady beetle (Coleoptera: Coccinellidae) in a Michigan landscape. *Environ. Entomol.* 27 : 1574-1580.
- Elliott, N.C., R.W. Kieckhefer et W.C. Kauffman. 1996.** Effects of an invading coccinellid on native coccinellids in an agricultural landscape. *Oecologia* 105 : 537-544.
- Funasaki, G.Y., P.-Y. Lai, L.M. Nakahara, J.W. Beardsley et A.K. Ota. 1988.** A review of biological control introductions in Hawaii: 1890-1985. *Proc. Hawaii Entomol. Soc.* 28 : 105-160.
- Gordon, R.D. et N. Vandenberg. 1991.** Field guide to recently introduced species of Coccinellidae (Coleoptera) in North America, with a revised key to North American genera of Coccinellini. *Proc. Entomol. Soc. Wash.* 93 : 845-864.
- Hall, R.W., L.E. Ehler et B. Bisbabri-Ershadi. 1980.** Rate of success in classical biological control of arthropods. *J. Entomol. Soc. Am.* 26 : 111-114.
- Hance, T., J. van Baaren, P. Vernon et G. Boivin. 2007.** Impact of extreme temperatures on parasitoids in a climate change perspective. *Annu. Rev. Entomol.* 52 : 107-126.
- Henneman, M.L. et J. Memmott. 2001.** Infiltration of a Hawaiian community by introduced biological control agents. *Science* 293 : 1314-1316.
- Howarth, F.G. 1991.** Environmental impacts of classical biological control. *Annu. Rev. Entomol.* 36 : 485-509.
- Hunt, E.J., U. Kuhlmann, A. Sheppard, T.-K. Qin, B.I.P. Barratt, L. Harrison, P.G. Mason, D. Parker, R.V. Flanders et J. Goolsby. 2008.** Review of invertebrate biological control agent regulation in Australia, New Zealand, Canada and the USA: recommendations for a harmonized European system. *J. Appl. Entomol.* 132 : 89-123.
- Kellogg, S.K., L.S. Fink et L.P. Brower. 2003.** Parasitism of native luna moths, *Actias luna* (L.) (Lepidoptera: Saturniidae) by the introduced *Compsilura concinnata* (Meigen) (Diptera: Tachinidae) in Central Virginia, and their hyperparasitism by trigonalid wasps (Hymenoptera: Trigonalidae). *Environ. Entomol.* 32 : 1019-1027.
- Koch, R.L. et T.L. Galvan. 2008.** Bad side of a good beetle: the North American experience with *Harmonia axyridis*. *BioControl* 53 : 23-35.
- Lockwood, J.A. 2000.** Nontarget effects of biological control: what are we trying to miss? Dans *Nontarget Effects of Biological Control*. Sous la direction de P.A. Follet et J.J. Duan. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA. p. 15-30.
- Louda, S.M., R.W. Pemberton, M.T. Johnson et P.A. Follett. 2003.** Nontarget effects - The Achilles' Heel of biological control? Retrospective analyses to reduce risk associated with biocontrol introductions. *Annu. Rev. Entomol.* 48 : 365-396.
- Messing, R.H. et M.G. Wright. 2006.** Biological control of invasive species: solution or pollution? *Front. Ecol. Environ.* 4 : 132-140.
- Soares, A.O., I. Borges, P.A.V. Borges, G. Labrie et É. Lucas. 2008.** *Harmonia axyridis*: What will stop the invader? *BioControl* 53 : 127-145.
- Stamp, N.E. et M.D. Bowers. 1990.** Parasitism of New England buckmoth caterpillars (*Hemileuca lucina*: Saturniidae) by tachinid flies. *J. Lepidopt. Soc.* 35 : 199-200.
- Stiling, P. 2004.** Biological control not on target. *Biol. Invasions* 6 : 151-159.
- Stiling, P. et D. Simberloff. 2000.** The frequency and strength of nontarget effects of invertebrate biological control agents of plant pests and weeds. Dans *Nontarget Effects of Biological Control*. Sous la direction de P.A. Follet et J.J. Duan. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA. p. 31-43.
- Stireman, J.O., J.E. O'Hara et D.M. Wood. 2006.** Tachinidae: Evolution, Behavior, and Ecology. *Annu. Rev. Entomol.* 51 : 525-555.
- Wagner, D.L., J.W. Peacock, J.L. Carter et S.E. Talley. 1996.** Field assessment of *Bacillus thuringiensis* on nontarget Lepidoptera. *Environ. Entomol.* 25 : 1444-1454.
- Wainhouse, D. 2005.** *Ecological Methods in Forest Pest Management*. Oxford University Press, Oxford, UK. 228 p.
- Wheeler, A.G. et E.R. Hoebeke. 1995.** *Coccinella novemnotata* in northeastern North America: historical occurrence and current status (Coleoptera: Coccinellidae). *Proc. Entomol. Soc. Wash.* 97 : 701-716.

.....
Jean-Frédéric Guay est étudiant à la maîtrise au département de biologie de l'Université Laval sous la direction de Conrad Cloutier. Ses travaux de recherche portent sur l'impact de la température et du rayonnement UV sur les symbiotes bactériens et la résistance aux parasitoïdes chez le puceron du pois.

