

Les impacts directs, indirects et cumulatifs de l'utilisation du *Bacillus thuringiensis israelensis* (*Bti*) et du *Lysinibacillus* (*Bacillus*) *sphaericus* (*Ls*, *Bsph*) pour le contrôle d'insectes piqueurs sur des espèces non ciblées, les réseaux trophiques et les écosystèmes

Revue de littérature

Référence à citer

Bert Klein et Paula Cabrera. 2023. *Les impacts directs, indirects et cumulatifs de l'utilisation du Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) et du Lysinibacillus (Bacillus) sphaericus (Ls, Bsph) pour le contrôle d'insectes piqueurs sur des espèces non ciblées, les réseaux trophiques et les écosystèmes*. Revue de littérature. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune et des parcs, Québec, 214 pages.

Cette publication a été réalisée par la direction de la conservation des habitats, des affaires législatives et des territoires fauniques, direction générale de la valorisation du patrimoine naturel, secteur de la faune et des parcs, du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2023

Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN 978-2-550-94369-3 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.
© Gouvernement du Québec – 2023

Recherche, rédaction et coordination

Bert Klein, Service des territoires fauniques et des habitats (STFH), Direction de la conservation des habitats, des affaires législatives et des territoires fauniques (DCHALTF), ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP)

Paula Cabrera, Laboratoire de lutte biologique, Université du Québec à Montréal

Collaborations

Francis Bourret, STFH, DCHALTF

Anaïs Courteille, Direction de la gestion de la faune de l'Outaouais

Meggie Desnoyers, STFH, DCHALTF

Nathalie Desrosiers, Service de la conservation de la biodiversité et des milieux humides, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune

Zara Dionne, anciennement au STFH, DCHALTF

Étienne Drouin, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval

Lila Gagnon-Brambilla et Justine Desmeules, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine

Isabelle Parent, STFH, DCHALTF

Marianne Théberge, Direction de la gestion de la faune de la Mauricie et du Centre-du-Québec

Anne-Marie Turgeon, anciennement au STFH, DCHALTF

Jolyane Roberge, Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches

Révision scientifique

Émilie Bilodeau, Direction des matières dangereuses et des pesticides, MELCCFP

Mélanie Desrosiers et Gaëlle Triffault-Bouchet, Division écotoxicologie et évaluation du risque, Direction des expertises et des études, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, MELCCFP

Andrée Gendron, Division recherche sur les contaminants aquatiques, Direction générale des sciences et technologies, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC)

Isabelle Giroux, Direction de la qualité des milieux aquatiques, MELCCFP

Valérie Langlois et Molly Lefebvre, Centre Eau Terre Environnement, Institut national de la recherche scientifique

Brigitte Poulin, Département écosystèmes, Tour du Valat, Le Sambuc, Arles, France

Jean Rodrigue et François Shaffer, Service canadien de la faune (SCF), ECCC

Les commentaires de ces personnes sur le contenu des parties de cette revue de littérature ont permis d'améliorer la qualité du document : Carsten Brühl, iES Landau, Institut des sciences environnementales, Université de Kaiserslautern-Landau (RPTU), Landau, Allemagne; Michel Robert, SCF, ECCC; et Jean-Louis Schwartz, Département de pharmacologie et physiologie, Faculté de médecine, Université de Montréal.

De plus, nous tenons à remercier M^{me} Janice Bailey, directrice scientifique du Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT), pour avoir organisé la révision de cette revue de littérature par six réviseurs anonymes issus de six universités québécoises.

Sommaire exécutif

Le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a le mandat d'assurer la conservation et la mise en valeur de la faune et de ses habitats dans une perspective de développement durable. Il est important d'assurer un contrôle sur les interventions pouvant engendrer des répercussions à court ou à long terme sur les habitats fauniques ainsi que sur les espèces qui les fréquentent. Cela inclut des modifications du fonctionnement de l'écosystème et des réseaux trophiques.

Les directions régionales de la gestion de la faune du MELCCFP doivent délivrer des autorisations ou des avis fauniques quand des projets de contrôle des insectes piqueurs sont proposés. Cette revue de littérature a été préparée comme document de référence afin d'outiller les analystes du Ministère qui s'occupent de ces tâches. L'objectif de cette revue de littérature scientifique est d'évaluer si, selon les publications récentes, l'épandage des formulations de *Bacillus thuringiensis* variété *israelensis* (*Bti*) pour le contrôle des nuisances causées par les insectes piqueurs est respectueux de l'environnement. Elle vise aussi à évaluer si l'épandage de *Bti* peut avoir un effet direct ou indirect sur la faune, la biodiversité, l'écosystème ou le fonctionnement des réseaux trophiques du Québec.

Afin de contrôler l'émergence des insectes piqueurs, des agents de lutte biologique, soit *Bti* et le *Lysinibacillus sphaericus* (*Ls*; qui portait, jusqu'à récemment, le nom de *Bacillus sphaericus* [*Bsph*]), sont utilisés pour éliminer les stades larvaires des moustiques (Diptera : Culcidae) et des mouches noires (Diptera : Simuliidae). Le travail effectué dans le cadre de cette revue de littérature met l'accent sur l'utilisation du *Bti* pour réduire la gêne causée par les insectes piqueurs. Il n'est pas lié au rôle des moustiques comme vecteurs de transmission de maladies (zoonoses), car il n'y a présentement aucune activité d'épandage de larvicides au Québec pour contrôler de manière préventive les moustiques comme vecteurs de maladies. L'inconfort est causé par les moustiques et mouches noires femelles qui, chez la plupart des espèces, ont besoin d'un repas sanguin, c'est-à-dire d'un apport supplémentaire en protéines pour permettre la maturation des œufs. Établir des seuils d'intervention est un sujet délicat, car cet inconfort est un sentiment subjectif, pour lequel il est difficile, voire impossible, d'utiliser une unité de mesure objective, chaque personne ayant son propre seuil de tolérance. Ainsi, il est difficile de juger si ce sentiment d'inconfort est suffisant pour justifier le niveau de risques environnementaux associé aux traitements de milieux humides et hydriques. Le risque est plus mesurable en présence d'une problématique de maladies transmises par les insectes piqueurs aux humains ou autres organismes (zoonoses).

Près de 600 documents, portant sur les effets non désirés de l'utilisation des produits pour le contrôle des insectes piqueurs (majoritairement le *Bti*), ont été analysés. En plus des effets directs, les effets indirects et cumulatifs du contrôle des insectes piqueurs sur les réseaux trophiques, la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes ainsi que l'intégrité écologique^a sont exposés. Les sources d'information sont majoritairement des articles scientifiques portant sur les impacts de l'utilisation du *Bti*, dont les impacts sur des organismes non ciblés. De plus, des rapports, des documents gouvernementaux et des sites Web ont été consultés.

On n'utilise pas le *Bti* et le *Ls* « purs » mais des formulations commerciales de *Bti* et de *Ls*, pour le contrôle des insectes piqueurs. Ces formulations contiennent, en plus de l'agent actif différents adjuvants qui n'ont pas été pris en compte lors de l'homologation des produits. Ces adjuvants peuvent aussi être toxiques pour certains organismes, et la toxicité des formulations est parfois plus importante que celle de l'ingrédient actif.

^a L'intégrité de l'écosystème est un concept qu'on peut définir comme la capacité de l'écosystème à maintenir la structure et les fonctions écosystémiques à l'aide des processus et d'éléments caractéristiques de son écorégion ou de sa zone biogéographique^{86,87}.

Une des difficultés rencontrées a été la comparaison des différentes unités utilisées dans la description des doses et des concentrations du *Bti* et de ses formulations (telles que µg/l, mg/l ou ppm, l/ha, spores/ml, pintes/acre, kg/ha, lb/acre ou encore une tablette par 13,2 gallons (50 l)). Afin de pouvoir comparer et analyser cette information, le rapport Unités de doses et de concentrations d'épandage de *Bti* a été élaboré par Paula Cabrera (annexe 1). Dans ce document, les différentes unités trouvées dans les études sur le *Bti* ont été uniformisées. Ainsi, les unités toxiques internationales (ITU) par unité de surface ou par unité de volume ont été utilisées quand il a été possible de les calculer.

Les études analysées proviennent de diverses régions géographiques, dans une variété de contextes environnementaux. Les formulations de *Bti* utilisées, les taux d'application et les fréquences d'épandage variaient aussi. Des études de laboratoire et des études sur le terrain, ainsi que des recherches à court et à long terme, ont fourni des informations complémentaires. Les études à court terme permettent de mettre en évidence les effets directs reliés à la toxicité aiguë du *Bti*. En contrepartie, les études à long terme fournissent de l'information sur les effets chroniques et indirects de cet insecticide, ainsi que sur le fonctionnement de l'écosystème et des réseaux trophiques. On souligne deux études à long terme dans deux contextes environnementaux différents qui impliquent la gestion de contrôle d'insectes piqueurs ou de la démoustication : les suivis environnementaux sur les épandages de *Bti* dans le Parc naturel régional de Camargue à l'embouchure du Rhône, en France, et les études des impacts du *Bti* dans la vallée du Rhin, en Allemagne.

Même s'il y a beaucoup de résultats contradictoires dans la littérature, comme c'est souvent le cas pour des études écotoxicologiques, cette diversité d'études sur le *Bti* permet de mettre en évidence les conséquences potentielles suivantes sur les organismes non ciblés et les écosystèmes :

- Les formulations de *Bti* et de *Ls* sont considérées comme des biopesticides à faible risque lors de l'homologation et les ingrédients actifs sont considérés comme n'étant pas directement toxiques pour les vertébrés, contrairement aux autres insecticides.
- Les formulations commerciales de *Bti* qui sont épandues contiennent des adjuvants qui peuvent aussi être toxiques pour certains organismes. Ces adjuvants devraient être listés sur les étiquettes commerciales. Le *Bti* lui-même est le seul ingrédient pour lequel la toxicité a été évaluée lors de l'homologation alors qu'il n'est pas nécessairement le seul responsable d'effets non désirés.
- Comme observé en général pour des pesticides, il y a une variabilité importante de sensibilité aux différents pesticides, y compris le *Bti*, entre les différentes espèces, même à l'intérieur des familles.
- La mortalité des larves des moustiques et des mouches noires à la suite de l'épandage de *Bti* ainsi que l'élimination des stades adultes parmi les insectes émergents peuvent affecter l'intégrité des écosystèmes aquatiques et terrestres.
- En plus d'éliminer les moustiques et les mouches noires de la communauté d'insectes émergents, l'épandage de *Bti* a potentiellement un effet direct sur des populations de larves et l'émergence de chironomes adultes (Diptera : Chironomidae). Cela peut avoir des répercussions indirectes sur d'autres organismes à travers les réseaux trophiques, car les chironomes peuvent être des invertébrés dominants dans des écosystèmes aquatiques.
- Au Québec, plusieurs arthropodes prédateurs des moustiques ou chironomes peuvent aussi être affectés par l'élimination de leurs proies; cela peut entraîner des répercussions sur leurs propres prédateurs (effets ascendants dans les réseaux trophiques – *bottom up*). C'est pourquoi les populations d'arthropodes prédateurs, tels les odonates et les araignées, risquent indirectement d'être affectées par l'épandage de *Bti*.
- Les oiseaux insectivores, tels les canetons de différentes espèces de canards (p. ex. le canard colvert, *Anas platyrhynchos*) qui se nourrissent principalement des insectes émergents d'origine aquatique, comme les chironomes, pendant les premières semaines de vie, peuvent être affectés au Québec. Les populations d'oiseaux insectivores aériens, telles les différentes espèces

d'hirondelles, qui sont toutes en déclin, pourraient être affectées par une réduction des insectes volants.

- Les chiroptères (chauves-souris) pourraient aussi être à risque, si une réduction de leurs proies se produit. Il faut noter qu'au Québec, les populations de chauves-souris résidentes sont déjà affaiblies par le syndrome du museau blanc. Les diptères constituent la diète principale de la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), notamment les chironomidés pour les populations forestières. Ainsi, les épandages de *Bti* pourraient constituer un risque pour des chauves-souris, particulièrement pendant la période de reproduction.
- Les amphibiens pourraient également être affectés par les épandages de *Bti*. Des études ont démontré des effets directs (tels que de la mortalité, des impacts histopathologiques ainsi que des impacts sur les processus physiologiques) des formulations de *Bti* sur les têtards d'espèces d'anoures. Des expériences avec les formulations de VectoBac utilisées au Québec (collaboration INRS – MELCCFP) montrent que des têtards du crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) et de la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*) présentent une altération de l'état physiologique à la suite d'une exposition à ces formulations. Cependant, aucune tendance en fonction de la concentration des traitements de *Bti* n'a été mise en évidence lors de ces études. Individuellement, ces effets ne semblent pas affecter le développement et la survie de ces deux espèces au stade larvaire. Les deux formulations modifient le temps de métamorphose des têtards. Cela pourrait affecter les populations de ces deux anoures. Chez les têtards du crapaud d'Amérique, le microbiote intestinal a été modifié à la suite de l'exposition aux concentrations recommandées des deux formulations de VectoBac. Les perturbations du microbiote peuvent influencer la santé de ces animaux. De plus, des larves de triton ont été affectées en Allemagne par des modifications des réseaux trophiques.
- Le peu d'information disponible ne permet pas d'évaluer les risques de l'exposition directe au *Bti* pour les poissons, même si certaines espèces peuvent être exposées aux épandages dans les cours d'eau et dans les plaines inondables au Québec. Une étude suggère néanmoins des effets potentiels des endotoxines sur les stades larvaires et d'autres mentionnent une diminution des proies pour les poissons insectivores. Le transport des spores de *Bti* à travers les bassins versants vers les embouchures (lors des applications pour le contrôle des mouches noires) pourrait avoir un effet sur les populations de poissons, de manière directe et indirecte, ainsi que sur tous les autres organismes qui s'y trouvent. De ce fait, les poissons insectivores, comme le dard de sable, qui dépend des larves des mouches noires, ainsi que des insectes aquatiques insectivores pourraient être affectés. Ces deux groupes d'organismes pouvant éventuellement être mangés par des organismes des niveaux trophiques supérieurs, des effets induits pourraient se faire sentir sur les niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire.
- La formulation de VectoBac liquide pourrait poser un risque pour des crustacés ostracodes. Ceux-ci peuvent être l'un des invertébrés dominants dans certains écosystèmes aquatiques au Québec. Des études mentionnent que le *Bti* pourrait affecter d'autres crustacés, tels que des copépodes et des daphnies.
- Il n'est pas possible d'évaluer le risque ou les impacts sur des invertébrés tels que les annélides, les mollusques et les gastropodes, même si ceux-ci peuvent se retrouver dans les écosystèmes aquatiques visés par les épandages de *Bti*, et ce, en raison du manque de données scientifiques.
- L'accumulation de *Bti*, à la suite d'épandages répétitifs, ainsi que son recyclage dans l'environnement ont été démontrés entre autres au Québec.
- Les effets antibactériens du *Bti* peuvent occasionner des changements dans les communautés microbiennes de toutes les parties de l'écosystème, dans les microbiotes intestinaux, cutanés, etc. de tous les organismes, ainsi que dans le fonctionnement des cycles biogéochimiques. Le changement des microbiotes pourrait affecter la santé des organismes exposés au *Bti*.
- La synergie des formulations de *Bti* avec d'autres composés toxiques qui se retrouvent dans les milieux humides et hydriques, notamment des pesticides issus de l'agriculture, est un phénomène qui a été démontré et qui pourrait se produire au Québec.

- L'absence d'effet ascendant (*bottom-up*) clair dans certaines études sur les effets du *Bti* peut être due au remplacement d'un groupe d'espèces éliminées par le *Bti* par d'autres espèces de même niveau trophique dans l'écosystème étudié. Elle peut aussi être attribuée à l'omnivorie (prédation sur plus d'un niveau trophique). Les systèmes plus diversifiés peuvent ainsi cacher les perturbations, en raison des redondances dans le réseau trophique, permettant un possible remaniement des communautés et des réseaux trophiques¹. Ainsi, ils ne répondent pas ou pas aussi clairement que les écosystèmes plus simples¹. Ces phénomènes de compensation peuvent jouer un rôle important dans la réponse d'un écosystème¹. Cela n'équivaut pas à dire que les effets d'un manque de ressources dans le réseau trophique à la suite de l'application de *Bti* n'affectent pas les niveaux trophiques supérieurs, mais simplement que ces effets peuvent ne pas être observés dans bien des circonstances².

Dans cette optique, une restriction des épandages de *Bti* dans les zones clés de reproduction des chironomes et les habitats importants pour la reproduction de la sauvagine, des oiseaux insectivores aériens (hirondelles et autres) et des chauves-souris pourrait être envisagée. Par exemple, ce pourrait être d'éviter l'épandage dans ces zones ou de réduire la fréquence et le taux d'application au minimum, éventuellement en dessous du dosage recommandé. Les épandages devraient être ciblés et faire partie d'un programme de gestion intégrée. Dans le cadre d'un tel programme, l'utilisation de *Bti* de manière locale et à petite échelle pour le contrôle de moustiques qui transmettent des maladies et qui se reproduisent souvent dans des cavités et de petits récipients artificiels est l'une des méthodes les plus humanitaires et les plus respectueuses de l'environnement. Cependant, l'utilisation de *Bti* à grande échelle dans des milieux humides afin de réduire les nuisances causées par les insectes piqueurs pourrait affecter des espèces non ciblées, le fonctionnement des réseaux trophiques ainsi que l'intégrité de l'écosystème. Pour cette raison, les épandages sur de grandes superficies devraient être réduits au strict minimum, car ils constituent un risque indirect pour les prédateurs aquatiques et terrestres comme les populations de chiroptères, de canards et d'oiseaux insectivores aériens et d'amphibiens par la réduction des sources de nourriture potentielle.

S'il y a présence d'amphibiens menacés, vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignés, l'épandage pourrait éventuellement avoir lieu quand les larves sont métamorphosées et qu'il n'y a plus de présence d'amphibiens aquatiques, tels que la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*), la salamandre à quatre orteils (*Hemidactylium scutatum*) ainsi que les différentes espèces d'anoures.

Dans la même optique, il serait pertinent de restreindre les épandages de *Bti* en amont des zones des cours d'eau abritant des poissons vulnérables ou menacés, tels que le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*). Ces habitats peuvent être des zones importantes pour la reproduction des mouches noires, dont le dard de sable se nourrit.

Des méthodes alternatives de contrôle d'insectes piqueurs ou de démoustication à l'épandage de *Bti* pourront être envisagées dans le cadre d'un programme de gestion intégrée. Parmi ces méthodes, les pièges à moustiques sont très sélectifs, notamment en éliminant seulement les femelles des diptères piqueurs et cela localement, au lieu de couvrir de grandes superficies. Au Québec, des expériences de contrôle de moustiques avec des pièges ont été tentées, soit à Châteauguay, à Gatineau et dans la municipalité de Saint-André-de-Kamouraska. Ces expériences ont démontré le potentiel de cette méthode pour réduire les populations de moustiques, comme le démontre également la littérature.

L'analyse de l'information disponible concernant les effets du *Bti* sur les organismes non ciblés a mis en évidence que même si cet insecticide est homologué et utilisé au Québec depuis 1982, aucun suivi in situ sur ses effets n'a été réalisé. Pour cette raison, il est recommandé de mettre en place un registre annuel géoréférencé des zones traitées avec l'information suivante : la formulation, le dosage, la technique d'épandage, la fréquence d'épandage et la quantité totale utilisée. Un tel registre serait nécessaire afin qu'on puisse effectuer un suivi pertinent des épandages et pouvoir évaluer les effets sur les espèces non ciblées et l'écosystème. Dans ce contexte, un suivi à long terme sur les populations d'organismes pouvant être affectés par les épandages autorisés de *Bti*, ainsi que le suivi des effets des méthodes de démoustication alternatives, deviendrait réalisable. Néanmoins, il est encore plus important de créer un « programme intégré de gestion des insectes piqueurs au Québec ». Dans un tel programme, plus d'une

méthode de lutte contre les moustiques et mouches noires pourrait être utilisée et l'implication de la communauté pourrait être envisagée.

Finalement, étant donné que les conditions environnementales d'application des formulations de *Bti* ne sont pas préalablement définies, telles que la température, la pollution et la profondeur de l'eau, il est difficile de prévoir la concentration finale du produit dans l'eau en relation avec son efficacité. Par ailleurs, la présence des compétiteurs pour la nourriture (p. ex. des daphnies) influence la disponibilité de *Bti* pour des larves de moustiques. De plus, des erreurs commises par le pilote d'aéronef, ou lors du traitement manuel à partir du sol, voire pendant la préparation de ces produits, peuvent influencer la concentration prévue. Ainsi, la prévision des effets de ces produits dans les écosystèmes est complexe. Et pour terminer, il n'existe présentement pas de protocole standardisé et approuvé pour analyser les concentrations de *Bti* déjà présentes dans un écosystème et pour vérifier que les doses épandues ont respecté le mode d'emploi figurant sur les étiquettes des différentes formulations.

Table des matières

Sommaire exécutif	iv
Table des matières	ix
Liste des tableaux	xiii
Liste des figures	xiv
Avant-propos	xv
Liste des acronymes	xvi
1 Introduction	1
1.1 <i>Bacillus thuringiensis</i> et <i>Bacillus thuringiensis</i> variété <i>israelensis</i>	4
1.2 <i>Lysinibacillus sphaericus</i>	7
1.3 Homologation	8
1.4 Le <i>Bti</i> et les organismes non ciblés	11
1.5 Les insectes piqueurs et la santé publique au Québec	11
1.6 Objectif principal de cette revue de littérature	12
2 Méthodologie	13
3 Formulations de <i>Bti</i> et de <i>Ls</i> et synergies avec d'autres contaminants	17
3.1 Information disponible dans la littérature	17
3.2 Conclusion	20
4 Persistance et prolifération du <i>Bti</i>	23
4.1 Information disponible dans la littérature	23
4.2 Conclusion	25
5 Études de cas sur la gestion des épandages de <i>Bti</i>	27
5.1 Étude de cas n° 1 : Parc naturel régional de Camargue en France	27
5.2 Étude de cas n° 2 : Vallée du Rhin en Allemagne	27
5.3 Comparaison des suivis d'épandages à base de <i>Bti</i> entre la Camargue et la vallée du Rhin	29
6 Effets sur les insectes et sur d'autres arthropodes	32

6.1	Information disponible dans la littérature	32
	Effets directs	32
	Effets indirects	41
	Tendance d'abondances des insectes à l'échelle mondiale	42
6.2	Conclusion	44
7	Effets sur d'autres organismes aquatiques	46
7.1	Information disponible dans la littérature	46
	Effets directs	46
	Effets indirects	49
7.2	Conclusion	49
8	Effets sur les amphibiens	50
8.1	Information disponible dans la littérature	50
	Effets directs et indirects	50
8.2	Conclusion	55
9	Effets sur les poissons	57
9.1	Information disponible dans la littérature	57
	Effets directs	57
	Effets indirects	58
9.2	Conclusion	59
10	Effets sur les oiseaux insectivores	61
10.1	Information disponible dans la littérature	61
	Effets directs	62
	Effets indirects	62
10.2	Conclusion	69
11	Effets sur les chauves-souris	72
11.1	Information disponible dans la littérature	72
	Effets directs	72

	Effets indirects	72
11.2	Conclusion	75
12	Effets sur les écosystèmes, le phytoplancton, les communautés microbiennes et les cycles biogéochimiques	77
12.1	Information disponible dans la littérature	77
	Effets directs et indirects	77
12.2	Conclusion	79
13	Résistance au <i>Bti</i>	80
13.1	Information disponible dans la littérature	80
13.2	Conclusion	82
14	Méthodes alternatives pour le contrôle des insectes piqueurs	83
14.1	Pièges	85
	In2Care	85
	Biogents	86
	Qista	87
	Expériences avec des pièges au Québec	88
14.2	Répulsifs, insectifuges et chasse-moustiques	89
14.3	Autres formes de contrôle biologique	91
	Poissons	91
	Amphibiens	91
	Crustacés	92
14.4	Conception de nouveaux produits biologiques	92
	Conception de nouveaux ovicides	92
	Conception de nouveaux larvicides	92
	Développement de produits qui empêchent les moustiques de piquer	92
	Empêcher l'éclosion des œufs avec des nano-bio-particules	93
14.5	Conclusion	93

15	Études sociologiques portant sur la gouvernance et sur les recours juridiques engagés par des groupes environnementaux : le cas du parc de la Camargue en France et le dossier politisé en Allemagne	95
15.1	Information disponible dans la littérature	95
15.2	Conclusion	98
16	Études économiques	99
16.1	Information disponible dans la littérature	99
16.2	Conclusion	100
17	Lacunes identifiées dans la littérature scientifique et recommandations pour la situation au Québec	101
18	Conclusion générale	105
	Références bibliographiques	109
	Annexe 1	148
	Carbrera, P. 2018. <i>Unités de doses et de concentrations d'épandage de Bti</i> . Rapport final préparé pour le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec. 45 p.	148

Liste des tableaux

Tableau 1	Principales formulations à base de <i>Bti</i> et de <i>Ls</i> utilisées pour le contrôle des insectes piqueurs disponibles sur le marché mondial, et utilisées au Québec pour des opérations de grande envergure (X) ou en vente libre (L). Les taux d'application recommandés sont présentés dans l'annexe 1	21
Tableau 2	Comparaison des contextes de deux études de cas : a) Projet pilote d'épandage de <i>Bti</i> dans le Parc naturel régional de Camargue en France et évaluation environnementale indépendante; b) Études effectuées dans la vallée du Rhin en Allemagne, par l'équipe de la KABS, sur l'impact de l'épandage de <i>Bti</i> sur la faune non ciblée. (S. O. : L'effet du <i>Bti</i> ou de ses formulations n'a pas été évalué sur ce groupe d'organismes.)	31
Tableau 3	Oiseaux insectivores aériens avec leur statut : les espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (*) selon la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec ³ , les espèces inscrites à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril du Canada ⁴ (#) et les espèces qui sont classées candidates par le COSEPAC ⁵ (¥; statut avril 2022)	62

Liste des figures

Figure 1	Lien de cause à effet de l'impact direct de la diminution des populations d'arthropodes ciblées par l'épandage de <i>Bti</i> , tels que les diptères, sur la réduction de l'abondance de proies potentiellement disponibles pour le prochain niveau trophique. Ceci peut amener une détérioration de la santé physique de l'individu (<i>fitness</i>). Ce qui peut finalement entraîner des répercussions sur des populations d'espèces non ciblées (adapté de Burgess et collab., 1995 ²⁰)	3
Figure 2	Schéma des mécanismes d'action des toxines Cry et Cyt dans l'intestin d'une larve de moustique (Brühl et collab., 2020 ³⁴)	5
Figure 3	Évolution de la superficie des zones de la vallée du Rhin en Allemagne où un contrôle de moustiques a été effectué par la KABS de 1976 à 2003 ²²⁶ pour couvrir une zone contiguë sur une longueur de plus de 350 km englobant différents milieux protégés pour la biodiversité et un site Ramsar ¹⁶¹	28
Figure 4	Exemples de contrôle de moustiques avec des moyens biologiques ciblant différents stades du cycle de vie des moustiques (Benelli et collab., 2016 ⁵⁵⁰)	84
Figure 5	Distribution des pièges à moustiques lors des expériences à Berg (Pfalz, Allemagne) : piège pour maison individuelle, cercle de pièges et barrière de pièges (Allgeier, 2019 ²⁸⁸ et Brühl et collab., 2019 ¹⁶¹)	85
Figure 6	Fonctionnement du piège In2Care ⁵⁵⁴	86
Figure 7	Localisation des pièges pour réussir le contrôle des moustiques ⁵⁵⁸	87
Figure 8	Principe de fonctionnement de la Borne BAM Evo 2++ de Qista ⁵⁶⁴	87
Figure 9	Quantité de moustiques capturés en une semaine dans les pièges installés à Saint-André-de-Kamouraska, soit à peu près 89 000 moustiques si l'on estime qu'un millilitre de moustiques correspond à 38 insectes ⁵⁶⁹	89
Figure 10	Les effets de <i>Bt</i> , dont le <i>Bti</i> , sur les organismes dans les écosystèmes naturels. Les flèches noires indiquent des effets négatifs. Les flèches vertes montrent des effets positifs. Les flèches continues représentent des effets directs. Les flèches pointillées indiquent des effets indirects. Les flèches ondulées noires montrent le transfert de <i>Bt</i> à travers les tissus de plantes (Belousova et collab., 2021 ³⁵)	107

Avant-propos

Cette revue de littérature a été conçue comme document de référence pour une utilisation interne du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle présente de l'information à jour à l'été 2020, et elle a été produite en lien avec l'*Orientation relative au contrôle des insectes piqueurs à l'aide du Bacillus thuringiensis variété israelensis (Bti) et du Bacillus sphaericus (Bsph)*, dans la version de 2019 et les subséquentes. Ces documents soutiennent les biologistes des directions de la gestion de la faune des bureaux régionaux du Ministère dans leur travail d'analyse des demandes d'avis fauniques (article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement) et d'autorisations (article 128.7 de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune) relatives aux épandages de *Bti* et de *Lysinibacillus sphaericus* (*Ls*; appelé jusqu'à récemment *Bsph*), pour le contrôle des insectes piqueurs. La revue a été ajustée au printemps 2022 afin d'incorporer les commentaires des réviseurs indépendants. De plus, nous y avons inclus certaines références importantes devenues disponibles durant la période de révision par les pairs.

Liste des acronymes

ACHe	Enzyme acétylcholine estérase
ADNe	ADN environnemental
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
BBS	<i>North American Breeding Bird Survey</i> (Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord)
<i>Bcg</i>	Groupe <i>Bacillus cereus</i>
BIU	Billion International Units (milliard d'unités toxiques internationales)
<i>Bsph</i>	<i>Bacillus sphaericus</i> (nouveau nom : <i>Lysinibacillus sphaericus</i>)
<i>Bt</i>	<i>Bacillus thuringiensis</i>
<i>Bta</i>	<i>Bacillus thuringiensis</i> variété <i>azawai</i>
<i>Bti</i>	<i>Bacillus thuringiensis</i> variété <i>israelensis</i>
<i>Btk</i>	<i>Bacillus thuringiensis</i> variété <i>kurstaki</i>
<i>Btm</i>	<i>Bacillus thuringiensis</i> variété <i>morrisoni</i>
CAT	Catalase
CDC	<i>Centre for Disease Control and Prevention</i> (États-Unis; Centre pour le contrôle et la prévention des maladies)
CE ₅₀	Concentration effective, concentration médiane qui cause 50 % de réponse maximale chez l'organisme testé (EC ₅₀ : effective concentration)
CFU	Nombre de spores formant des colonies (<i>colony-forming units</i>)
CL ₅₀	Concentration létale du produit chimique qui cause la mort de 50 % des individus (LC ₅₀ : <i>lethal concentration</i>)
CME0	Concentration minimale causant un effet observable (LOEC : <i>lowest-observed-effect concentration</i>)
CSE0	Concentration sans effet observable (NOEC : <i>no-observed-effect concentration</i>)
CYP1A	Enzyme cytochrome P450 1A
D	Dispersion des pesticides
DL ₅₀	Dose létale causant la mort de 50 % des individus lors des essais de toxicité aiguë
E ₁	Les effets indirects sur l'écosystème

ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
E _D	Les effets directs sur l'écosystème
EID Méditerranée	Entente interdépartementale pour la démoustication du littoral méditerranéen
EMCA	<i>European Mosquito Control Association</i> (Association européenne pour le contrôle des moustiques)
EMV	Espèces menacées et vulnérables
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> (États-Unis; Agence pour la protection de l'environnement)
ETS	Système de transport d'électrons
INRS	Institut national de la recherche scientifique
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
ITU	<i>International Toxic Units</i> (unités toxiques internationales)
GPx	Enzyme glutathion-peroxydase
GR ou GSR	Enzyme glutathion-réductase, aussi connue sous le nom de glutathion-disulfide réductase
GS	Stade Gosner (<i>Gosner Stage</i>)
GST	Enzyme glutathion S-transférase
h	Heure
Hsp70	<i>70 kilodalton heat shock proteins</i> (protéines de choc thermique de 70 kilodaltons; indicateur non spécifique de la famille de protéines qui aident à se protéger des stress thermiques)
KABS	<i>Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage e.V.</i> (Association allemande de lutte contre les moustiques)
LCMVF	Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LPA	Loi sur les produits antiparasitaires
LPO	Peroxydation lipidique (<i>lipid peroxidation</i>)
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
Ls	<i>Lysinibacillus sphaericus</i> (appelé jusqu'à récemment <i>Bacillus sphaericus</i>)
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs

min	Minute
N	Les espèces non-ciblées affectées
NAS	<i>National Academy of Sciences</i> (États-Unis; Académie nationale des sciences)
P	Persistance des pesticides
PCR	<i>Polymerase chain reaction</i> (amplification en chaîne par polymérase)
PO	Dephenoloxidase
RI	Risques environnementaux de l'utilisation des pesticides
SOD	Enzyme superoxyde dismutase
TR α (<i>tra</i>)	Récepteur des hormones thyroïdiennes de type α
TR β (<i>trβ</i>)	Récepteur des hormones thyroïdiennes de type β
tGSH	Glutathion total
total PO	<i>Total phenoloxidase</i> (phénoloxidase-totale)
VNO	Virus du Nil occidental
W	Facteur pour pondérer les effets directs sur l'écosystème
WMCA	<i>World Mosquito Control Association</i> (Association mondiale pour le contrôle des moustiques)

1 Introduction

Au Canada, on trouve plus de 400 espèces d'insectes piqueurs. La grande majorité de ceux-ci sont des diptères (les mouches) de la famille des Tabanidés (les taons et les mouches à chevreuil), des cératopogonidés (les brûlots), des culicidés (les moustiques) et des simulies (les mouches noires)⁶. Au Québec, toutes les régions sont propices aux insectes piqueurs, ce qui inclut les zones habitées et fréquentées par les humains.

À l'origine, le développement de la filière de contrôle des insectes piqueurs vient principalement du secteur de la santé publique afin de prévenir la transmission des maladies telles que la malaria et la dengue et, plus récemment, le virus du Nil occidental et le virus Zika. Outre ces maladies, les nuisances causées aux humains par ces insectes sont aussi reconnues depuis longtemps⁷ et incitent plusieurs municipalités ou établissements touristiques (campings, stations touristiques, terrains de golf, etc.) à vouloir contrôler leur abondance afin de rendre les activités quotidiennes plus agréables. Au Québec, les traitements d'insecticides associés aux nuisances causées par les insectes piqueurs visent les moustiques et les mouches noires.

Le développement des diptères comprend généralement les stades suivants : œuf, larve, nymphe et adulte. Les trois premiers stades, dits immatures, sont restreints aux milieux aquatiques chez les moustiques et les mouches noires. Selon les espèces, le développement larvaire des moustiques comprend généralement quatre stades, tandis que celui des mouches noires en comprend généralement de sept à neuf. La période de croissance peut s'étendre de quelques jours à plusieurs mois selon la température de l'eau, la nourriture disponible et l'espèce.

Aux stades immatures, les moustiques vivent dans l'eau stagnante, ce qui correspond à des milieux lenticules en milieu naturel. Ils occupent une grande variété d'habitats aquatiques, tels que des mares en bordure de cours d'eau, des marais, des étangs temporaires et des cavités dans les arbres. Les moustiques se reproduisent également dans des récipients artificiels (barils, chaudières, pneus, gouttières, égouts, etc.). Dans ces gîtes, il y a généralement peu de prédateurs (p. ex. poissons, larves de libellules) qui peuvent contrôler les populations de larves de moustiques. Aux stades immatures, les mouches noires, quant à elles, se trouvent dans l'eau courante (milieux lotiques). Leur habitat va du petit ruisseau intermittent au grand cours d'eau⁸. Les milieux humides et aquatiques sont donc propices à la prolifération de nombreuses espèces de moustiques et de mouches noires. Jusqu'à récemment, les milieux humides ont été considérés comme des milieux peu intéressants pour l'humain, et afin de réduire la nuisance causée par les moustiques, Underwood (1903)⁷ suggérait de drainer ces milieux pour éliminer les sites de reproduction. Or la reconnaissance de l'importance de milieux humides pour la conservation de la biodiversité et les services écologiques qu'ils procurent fait maintenant en sorte que ces écosystèmes sont restaurés et protégés; cela peut donc entraîner des conflits d'usage⁹. De plus, les distances de vol non orienté des moustiques (c.-à-d. vol de nuisance pour augmenter le potentiel de détecter une cible ou une proie) varient de 25 m à 6 km selon l'espèce⁹.

Lorsque les adultes émergent, ils passent de la vie aquatique à la vie aérienne⁶. Les moustiques et les mouches noires femelles ont besoin d'un apport sanguin (hématophagie) pour compléter le développement des œufs¹⁰. Ils ont donc développé la capacité de repérer les hôtes potentiels par leur odeur et l'émanation de gaz carbonique. Généralement, ils obtiennent cet apport sanguin en piquant des oiseaux et mammifères, y compris les humains⁶. Des 80 espèces de moustiques présentes au Canada, 50 sont présentes au Québec¹¹. Lors d'une étude en Allemagne, 775 moustiques (appartenant à 23 espèces), ayant eu un repas sanguin, ont été capturés et 32 espèces d'hôtes ont été identifiées à l'aide de l'amplification en chaîne par polymérase (PCR) (Börstler et collab., 2016¹²). Les mammifères non humains dominaient les hôtes avec 73,8 % de tous les moustiques capturés, suivis par les humains avec 19,6 % et les oiseaux avec 6,6 %¹². Les hôtes les plus communs étaient des chevreuils (*Capreolus capreolus*; 33,3 % de tous les moustiques capturés, 65 % de toutes les espèces), des humains (*Homo sapiens*; 19,6 %, 90 %), des bovins (*Bos taurus*; 13,0 %, 60 %) et des sangliers (*Sus scrofa*; 15,0 %, 50 %)¹². Cette étude ne précise pas l'abondance des hôtes potentiels autour des sites de capture ni la

composition des communautés de moustiques des sites, ainsi il n'est pas possible de déterminer la préférence d'une espèce d'hôte à une autre. Quelques espèces de moustiques semblent choisir leur hôte, mais la majorité s'avère plutôt opportuniste¹³. Par ailleurs, les espèces printanières de moustiques au Québec sont toutes piqueuses (Maire et collab., 1976¹⁴).

Lorsque les œufs sont suffisamment développés, les femelles les déposent dans des milieux susceptibles d'être fréquemment inondés. Le succès d'éclosion dépend généralement de l'intensité de l'inondation (quand il n'y a pas assez d'eau, il n'y a pas d'éclosion)¹⁰. Les œufs peuvent demeurer dormants pendant plusieurs années, et chez certaines espèces, l'éclosion est déclenchée seulement après plusieurs inondations. Ce phénomène est la diapause. Ainsi, au cours de leur cycle de vie, le développement de certaines espèces peut s'arrêter temporairement ou l'intensité des activités métaboliques peut être réduite¹⁰. Cette stratégie peut être utilisée en périodes sèches ou pour survivre à l'hiver. Chez certaines espèces de moustiques univoltines, la diapause est obligatoire (p. ex. certaines espèces d'*Aedes* émergents au printemps), l'œuf éclot après l'hiver et il y a seulement une génération par année. Les espèces multivoltines ont une diapause facultative et peuvent avoir plusieurs générations par année (surtout les espèces estivales et de fin d'été, notamment des espèces d'*Anopheles* et de *Culex*). Certaines espèces peuvent même hiverner à l'état adulte (*Culex* et *Anopheles*). Ces femelles se sont déjà accouplées, mais n'ont pas encore pris l'apport sanguin nécessaire au développement de leurs œufs. Il y a aussi quelques espèces qui passent l'hiver sous forme larvaire¹⁵.

Comme pour les moustiques, on retrouve chez des mouches noires des espèces univoltines ainsi que multivoltines. Certaines espèces multivoltines peuvent avoir sept générations ou plus par année dans les régions d'Amérique du Nord avec un climat favorable, et le nombre de stades larvaires varie de 6 à 10^{16,17}. Elles obtiennent leur apport sanguin en piquant des oiseaux et des mammifères (dont les humains). Comme pour les moustiques, l'attraction vers l'hôte est une combinaison de l'émanation de CO₂ et de différents leurre¹⁶.

Les insectes piqueurs jouent un rôle non négligeable dans le fonctionnement de l'écosystème et des réseaux trophiques et rendent également des services écologiques. Les moustiques et simuliés peuvent par exemple¹⁵ :

- Être une source de nourriture pour la faune aquatique, terrestre et aérienne à tout stade de développement.
- Filtrer l'eau, se nourrir de microorganismes aquatiques et décomposer la matière organique pendant les stades larvaires.
- Être des prédateurs de larves d'autres espèces de moustiques (p. ex. *Psorophora ciliata* et *Anopheles barberi*).
- Être des pollinisateurs en se nourrissant du nectar des fleurs.

De plus, les moustiques de différents stades peuvent être des hôtes de parasites, de champignons et de microorganismes. Les moustiques adultes peuvent être des vecteurs de maladies chez des humains et autres animaux¹⁵.

Le contrôle des insectes piqueurs afin d'en réduire la nuisance est considéré par une grande partie de la population humaine comme une action évidente et incontournable au même titre que l'installation des moustiquaires dans les fenêtres des maisons. C'est une sorte de dogme, car ces personnes ne connaissent généralement pas le rôle important de ces insectes dans les réseaux trophiques et le fonctionnement des écosystèmes. Cela va entre autres de pair avec la méconnaissance historique de l'importance des milieux humides, qui a entraîné la dégradation et la disparition de ces habitats essentiels^{18,19}. Ces méconnaissances amènent l'idée que la « non-intervention n'existe pas » dans le domaine du contrôle des insectes piqueurs²⁰. Ainsi, il est important d'améliorer la connaissance de la biodiversité et du rôle des différents organismes des milieux humides et aquatiques, y compris celle des insectes piqueurs dans les écosystèmes, afin de rendre l'absence d'intervention acceptable pour la population.

La bactérie *Bacillus thuringiensis* (*Bt*) est utilisée pour lutter contre plusieurs insectes, dont les insectes piqueurs. Bien que le *Bt* ait toujours été considéré comme un insecticide biologique avec des effets négligeables pour l'environnement, des recherches faites pendant les dernières années suggèrent qu'il aurait des effets directs et indirects indésirables sur certains organismes non ciblés. Les effets directs se manifestent chez les individus ayant absorbé ou ingéré le produit, soit en causant des mortalités, ou encore en causant des altérations physiologiques et comportementales^{21,22}. Les effets indirects des épandages incluent des réductions de la disponibilité de nourriture pour certains prédateurs, des flux d'énergie dans les réseaux trophiques ainsi que des changements dans le fonctionnement des écosystèmes et des changements dans l'habitat de certaines espèces (p. ex. les modifications aux sites de nidification, d'oviposition, de repos et d'accouplement)^{21,22}. L'ensemble de ces effets directs et indirects sont susceptibles d'altérer les écosystèmes et leur fonctionnement. Ainsi, il y a un lien de cause à effet entre l'impact direct de la diminution des populations d'arthropodes ciblées par l'épandage de *Bti*, tels que les diptères, et le prochain niveau trophique par la réduction de l'abondance de proies potentiellement disponibles²³ (figure 1). Cela peut entraîner des effets indirects d'abord sur les individus d'une espèce non ciblée, car il y a moins de nourriture disponible, surtout pour les espèces spécialisées, et s'il y a peu ou pas de proies alternatives ou bien si ces proies alternatives sont de moindre qualité, il peut en résulter une détérioration de la santé physique des individus. Par la suite, cela peut finalement avoir des répercussions chez des populations d'espèces non ciblées, dont un impact sur la reproduction, qui réduit l'abondance de la population²³, par exemple chez certaines espèces d'oiseaux ou de poissons, comme présenté dans les chapitres suivants. Par ailleurs, les épandages à base de *Bti* s'effectuent depuis 1982 au Québec, sans que soient faits des suivis environnementaux des conséquences sur les organismes non ciblés et sur le fonctionnement de l'écosystème.

Cette revue de littérature est orientée vers le contrôle des insectes piqueurs pour réduire la gêne causée par ces insectes. Elle n'est pas axée sur les sujets reliés à la santé publique et aux vecteurs de maladies (zoonoses). Ces thèmes seront néanmoins brièvement abordés à la fin de l'introduction (section 1.5).

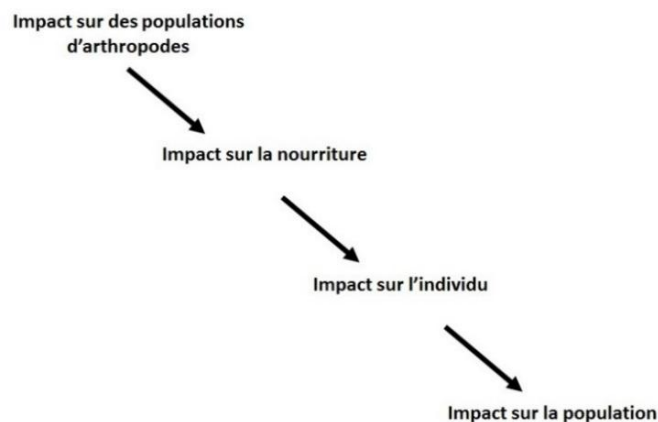


Figure 1. Lien de cause à effet de l'impact direct de la diminution des populations d'arthropodes ciblées par l'épandage de *Bti*, tels que les diptères, sur la réduction de l'abondance de proies potentiellement disponibles pour le prochain niveau trophique. Ceci peut amener une détérioration de la santé physique de l'individu (*fitness*). Ce qui peut finalement entraîner des répercussions sur des populations d'espèces non ciblées (adapté de Burgess et collab., 1995²³).

Maire et collab. (1976)¹⁴ présentent bien la problématique de nuisances des insectes piqueurs au Québec, telle que perçue historiquement :

« Les nombreuses espèces d'insectes piqueurs présentes au Québec ne soulèvent pas, comme dans les milieux tempérés chauds et sous les climats tropicaux, d'importants problèmes de santé publique. C'est une des raisons qui peuvent expliquer le fait que ce champ d'études ait été peu développé jusqu'alors au Québec. Le Moyen-Nord, notamment, n'était pratiquement pas mis en

valeur et fort peuplé. La nuisance par les insectes piqueurs, qui se développent en densités de plus en plus fortes au fur et à mesure que l'on se rapproche des zones arctiques, n'était donc importante que pour les usagers de la forêt, et qui, bon gré mal gré, s'en accommodaient.

Depuis quelques années, cependant, les données du problème changent, et l'on envisage de plus en plus nettement des plans de contrôle aussi bien des moustiques que des simuliés. En premier lieu, les principales agglomérations du Québec méridional sont en plein essor économique; autour des centres urbains se développent alors des banlieues constituées de quartiers résidentiels installés à même la forêt. En outre, les paysages ruraux immédiats sont transformés en zones industrielles ou soumis à d'importants aménagements du réseau routier. Ces deux actions combinées provoquent un abandon soudain et complet de l'espace rural périurbain, ce qui se traduit par une augmentation des zones de prolifération des espèces culicidiennes, par suite du mauvais entretien des terrains abandonnés, de moins en moins bien drainés. Le développement des agglomérations s'accompagne enfin, dans ces régions, d'un besoin de plus en plus manifeste pour les citadins de s'évader les jours de congé dans la nature environnante. Les centres de loisirs en plein air se multiplient, la création de parcs naturels aménagés pour le campement s'intensifie. Tous ces faits sont à combiner à la notion de confort qui accompagne l'expansion de la ville vers les campagnes. »

1.1 *Bacillus thuringiensis* et *Bacillus thuringiensis* variété *israelensis*

Le *Bacillus thuringiensis* variété *israelensis* (*Bti*) a été isolé en 1976 dans le désert du Néguev, en Israël, par Tahori et Margalit, à partir d'une mare contenant de nombreuses larves de *Culex pipiens* (Diptera : Culicidae) mortes ou agonisantes^{24,25,26}. Cette souche est une variété de la bactérie *Bacillus thuringiensis* (*Bt*), laquelle est omniprésente, y compris au Québec, et nécrotrophe²⁷. Il y a 20 ans, on avait déjà isolé des milliers de souches de *Bt*²⁸; 69 sérotypes (subdivisions taxonomiques basées sur des caractéristiques de l'antigène flagellaire H)²⁷ et plus de 80 sérovars (subdivisions taxonomiques basées sur des caractéristiques des antigènes) étaient identifiés^{29,30}. Ces variétés produisent des endotoxines mortelles pour différents groupes de larves d'insectes³¹. C'est pourquoi le *Bt* est utilisé en lutte biologique. Pour chaque variété de *Bt*, il y a plusieurs souches (*strains*) ayant des caractéristiques spécifiques. Par exemple, le *Bt* variété *kurstaki* (*Btk*) est utilisé contre les larves de lépidoptères (chenilles) tels que la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*; Lepidoptera : Tortricidae) ou l'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fiscellaria*; Lepidoptera : Geometridae). De plus, différentes toxines de *Bt* peuvent être incorporées dans des plantes génétiquement modifiées afin de contrôler des dommages causés par des organismes nuisibles en agriculture. Les différentes formes de *Bt* occupent plus de 50 % du marché des biopesticides³² puisqu'elles ne sont pas considérées comme nocives pour l'environnement³³.

Le *Bt* fait partie du groupe *Bacillus cereus* (*Bcg*) ou *B. cereus sensu lato*, qui regroupe plusieurs espèces de bactéries, dont *B. anthracis* (qui cause l'anthrax). Ces dernières sont connues pour leur pathogénicité dans le système digestif des insectes et des mammifères, y compris l'humain³⁴⁻³⁶. Ces bactéries se trouvent *naturellement* dans l'environnement, habituellement dans le sol, mais aussi dans l'eau, ainsi que dans d'autres organismes³⁴⁻³⁶, comme présenté dans les sections suivantes. Cependant, la population de *Bt* vivant dans le sol est constituée de souches naturellement présentes, des souches introduites avec l'application de pesticides, et des souches transférées depuis d'autres biotopes comme la phyllosphère, les cadavres d'insectes, les fèces des animaux, etc. (Belousova et collab., 2021³⁵). Il n'y a pas mention dans la littérature que le *Bti* « naturel » (ou indigène) ait été détecté au Québec.

Le *Bti* produit, pendant sa phase de sporulation, des cristaux protéiques faisant partie de deux groupes d'endotoxines : les Cry (Cry11Aa, Cry4Aa et Cry4Ba) et les Cyt (Cyt1Aa). Les mécanismes d'action de ces deux groupes de toxines ne sont pas encore bien compris³⁷. Toutefois, une grande partie du mécanisme de bioactivation au niveau moléculaire de Cyt1Aa a été observée récemment par Tetreau et collab. (2020)³⁸. La figure 2 présente de manière schématique les mécanismes des toxines Cry et Cyt dans l'intestin d'une larve de moustique.

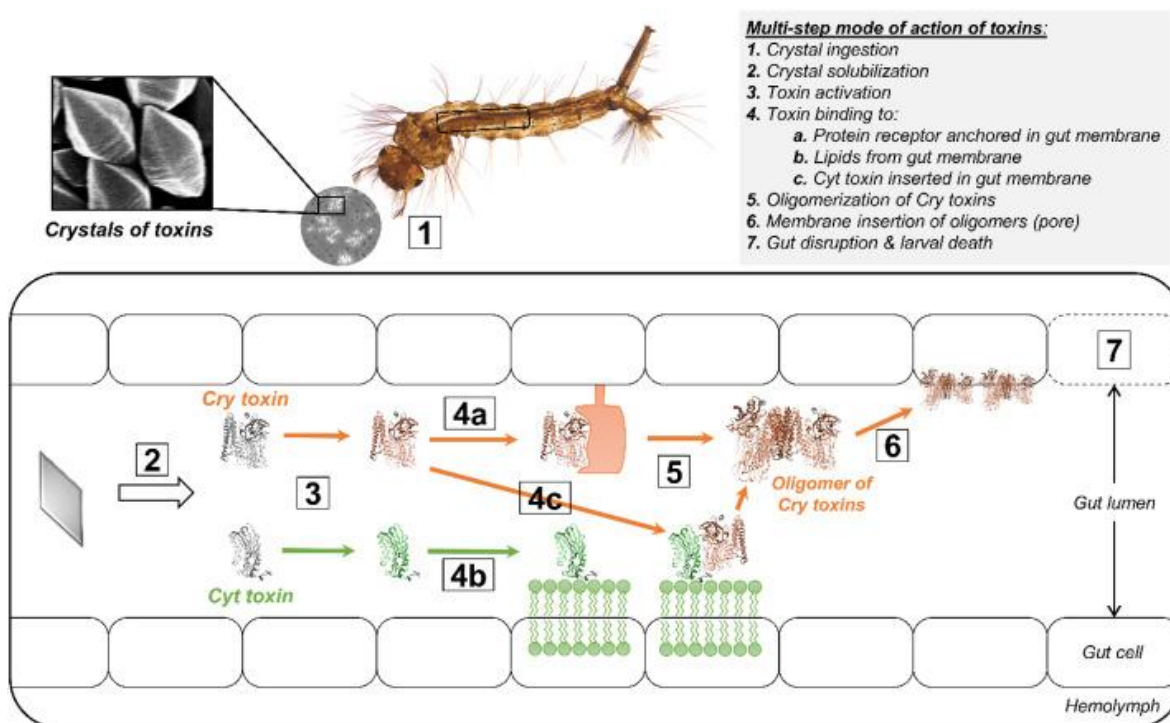


Figure 2. Schéma des mécanismes d'action des toxines Cry et Cyt dans l'intestin d'une larve de moustique (Brühl et collab., 2020³⁹)

De plus, *Bt* contient la protéine A, qui s'attache à la chitine (*chitin-binding protein A*). Ce mécanisme joue un rôle au début de l'infection dans la dégradation de la matrice péri-trophique, laquelle entoure comme un sac les aliments ingérés dans l'intestin des larves d'insectes⁴⁰. Cette matrice doit être dégradée pour que les toxines Cry et Cyt puissent accéder à l'épithélium intestinal de ces insectes^{41,42}. Les chitinases augmentent le potentiel toxique du *Bt* contre des insectes et probablement aussi contre des champignons phytopathogènes et des nématodes (Martínez-Zavala et collab., 2020⁴³). Elles montrent aussi des activités antibactériennes⁴³. Les toxines Cry du *Bt* reconnaissent des récepteurs spécifiques sur la membrane des cellules tels que la cadhérine, l'aminopeptidase-N et la phosphatase alcaline⁴³. D'autres composés, tels que les Vip (*vegetative insecticidal proteins*) et les Sip (*secreted insecticidal proteins*), aussi toxiques pour les insectes, peuvent être produits pendant la croissance végétative du *Bt* (Mendoza-Almanza et collab., 2020⁴⁴). Les souches qui produisent ces exotoxines ne sont pas homologuées présentement comme biopesticides au Canada, aux États-Unis et en Europe³⁵. Les mécanismes d'action de ces produits ne sont pas encore connus⁴⁴.

Les cristaux du *Bti* ne sont toxiques que pour certains insectes, et l'information scientifique indiquait, il y a 20 ans, que ce biopesticide peut être utilisé sans risque pour les humains et pour tout autre mammifère potentiellement exposé (Boisvert et Boisvert, 2000⁴⁵). Or, Lacey (2007)⁴⁶, Ben-Dov (2014)⁴⁷ et Tetreau et collab. (2020)³⁸ mentionnent que la toxine Cyt1A de *Bti* dans sa forme soluble peut tuer des cultures de cellules de certains vertébrés. Van Frankenhuyzen (2009)⁴⁸ et Mendoza-Almanza et collab. (2019)⁴⁹ mentionnent que certaines endotoxines de type Cry de *Bt* peuvent tuer certaines cellules cancérigènes. D'ailleurs, on a identifié un nouveau groupe de toxines Cry de *Bt* connu sous le nom de parasporines, qui n'ont pas d'impact sur les insectes, mais qui ont des effets cytolytiques sur certaines cellules cancérigènes humaines^{48,50-55}. Cependant, ces parasporines n'affectent pas des cellules saines (com. pers. Jean-Louis Schwartz, 16 mai 2019). Domanska (2016)⁵¹ fait d'ailleurs une mise en garde pour l'utilisation des pesticides à base de *Bt* dans le futur en raison de ce potentiel de tuer des cellules de mammifères.

Il est possible que la définition du terme « toxique » comme elle est utilisée habituellement ne soit pas appropriée pour décrire les effets des toxines Cry de *Bt* sur les mammifères, car elles ne provoquent pas de mortalité directe, même lorsqu'elles sont injectées dans les animaux de laboratoire tels que des souris (Rubio-Infante et Moreno-Fierros, 2016⁵⁶). Elles ne sont toutefois pas inoffensives, puisque ces molécules peuvent avoir des effets sur les processus physiologiques risquant de devenir pathologiques, tels que le développement d'anticorps ou le développement d'allergies chez les humains⁵⁶.

Le *Bti* et le *Btk* peuvent germer dans le système digestif des rats modifié dont la flore intestinale simule celle des humains, et persister pendant deux semaines (Wilcks et collab., 2006⁵⁷). Chez l'un de ces animaux, le *Btk* a été observé dans la rate deux semaines après l'exposition, mais cela ne semblait pas causer d'effets néfastes⁵⁷. La présence de *Bti* et de *Btk* n'avait pas d'effet majeur sur le microbiote intestinal des animaux⁵⁷. De plus, le *Bti* et le *Btk* peuvent affecter des cellules humaines, provoquant entre autres une diminution des bioréductions (activité redox des cellules), une dégradation des protéines immunodétectables et une cytolysse (Tayabali et Seligy, 2000⁵⁸).

Contaminer des souris adaptées pour l'étude de la pneumonie humaine par voie nasale avec 10^2 , 10^4 et 10^7 spores des souches H34 de *Bt* ne causait pas de mortalité (Hernandez et collab., 2000⁵⁹). Cependant, lorsque les mêmes doses de *Bt* étaient combinées avec 4 % de la dose létale du virus de la grippe A, il y avait une synergie provoquant une mortalité de 40 %, 55 % et 100 % des souris⁵⁹. La souche 3a3b de *Bt*, isolée d'un patient humain, montrait une pathogénicité légèrement moindre, car la répétition de l'expérience avec 10^4 spores de *Bt*-3a3b et la même quantité de virus de la grippe A entraînait une mortalité de 50 % des souris (par rapport à 55 % avec *Bt*-H34⁵⁹).

Il y a plusieurs publications depuis 2018 qui tendent à démontrer que le *Bt* peut causer des symptômes autrefois attribués exclusivement à *B. cereus* (Johler et collab., 2018⁶⁰), car les méthodes de diagnostic n'étaient pas capables de différencier le *Bt* du *Bcg*⁶¹. Ces symptômes sont par exemple les vomissements et la diarrhée⁶⁰. Le *Bt* présent sur des fruits et légumes a été identifié comme agent pathogène causant des maladies intestinales chez des humains⁶²⁻⁶⁶. Une revue de littérature suggère que les risques liés au *Bt* sont relativement faibles comparés à ceux liés au *B. cereus*⁶⁷, mais une autre étude montre qu'il y a parmi les différentes souches de *Bt* un niveau de toxicité allant de faible à très toxique pour les humains⁶⁸. De plus, toutes les souches testées montrent une croissance dans des conditions simulant celles de l'intestin humain et produisent des quantités significatives d'entérotoxines⁶⁸.

Contrairement à d'autres variétés de *Bt* qui nécessitent la présence de cristaux et de spores pour induire la mort chez un insecte (p. ex. le *Btk*), l'effet insecticide du *Bti* provient exclusivement des cristaux⁶⁹, agissant comme le ferait un poison. Les spores et les cellules végétatives du *Bti* ne sont aucunement impliquées dans le processus insecticide⁶⁹. Lors de la production de *Bti*, les cristaux avec les toxines ne sont pas séparés des spores. Pour être toxiques, les cristaux doivent être ingérés par un organisme qui possède un tube digestif à pH hautement alcalin, des enzymes capables de libérer les molécules toxiques et, finalement, des récepteurs cellulaires compatibles avec les toxines.

Les spores de *Bti* peuvent germer dans l'insecte après l'avoir tué⁷⁰ ou à la suite d'épandages dans des conditions favorables, telles que la présence de cadavres d'insectes²⁷. Par la suite, quand les conditions deviennent défavorables, par exemple le manque d'éléments nutritifs ou le dessèchement, les bactéries forment de nouveau des spores avec des cristaux de toxines. Ainsi, le *Bti* peut se reproduire, proliférer et persister dans la nature (se recycler) et éventuellement s'accumuler⁷¹⁻⁷⁴. Després et collab. (2011)⁷² mentionnent dans leur revue de littérature qu'il y a eu plusieurs études sur le devenir des toxines Cry de *Bt*, mais qu'il manque d'études détaillées sur le sort des différentes toxines de *Bti* dans la nature. Afin d'éviter la possibilité de prolifération et l'accumulation des spores viables de *Bti* dans la nature, c'est-à-dire le recyclage⁷⁵, les formulations utilisées en Allemagne sont stérilisées par irradiation gamma avant l'épandage^{76,77}. Ce traitement réduit l'efficacité de ces formulations de 20 à 30 %⁷⁸. Manasherob et collab. (2002)⁷⁹ et d'autres auteurs cités dans cette publication mentionnent que la photodégradation par l'exposition au soleil, surtout par l'UV-B, réduit l'activité de *Bti* après application. Par ailleurs, la majorité des publications en lien avec le *Bti* traitent de l'efficacité de l'épandage sur l'abondance d'insectes piqueurs⁸⁰.

En plus de servir au contrôle des insectes piqueurs, le *Bti* peut être utilisé pour le contrôle de certains insectes ayant un stade aquatique (diptères) et qui ne piquent pas, tels que des chironomes^b (voir section 6) et des psychodes, aussi connus sous le nom de « moucheron des évier » ou « mouches papillons » (Diptera : Psychodidae)^c, qui vivent souvent dans les filtres et les drains des systèmes d'épuration. Le *Bti* peut aussi être utilisé pour le contrôle de certains insectes terrestres qui ne piquent pas et qui n'ont pas de stade aquatique, tels que des larves de mouches de terreaux (*fungus gnats*; Diptera : Sciaridae), en culture biologique^{d,81}, des larves du sylvicole des fenêtres (*Sylvicola fenestralis*; Diptera : Anisopodidae)⁸² et des larves de mouches de champignons (Diptera : Sciaridae), en culture biologique⁸¹, ainsi que la tipule des prairies (*Tipula paludosa*; Diptera : Tipulidae)⁸³. Des résidus des bioinsecticides commerciaux de *Bt* sont détectés sur des fruits et légumes et ceux-ci sont potentiellement entérotoxiques^{84,85}. Les impacts potentiels sur des espèces non ciblées ainsi que sur l'intégrité de l'écosystème^{86,87} ne sont généralement pas mentionnés dans les documents cités dans ce paragraphe. Par ailleurs, les larves de beaucoup de diptères dans le sous-ordre Nematocera, tels que les Bibionidae, Culicidae, Simuliidae et Tipulidae, ont un pH intestinal très alcalin (Frouz et collab., 2007⁸⁸ et références dans⁸⁸), ce qui facilite grandement la libération des toxines du *Bti*.

Laengle et Strasser (2010)⁸⁹ ont conçu un indicateur permettant de comparer les risques (RI) environnementaux de l'emploi de différents pesticides microbiologiques et conventionnels en utilisant les paramètres de persistance (P), de dispersion (D), d'espèces non-ciblées affectées (N), d'effets directs sur l'écosystème (E_D) pondéré (W) ainsi que d'effets indirects sur l'écosystème (E_I) :

$$RI = (P + D) * [N + (E_D * W) + E_I]$$

Cette analyse conclut que les produits microbiens présentent beaucoup moins de risques pour l'environnement que les pesticides chimiques, mais que l'utilisation de *Bt* présente le plus gros risque parmi le groupe des pesticides microbiens étudiés⁸⁹. L'indicateur pour l'utilisation de *Bt* ne tient pas compte de différentes souches de *Bt*, telles que le *Bti* ou le *Btk*. Les auteurs ont combiné l'information disponible (avant 2000) pour chacune des souches telles que présentées dans les deux documents cités (Joung et Côté, 2000^{90,91} et Santé Canada, 2006⁹²). De plus, les différentes formulations de produits contenant du *Bti* n'ont pas été prises en compte^e.

1.2 *Lysinibacillus sphaericus*

La bactérie *Lysinibacillus sphaericus* (*Ls*) (appelée jusqu'à récemment *Bacillus sphaericus*⁹³, *Bsph*), forme, comme le *Bti*, des spores, mais avec deux toxines dans un complexe spore-cristal^{93,10}. Les toxines de certaines souches sont toxiques pour les insectes piqueurs, et le mode d'action de ces toxines s'apparente à celui du *Bti*⁷⁶.

La bactérie *Ls* est homologuée au Canada depuis 2005 pour le contrôle des insectes piqueurs et elle a été utilisée dans des programmes de traitement préventif contre le virus du Nil occidental (VNO)⁹⁴. Les toxines de *Ls* sont particulièrement efficaces et spécifiques contre les larves de certains moustiques du

^b <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/pests/non-biting-midge-chironomids/> et <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/wp-content/uploads/sites/4/2017/04/vectobac-sup-sup-12as-specimen-label.pdf>; consultés le 19 juin 2020.

^c <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/#VectoBac-Aqueous> et <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/wp-content/uploads/sites/4/2017/04/vectobac-sup-sup-12as-specimen-label.pdf>; consultés le 19 juin 2020.

^d <https://nufarm.com/usturf/product/gnatrol-wdgi/>; consulté le 19 juin 2020.

^e Quelques exemples des valeurs de l'indicateur du risque (RI; traitement foliaire) pour le DDT, l'atrazine (produits chimiques), *Beauveria bassiana* et le *Bt* (produits biologiques) sont 4275, 3218, 260 et 280, respectivement⁸⁹. Inclure l'application de *Bti* dans l'eau ainsi que les effets indirects potentiels sur le réseau trophique et le fonctionnement de l'écosystème présentés dans cette revue de littérature devrait augmenter la valeur RI.

genre *Culex* (Culicidés). Les autres espèces de moustiques sont moins sensibles à ce larvicide. Toutefois, les larves de moustiques deviennent de plus en plus résistantes aux toxines de cette bactérie⁹⁴. Pour cette raison, il faut alterner l'utilisation de *Ls* avec du *Bti* ou avec un traitement chimique tel que le méthoprène. Ce dernier est un analogue de l'hormone juvénile des insectes, laquelle agit comme un régulateur de croissance quand il est utilisé comme insecticide. Il perturbe le processus de mue des insectes et d'autres arthropodes, causant leur mortalité au stade nymphal⁹⁵.

La gamme de larves de moustiques qui peut être contrôlée avec du *Ls* est beaucoup plus petite que celle qui peut être contrôlée avec du *Bti*, car la sensibilité à ce larvicide est très variable selon les différentes espèces, même à l'intérieur des Culicidés^{8,93}.

Comme pour le *Bti*, les spores de *Ls* peuvent germer après l'épandage, quand les conditions sont favorables. Par la suite, quand les conditions deviennent défavorables, les bactéries forment de nouveau des spores avec des toxines. Ainsi, le *Ls* peut se reproduire et persister dans la nature (se recycler) et éventuellement s'accumuler⁹³ comme le *Bti*. Le *Ls* et le méthoprène peuvent être employés dans les endroits plus pollués, tels que les puisards, ou dans des endroits où il y a beaucoup de matière organique, comme les fosses à fumier, où le *Bti* est moins efficace⁹⁶.

Dans le présent document, l'accent est mis sur le *Bti*, car l'utilisation de *Ls* est relativement restreinte comparativement à celle du *Bti*.

1.3 Homologation

Le *Bti* a été homologué par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada en 1982⁹². À la suite de la publication en 2006 du *Projet d'acceptabilité d'homologation continue – Réévaluation du *Bacillus thuringiensis**⁹², la dernière évaluation du *Bt* (toutes les variétés de *Bt*, y compris le *Bti*) a été complétée en 2008⁹⁷. Il y a eu quelques ajouts mineurs en 2010⁹⁸. La réévaluation des pesticides par l'ARLA a lieu tous les 15 ans⁹⁹. La Décision de réévaluation du *Bt* (RVD2008-18)⁹⁷ indique que : « Une évaluation des données scientifiques disponibles a révélé que les produits à base de *Bt* ne présentent pas de risque inacceptable pour la santé humaine ni pour l'environnement s'ils sont utilisés selon le mode d'emploi figurant sur leur étiquette [...] ». En 2018, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et Santé Canada ont publié l'*Évaluation préalable finale de la souche ATCC^f 13367^g de *Bacillus thuringiensis**¹⁰⁰ dans le cadre de la procédure d'évaluation scientifique des risques liés aux micro-organismes réglementés en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 (L.C. 1999, c. 33; ci-après la LCPE)¹⁰¹. Dans cette évaluation préalable¹⁰⁰, qui combine comme pour les évaluations précédentes toutes les variétés de *Bt*, on peut lire : « Malgré l'ubiquité et l'importante utilisation de diverses sous-espèces de *B. thuringiensis*, il n'existe, dans les écosystèmes où elles sont utilisées, aucun effet nocif connu à l'échelle des populations sur les espèces ciblées et aucun effet nocif sur des plantes, des vertébrés ou des invertébrés terrestres ou aquatiques non ciblés. »¹⁰⁰ Et elle conclut :

« D'après les renseignements disponibles, il est conclu que la souche ATCC 13367 de *B. thuringiensis* ne satisfait pas aux critères de l'alinéa 64 a) ou 64 b) de la LCPE, car elle ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie. Il est aussi conclu que la souche ATCC 13367 de *B. thuringiensis* ne satisfait pas aux critères de l'alinéa 64c) de la LCPE, car elle ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine. »¹⁰⁰

^f American Type Culture Collection.

^g Le terme « souche ATCC 13367 » regroupe ici tous les différents sérovars, toutes les variétés et toutes les formulations de *Bt* disponibles sur le marché canadien.

Certaines de ces observations^{97,100} ne sont pas corroborées par les résultats présentés dans cette revue de littérature.

Aux États-Unis, l'*Environmental Protection Agency* (EPA) a commencé la réévaluation du *Bt* en 2011 et l'échéance, prévue pour 2018¹⁰², a été reportée à 2020, à cause d'un manque de données¹⁰³. L'EPA mentionne que l'évaluation de *Bt* est complexe puisqu'il y a un total de 21 variétés et souches (agents actifs) différentes¹⁰⁴ qui doivent être analysées individuellement¹⁰². De plus, il y a un certain nombre de documents et d'évaluations scientifiques manquants dans les archives de l'EPA¹⁰⁴. Ainsi, certains travaux devraient éventuellement être refaits. Même si les procédures du Canada et des États-Unis sont indépendantes, il y a une collaboration étroite¹⁰⁵, et les exigences canadiennes en matière de données ont été harmonisées avec les exigences de l'EPA¹⁰⁶.

Le Parlement européen a adopté, en 2012, le nouveau règlement (UE) n° 528/2012 concernant la mise à disposition sur le marché et l'utilisation des produits biocides¹⁰⁷, qui remplace la directive 98/8/CE concernant la mise sur le marché des produits biocides. Lors de la revue réglementaire sur l'utilisation de *Bt* en horticulture en 2013 et en 2016, l'*European Food Safety Authority* conclut qu'il y a des données montrant la faible toxicité sur les humains et l'environnement, mais qu'il n'y a pas suffisamment de données pour justifier la plupart de ces affirmations sur la faible toxicité^{61,108}. L'homologation de *Bti* en Europe a expiré en 2020¹⁰⁹. Par ailleurs, un groupe de travail international (Suède, Allemagne, France, Royaume-Uni) prépare une revue de littérature sur les impacts de l'épandage des formulations de *Bti* sur des espèces non ciblées et des effets cumulatifs sur les réseaux trophiques et les écosystèmes en Europe (com. pers. Brigitte Poulin, 5 mars 2019). Le protocole et l'objectif de travail de cette équipe en Suède ont été publiés récemment, et l'un des sujets abordés sera le lien entre les résultats obtenus et l'affiliation des auteurs et les sources de financement (Land et collab., 2019¹¹⁰). Une revue de littérature effectuée par une équipe franco-allemande vient d'être publiée (Brühl et collab., 2020³⁹) et est présentée dans ce document.

Afin d'homologuer un pesticide au Canada, aux États-Unis et ailleurs, le fabricant doit réaliser plusieurs essais et des études scientifiques précises^{102,111} dont les résultats ne sont pas nécessairement publiés¹⁰⁴. Ces études sont faites sur un nombre très limité d'espèces. Le critère pour déterminer la toxicité pour des espèces non ciblées est l'effet létal (toxicité aiguë – mortalité). Or, les effets sublétaux (effets directs – toxicité chronique) ne sont pas évalués. Les effets sublétaux d'un pesticide sont des effets sur les processus physiologiques ou comportementaux des individus qui survivent à l'exposition de ce même pesticide¹¹². Des exemples des effets sublétaux sont le retard de développement, l'absence de métamorphose ou de nymphose, la présence de malformations chez des individus adultes²⁷, l'altération de la fécondité et de la fertilité, la perturbation du comportement de recherche de proies et plusieurs autres perturbations physiologiques¹¹³. De la même manière, les effets indirects des pesticides (p. ex. la modification d'une composante de l'habitat comme l'abondance et la qualité de nourriture d'une espèce non ciblée ou la qualité de l'eau) ne sont pas évalués par le processus d'homologation. De plus, les tests ne sont généralement pas effectués sur des périodes assez longues pour qu'on puisse observer les impacts sur des espèces non ciblées¹¹⁴.

Jusqu'à maintenant, seul l'agent actif des pesticides est testé^{115,116}. Or, la toxicité des formulations avec des adjuvants est parfois plus importante que celle de l'ingrédient actif^{115,116,117}. Les effets cumulatifs de la combinaison de plusieurs contaminants potentiellement présents dans l'environnement ne sont pas considérés non plus, ni l'impact potentiel des produits de dégradation des ingrédients actifs ainsi que l'effet des adjuvants. La *National Academy of Sciences* (États-Unis; NAS) a produit un rapport, en 2013, sur l'évaluation des risques de l'utilisation des pesticides pour des espèces menacées et vulnérables (EMV)¹¹⁸. La NAS recommande d'inclure les effets indirects, les effets sublétaux et cumulatifs, ainsi que l'effet des formulations et des mélanges dans la nature avec d'autres pesticides dans l'évaluation du risque pour les EMV¹¹⁸. De plus, le *Center for Biological Diversity* a demandé à l'EPA d'évaluer les impacts potentiels et cumulatifs sur les habitats critiques des EMV engendrés par les agents actifs ainsi que par les autres ingrédients des formulations et les effets synergiques des autres contaminants présents dans le milieu, comme recommandé par la NAS¹¹⁹. L'EPA mentionne que ces sujets seront inclus dans la prochaine décision d'homologation pour le *Bt* quand les méthodes scientifiques nécessaires seront disponibles¹⁰³. Or, dans la dernière version de la directive d'évaluation pour

l'autorisation des biopesticides aux Pays-Bas (Ctgb, 2021¹²⁰), qui suit les directives européennes, les termes « effets indirects », « effets sublétaux » et « cumulatifs », ainsi que « réseau trophique » et « EMV » ne sont pas encore mentionnés.

La commissaire à l'environnement et au développement durable du bureau du Vérificateur général du Canada a publié à l'automne 2015 un rapport portant sur la sécurité des pesticides¹²¹. Elle mentionne que depuis 2006, la Loi sur les produits antiparasitaires (L.C. 2002, ch. 28; ci-après LPA) exige que l'ARLA tienne compte de l'exposition globale et des effets cumulatifs sur la santé et qu'elle applique des marges de sécurité lorsqu'elle réévalue les risques sanitaires. La LPA décrit le risque pour l'environnement comme étant le « *risque de dommage à l'environnement, notamment à sa diversité biologique, résultant de l'exposition au produit antiparasitaire ou de l'utilisation de celui-ci, compte tenu des conditions d'homologation proposées ou fixées* »¹²². Sous la recommandation de la commissaire, l'ARLA avait prévu de mettre en œuvre sa propre méthode d'évaluation des risques cumulatifs en 2017-2018, car la communauté scientifique internationale n'a toujours pas atteint de consensus sur la meilleure façon d'évaluer les effets cumulatifs des produits antiparasitaires¹²¹. Ainsi, on peut s'attendre à ce que les effets indirects sur la biodiversité ainsi que sur le fonctionnement et l'intégrité des écosystèmes considérés dans cette revue de littérature soient également analysés dans le cadre de la prochaine réévaluation du *Bti* tant au Canada qu'aux États-Unis. Par contre, les marges de sécurité concernant la protection de l'écosystème et de la biodiversité pour l'utilisation de *Bti* doivent encore être établies. L'évaluation préalable de 2018¹⁰⁰ ne s'est pas penchée sur les effets indirects, les effets sublétaux et les risques cumulatifs des différentes formulations de *Bti*. Ainsi, il reste une incertitude sur les risques environnementaux, même si l'on suit les directives d'application selon l'étiquette des différentes formulations. Par ailleurs, l'ARLA a cessé d'accorder des homologations conditionnelles (temporaires) pour de nouveaux produits aux termes de la LPA et de ses règlements d'application à compter du 1^{er} juin 2016¹²³.

Les marges de sécurité, ou facteurs de protection supplémentaires, sont établies pour l'utilisation des pesticides, surtout pour protéger les humains et particulièrement les femmes enceintes, les nourrissons, les enfants et les personnes âgées. Ces marges de sécurité servent à compenser les incertitudes, le manque de données ainsi que les différences de sensibilité d'un individu ou d'une espèce à l'autre.

Dans le passé, le *Bti* « pur » était considéré comme étant respectueux de l'environnement, car les toxines contenues dans ses spores sont très sélectives et l'impact sur les autres organismes aquatiques était considéré comme étant non existant à très faible^{6,47,8,32,45,124}. Ainsi, dans la note d'instructions n° 14-01 du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), concernant le contrôle du virus du Nil occidental (VNO), on peut lire que « *selon les connaissances actuelles [c'est-à-dire en 2014], l'usage de ces produits [Bti] a peu ou pas d'impact sur la faune* »¹²⁵. Ces conclusions sont basées sur la revue de littérature effectuée par les Québécois Boisvert et Boisvert (2000)⁴⁵, repris par Lacoursière et Boisvert (2004)⁶. Par ailleurs, la page Web du MELCCFP^h portant sur le *Bti* et le contrôle des insectes piqueurs présente une adaptation de ce dernier document⁶. L'absence d'impacts du *Bti* sur les espèces non ciblées, la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes et réseaux trophiques repose en général sur des études effectuées dans les années 1980 jusqu'au début des années 2000. Cette information était utilisée pour l'homologation du produit au Canada et ailleurs dans le monde. Or, comme constaté dans le cadre des travaux relatifs à la présente revue de littérature, il existe maintenant de nouvelles approches scientifiques qui permettent de déterminer et d'évaluer les effets sublétaux, les effets indirects, les effets cumulatifs, les formulations, les mélanges dans la nature avec d'autres pesticides ainsi que les marges de protection à considérer. Ces nouvelles données devraient être prises en compte lors des prochaines homologations et réévaluations de produits. L'homologation des biopesticides est appuyée sur des études montrant la faible toxicité à doses élevées. Ainsi, d'autres études plus poussées ne sont pas exigées pour ces produits comme cela est exigé pour les pesticides chimiques; or, les pesticides biologiques ne montrent pas nécessairement des courbes dose-réponse uniformes¹²⁶.

^h <https://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/virus-nil/bti/index.htm>; consulté le 20 octobre 2019.

1.4 Le *Bti* et les organismes non ciblés

Les espèces les plus susceptibles d'être affectées par les formulations de *Bti* appartiennent aux diptères nématocères des familles des Culicidés (moustiques) et des Simulies (mouches noires)⁶. Les chironomidés (moucheron) sont aussi des diptères nématocères, mais non piqueurs. Ils constituent le principal taxon non ciblé affecté directement par le *Bti*, car leur physiologie est proche de celle des moustiques^{6,45}. Par ailleurs, le *Bti* est utilisé pour des nuisances causées par des chironomes¹. Les chironomidés sont souvent les insectes émergents dominants¹²⁷. Les milieux humides temporaires des plaines inondables et les étangs vernaux sont des sites dans lesquels les larves de moustiques et de chironomidés se développent généralement. Ce sont aussi des habitats importants pour d'autres organismes qui les utilisent pendant leurs premiers stades de vie, tels que les anoues au stade larvaire, qui se nourrissent, entre autres, des larves de moustiques et, éventuellement, de cadavres de larves de moustiques dans lesquels le *Bti* peut être présent à la suite des épandages. D'ailleurs, de nouvelles recherches, présentées dans ce document, suggèrent que l'épandage de certaines formulations commerciales de *Bti* aurait un effet létal sur certains organismes aquatiques non ciblés, ainsi qu'un impact négatif sur les réseaux trophiques et sur le fonctionnement des écosystèmes. C'est dans cette optique que la présente revue de littérature sur les effets directs et indirects de l'épandage de *Bti* a été réalisée.

1.5 Les insectes piqueurs et la santé publique au Québec

Certains insectes piqueurs, plus particulièrement les moustiques, peuvent être vecteurs de maladies, tels le virus du Nil occidental (VNO), le virus de l'encéphalomyélite équine de l'Est ou les virus du séro groupe Californie (tous des zoonoses vectorielles)^{128,129}. Le gouvernement du Québec a adopté, en 2013, son Plan d'intervention gouvernemental 2013-2015 pour la protection de la population contre le virus du Nil occidental¹³⁰ et en a fait une mise à jour en 2014¹³¹. Le ministère de la Santé et des Services sociaux coordonne les travaux en lien avec la santé publique. Bien que la transmission du virus Zika ait été très présente dans l'actualité au cours des dernières années, ce virus n'est pas encore présent au Québec. Nous exposons ici seulement quelques développements récents sur le virus Zika et le VNO.

Il y a encore des lacunes dans les connaissances sur la transmission du virus Zika, surtout en lien avec la propagation vers des régions où ce virus n'a pas encore été introduit telles que le Québec. Le moustique identifié comme responsable de la transmission était *Aedes aegypti*. Or, des travaux de modélisation récents indiquent que 35 espèces de moustiques pourraient transmettre le virus Zika¹³². Parmi ces espèces, on en trouve sept dans le nord des États-Unis continentaux¹³². Les cartes de distribution montrent que *Cx. tarsalis*, *Cx. pipiens* et *Ae. vexans* se trouvent au Canada^{10,132}. Par ailleurs, *Ae. aegypti* et *Ae. albopictus* ont été observés dans le sud de l'Ontario¹³³, mais il n'y a pas encore de populations qui se reproduisent au Canada¹³⁴. *Cx. pipiens* et *Ae. vexans* sont présents au Québec^{132,6}. Ainsi, il est possible que le virus Zika se propage vers le Québec dans le futur, surtout dans le contexte des changements climatiques en cours. Toutefois, une étude récente indique que le potentiel de transmission du virus Zika par *Ae. vexans* est de 1 %¹³⁵. En 2017, on a observé un œuf d'*Ae. aegypti* dans un piège au poste frontalier de Saint-Armand dans le sud du Québec, mais rien n'indique toutefois que l'espèce soit établie ici¹³⁶. Par ailleurs, l'exposition répétée des larves d'*Ae. aegypti* à des concentrations sous-létales de *Bti* peut augmenter la résistance et ainsi le risque de transmission de certains arbovirus (*ARthropode-BORne VIRUSes*) tels que le virus de la dengue¹³⁷.

Au Québec, de 2002 à 2017, on comptait par année de 1 à 45 cas humains ayant été infectés par le VNO et de ce nombre, 0 à 3 personnes étaient décédées de cette infection, sauf en 2012, où 134 personnes ont été recensées avec la maladie, dont 5 en étaient décédées¹³⁸. Or, en 2018, il y avait un total de 201 personnes (cas probables et confirmés) infectées, dont 15 décès^{138,139}. Il n'y a pas encore une explication pour cette hausse, qui semble due aux variations des facteurs environnementaux^{140,141}. En 2019, le nombre de cas signalés était de 12, et aucun décès n'était survenu¹⁴². Les principaux vecteurs

ⁱ <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/pests/non-biting-midge-chironomids/>; consulté le 21 février 2023.

de la transmission du VNO à l'humain sont les moustiques du complexe *Cx. pipiens* et *Cx. restuans*. Ces insectes, majoritairement ornithophiles (attirés par les oiseaux) et qui se reproduisent tant dans les gîtes naturels que dans les gîtes artificiels (p. ex. les puisards de rue), seraient responsables de l'amplification du VNO dans le cycle oiseau-moustique-oiseau¹⁴³. La seconde espèce vectrice du VNO en importance au Québec serait *Ae. vexans*. Le taux d'infection chez cette espèce est faible, mais son abondance relative est plus élevée. Ces insectes se reproduiraient en milieu urbain et semi-urbain, principalement dans les gîtes naturels¹⁴³. Campagna et collab.¹⁴³ ont évalué l'efficacité du traitement des gîtes naturels et artificiels par les larvicides *Bti*, *Ls* et méthoprène au Québec en 2014, pour contrôler les espèces vectrices du VNO et réduire le risque d'infection par le VNO chez l'humain. Les résultats de l'étude suggèrent que le traitement par larvicides n'a pas eu d'effet sur l'indice vectoriel des *Cx. pipiens/restuans* pendant la période critique au Québec pour la transmission du VNO à l'humain¹⁴³. Il était cependant difficile de tirer des conclusions en raison de la faible prévalence du VNO chez les moustiques pendant la saison. Quant aux *Ae. vexans*, l'analyse de l'indice vectoriel n'a pas été possible en raison du trop faible nombre de réservoirs positifs¹⁴³. Depuis 2015, aucune activité d'épandage de larvicides n'est effectuée par le gouvernement du Québec pour contrôler de manière préventive les moustiques vecteurs du VNO¹⁴⁴.

1.6 Objectif principal de cette revue de littérature

L'objectif principal de cette revue de littérature scientifique est d'évaluer si, selon les publications récentes, l'épandage des formulations de *Bti* pour le contrôle des nuisances causées par les insectes piqueurs est respectueux de l'environnement ou s'il peut avoir un effet direct ou indirect sur la faune, la biodiversité, l'écosystème ou le fonctionnement des réseaux trophiques du Québec.

Des publications qui traitent de *Bt* en général n'ont pas été exclues, et certaines études sur d'autres variétés de *Bt* ont été incluses quand le sujet était pertinent. De plus, nous présentons des méthodes alternatives pour le contrôle des insectes piqueurs, des études économiques ainsi que des études sociologiques en lien avec ce sujet. Nous identifions aussi des lacunes dans la littérature scientifique et des recommandations pour la situation au Québec.

2 Méthodologie

La recherche dans la littérature scientifique, faite principalement entre 2016 et 2021, a été axée sur l'impact de *Bacillus thuringiensis* variété *israelensis* (*Bti*) et de *Lysinibacillus sphaericus* (*Ls*) employés pour contrôler les insectes piqueurs et ainsi diminuer la nuisance qu'ils occasionnent. Les aspects étudiés ont été les suivants :

- Espèces non ciblées et ciblées;
- Effets directs : effet létal et effets sublétaux;
- Effets indirects : par exemple la diminution d'abondance de nourriture;
- Fonctionnement et intégrité de l'écosystème;
- Réseau trophique;
- Persistance et prolifération de *Bti* et de ses toxines dans l'environnement (*recycling*);
- Résistance au *Bti*;
- Aspects sociaux;
- Autres sujets connexes.

Dans cette optique, l'objectif de la revue n'a pas été de faire le bilan des publications sur le contrôle des vecteurs de transmission de maladies ni sur l'efficacité du *Bti* pour contrôler les populations d'insectes piqueurs, car ces aspects sont traités dans la plupart des publications. En effet, la compilation de 311 publications issues de la littérature parues entre 1974 et 2010 sur l'utilisation du *Bti* montre que la grande majorité (59 %) traitait de l'efficacité du *Bti*, et 32 % des effets sur la faune non ciblée, 4 % sur la persistance dans l'environnement et 4 % sur les effets indirects par des modifications du réseau trophique (Poulin, 2012⁸⁰). L'Agence pour la protection de l'environnement de la Suède a aussi souligné des lacunes dans la recherche concernant les effets indirects sur des espèces non ciblées ainsi que les modifications potentielles dans le réseau trophique¹⁴⁵.

Les principales sources d'information ont été les suivantes :

- Web of Science;
- BioOne;
- Google;
- Google Scholar;
- Research net;
- United States Environmental Protection Agency (EPA);
- Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire du gouvernement du Canada (ARLA);
- European Union.

Par ailleurs, les mots clés suivants ont été utilisés, notamment en anglais, en français, en allemand et en néerlandais (liste non exhaustive) :

- *Bacillus thuringiensis* variété *israelensis* – *Bacillus thuringiensis israelensis* – *Bti*;
- *Bacillus sphaericus* – *Lysinibacillus sphaericus* – *Ls*;
- Recherche par nom d'auteur;

- Nom des formulations;
- *Non-target species, non-target organisms*;
- Impact direct, indirect ou cumulatif;
- *Mosquito, black fly, midge*, contrôle, insectes piqueurs, moustique, similies, mouche noire, maringouin, moucheron;
- *Ecosystem* – écosystème;
- *Food web* – réseau trophique;
- Groupe d'organismes (par exemple oiseaux, chauves-souris);
- *Toxic* – toxique;
- *Biological control* –contrôle biologique;
- *Ecological services* – services écologiques;
- Valeur non marchande des services écologiques;
- *Resistance* – résistance;
- *Recycling* – recyclage, persistance.

Pour la présente analyse de la littérature scientifique, l'accent a été mis sur l'utilisation des différentes formulations de *Bti* pour le contrôle des moustiques, car leur utilisation est notablement plus répandue que celle des formulations à base de *Ls*. De plus, il y a beaucoup plus de publications sur le contrôle des moustiques que sur le contrôle des mouches noires, probablement parce que ces dernières sont moins importantes comme vecteurs de maladies pour les humains et n'en transmettent pas aux humains en Amérique du Nord et en Europe.

Aucune restriction sur la date des publications n'a été considérée. Toutefois, les études publiées depuis 2000 ont davantage retenu notre attention. La littérature grise n'a pas été exclue. Des documents non disponibles sur Internet ont été obtenus, quand cela a été possible, par la bibliothèque du Ministère (notamment, des thèses de doctorat ou de maîtrise rédigées en Allemagne).

Un des éléments clés dans la réalisation d'une analyse écotoxicologique est la concentration d'exposition du composé évalué comme étant toxique pour les organismes. La composition des formulations présentes sur le marché canadien et ailleurs est toutefois considérée comme un secret industriel. Les études sur les interactions entre le *Bti* et d'autres pesticides sont extrêmement rares. Dans la littérature, plusieurs unités sont utilisées pour décrire le dosage, telles que µg/l, mg/l ou ppm, l/ha, spores/ml, pintes/acre, kg/ha, lb/acre ou encore 1 tablette par 13,2 gallons (50 l). De plus, la puissance biologique (*potency*), c'est-à-dire les concentrations de *Bti* des formulations, indiquées en *international toxic units* (ITU), peut varier énormément. Ainsi, pour les différentes formes de VectoBac, la toxicité du produit va de 200 ITU/mg à 5 000 ITU/mg^j. Il n'y a pas toujours de distinction entre les termes « dosage », « concentration finale » (g/l), « dose », « taux d'application » (kg/ha et l/ha) et « toxicité » (ITU) dans la littérature. De plus, certaines études utilisent des cultures de *Bti* « maison » sans en préciser clairement la concentration¹⁴⁶. En conséquence, les résultats des différentes études sont difficilement comparables.

Afin de pouvoir comparer les concentrations et les doses de *Bti* utilisées lors d'expériences en laboratoire ou sur le terrain, selon les formulations utilisées, les unités originales des doses et des concentrations trouvées dans les publications ont été ramenées à des unités communes (Cabrera 2018¹⁴⁷). Ce travail visait ultimement la comparaison des dosages de *Bti* des études avec les taux d'application des produits utilisés pour l'épandage au Québec¹⁴⁷. Deux unités, basées sur des ITU, ont été utilisées dans la

^j <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/>; consulté le 17 juillet 2019.

comparaison des études : ITU/l et ITU/m². Ce rapport¹⁴⁷ est présenté à l'annexe 1. Pour la comparaison des éventuels impacts des composés ajoutés aux différentes formulations, les unités de concentration d'origine telles qu'utilisées dans les publications sont présentées conjointement.

La crédibilité du système d'homologation des produits antiparasitaires est affectée (CAPERN, 2020¹⁴⁸), surtout depuis qu'il y a eu des révélations concernant l'influence de l'industrie sur ce processus¹⁴⁹. On observe que l'industrie fournit de nouveaux produits antiparasitaires, qui ne sont pas nécessairement moins nocifs, aussitôt qu'on a démontré qu'un pesticide, par exemple les néonicotinoïdes, affecte l'environnement; l'homologation est alors retirée ou l'utilisation est restreinte¹⁵⁰. De plus, l'utilisation des semences enrobées de néonicotinoïdes n'était pas utile au Québec¹⁵¹. Cette situation a mené à la consultation publique en 2019 par la Commission de l'agriculture, des pêcheries, de l'énergie et des ressources naturelles (CAPERN) afin d'examiner les impacts des pesticides sur la santé publique et l'environnement, ainsi que les pratiques de remplacement innovantes disponibles et à venir dans les secteurs de l'agriculture et de l'alimentation, et ce, en reconnaissance de la compétitivité du secteur agroalimentaire québécois¹⁵². À l'occasion des travaux de cette commission, plusieurs mémoires en lien avec l'utilisation du *Bti* ont été déposés par des citoyens^{153,154} ainsi que par l'industrie²⁰. Dans ce contexte, par exemple, Sauvé (2019)^{155,156}, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ, 2019¹⁵⁷) et l'Institut national de la recherche scientifique (INRS, 2019¹⁵⁸) plaident pour que les réglementations environnementales se basent sur des études indépendantes pour évaluer les impacts potentiels des pesticides sur la santé et l'environnement. Foucart (2019)¹⁵⁹ décrit comment, lors des dernières décennies et à l'échelle internationale, l'industrie de l'agrochimie a perfectionné les stratagèmes de désinformation afin de semer des doutes sur les résultats d'études défavorables à ses intérêts. Ces stratégies ont d'abord été mises en place par l'industrie du tabac et par la suite améliorées par les organisations en désaccord avec les mesures prises pour lutter contre les changements climatiques¹⁵⁹. Des articles scientifiques et des communications pour le grand public sont donc systématiquement publiés afin de discréditer les résultats présentés de ces études, lesquels montraient que les pesticides pouvaient avoir des effets négatifs sur des organismes non ciblés ou sur les écosystèmes¹⁵⁹. De plus, l'auteur montre comment cette industrie réussit à contrôler le processus d'homologation des pesticides dans plusieurs pays¹⁵⁹. Nous identifions dans cette revue de littérature, lorsque c'est possible, les résultats présentés par des chercheurs indépendants et ceux qui peuvent avoir des liens avec l'industrie. Bien sûr, il est primordial de maintenir une rigueur scientifique exemplaire quand cette variable est ajoutée, car il est possible d'induire des erreurs liées à ce biais. Par ailleurs, un groupe de travail en Europe prépare présentement une publication sur les impacts de l'épandage de *Bti* et les liens des auteurs avec l'industrie (Land et collab., 2019¹¹⁰).

Les publications ayant pour objet l'impact du *Bti* sur l'écosystème proviennent de partout dans le monde, mais les suivis des effets du *Bti* à long terme ne sont pas abondants. Deux études à « long terme » ont été trouvées et sont présentées comme études de cas :

- a) Suivi environnemental et sociologique dans le Parc naturel régional de Camargue en France par des scientifiques indépendants de l'organisme qui y effectue le contrôle des moustiques. Il s'agit ici d'observations écologiques continues sur une période de 11 ans¹⁶⁰;
- b) Publications en lien avec le programme de contrôle des moustiques dans la vallée du Rhin en Allemagne. Il s'agit d'études réalisées par des employés de l'organisme qui y effectue le contrôle des moustiques *Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage e.V.* (KABS; Association allemande de lutte contre les moustiques). Les études traitent des impacts à court terme de l'utilisation de *Bti* échelonnée sur plus de 30 ans. Aucun suivi des impacts à long terme sur les différentes composantes des écosystèmes traités n'a fait l'objet de ces publications¹⁶¹.

Toutes les autres publications ont été regroupées et comparées avec les études de cas, selon les caractéristiques des formulations du *Bti* et les organismes affectés (insectes, oiseaux insectivores, chauves-souris, amphibiens, poissons). D'autres sujets traités sont l'effet sur les réseaux trophiques ainsi que le fonctionnement des écosystèmes, le phytoplancton, les communautés microbiennes et les cycles biogéochimiques, ou encore la persistance et le recyclage du *Bti* et les méthodes alternatives au *Bti* pour

le contrôle d'insectes piqueurs. L'information a été synthétisée et analysée. Les lacunes concernant les effets de l'utilisation du *Bti* au Québec ont été identifiées. Une étude sociologique portant sur la gouvernance et sur les recours juridiques engagés par des groupes environnementaux pour le cas du parc de la Camargue, en France, est aussi présentée de même que des aspects économiques. Finalement, les conclusions générales de la revue de littérature contiennent des suggestions pour des études supplémentaires sur l'utilisation du *Bti* au Québec ainsi que sur les approches futures pour le contrôle de diptères nuisibles.

3 Formulations de *Bti* et de *Ls* et synergies avec d'autres contaminants

Il existe plusieurs produits à base de *Bti*. Depuis leur introduction sur le marché, ces produits ont évolué dans le temps, et l'utilisation d'une formulation plutôt qu'une autre dépend surtout du milieu visé. Ainsi, il existe notamment des formulations aqueuses, granulaires, en poudre et en tablettes flottantes (tableau 1; voir annexe 1 pour plus de détails). Les formes « pures » de *Bti* (100 %) sont VectoBac TP¹⁶² et Aquabac OSF¹⁶³ (tableau 1). C'est à partir de ces produits que sont préparées les différentes formulations. Aucune de ces formulations à base de *Bti* n'est du « *Bti* pur », car il n'est jamais appliqué sans adjuvants. Le terme « adjuvant » décrit un additif, autre que l'ingrédient actif, présent dans la formulation d'un pesticide¹⁶⁴. Les adjuvants peuvent être des surfactants, des diluants, des huiles concentrées, des agents adhésifs, des agents antimousses, des agents tampons et des agents de compatibilité. Par exemple, les surfactants changent la capacité des liquides à adhérer à des surfaces ou à pénétrer dans les liquides. Ils peuvent faciliter et même accentuer l'émulsion, la dispersion, l'expansion ou d'autres propriétés des liquides¹⁶⁴. La toxicité des additifs ou celle des formulations avec des adjuvants est parfois plus importante que celle de l'ingrédient actif pris isolément¹¹⁵. Même si l'exposition aux toxines, à l'agent actif ou aux adjuvants est considérée comme étant sans risque pour les humains, il y a malgré tout peu d'études sur l'exposition des humains aux différentes formulations de *Bti*¹⁶⁵ ou de *Ls*.

3.1 Information disponible dans la littérature

Peu d'études ont eu accès au « *Bti* pur ». Les étiquettes de formulations VectoBac WDG¹⁶⁶, VectoBac DT¹⁶⁷ et Mosquito Dunks¹⁶⁸ (tableau 1) indiquent que ces produits contiennent des solides de fermentation, des spores et des toxines insecticides. Par exemple, Maletz et collab. (2015)¹⁶⁹ ont examiné le VectoBac TP (poudre technique : 5 000 ITU/ml). Ce composé montre une activité œstrogénique^k, qui est probablement liée aux conditions de production dans le réacteur de culture dans lequel on ajoute de la farine de poisson ou du soja (*fermenter slurry*)¹⁶⁹. Les auteurs de cette étude mentionnent que le VectoBac TP est rarement utilisé¹⁶⁹. En effet, la KABS n'utilise pas plus de 32 kg par an de ce produit dans toute la région de la vallée du Rhin et le dosage est à peu près de 400 g/ha (com. pers. Norbert Becker dans ¹⁶⁹). Ainsi, en principe, les faibles concentrations de VectoBac TP dans l'écosystème ne devraient pas avoir d'effet œstrogénique sur les organismes.

Les fabricants n'ont pas l'obligation d'afficher la composition complète des formulations à base de *Bti* puisque la recette peut être considérée comme un secret industriel, comme indiqué sur les fiches de données de sécurité. À titre d'exemple, le VectoBac WDG contient 37,4 % de *Bti* et 62,7 % « d'autres ingrédients »¹⁶⁶. Le VectoBac 1200L et le VectoBac AS contiennent 11,61 % de *Bti*, 0,10 % de Proxel GXL (sensibilisant cutané) et 88,29 % d'autres ingrédients¹⁷⁰, et le VectoBac 200G contient 97,2 % d'autres ingrédients¹⁷¹. Ces « autres ingrédients » sont considérés comme inertes par l'industrie, l'ARLA, l'EPA, etc.

Bien qu'ils soient secrets, l'entreprise Valent BioSciences a fourni les détails de la composition complète des formulations de *Bti* (VectoBac TP et WDG) à Maletz et collab. (2015)¹⁶⁹ afin de tester ces produits pour des effets potentiels sur le système endocrinien. Les formulations contenaient, en plus de la substance active, six adjuvants¹⁶⁹, mais les auteurs n'ont pas révélé leur composition. Ainsi, les effets toxiques rapportés par certaines études pourraient être attribuables à ces adjuvants plutôt qu'au *Bti* lui-même. Par exemple, Wipfli et collab. (1994)¹⁷² n'ont pas observé d'impact du *Bti* (Teknar; tableau 1) sur des jeunes stades de salmonidés, sauf quand les concentrations d'exposition (de 1 873 200 à 2 785 200 ITU/l durant 15 min à 48 h; voir annexe 1) dépassaient largement les taux d'application recommandés (1 200 ITU/l pendant 1 à 15 min). La mortalité observée était liée aux composants de la formulation autres que les toxines de *Bti* (voir section 9). Par ailleurs, Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³ ont

^k Effet perturbateur endocrinien.

démontré que la toxicité d'Introban (tableau 1) augmente avec la dose pour les stades larvaires de la grenouille sud-américaine commune *Leptodactylus latrans* (Anura : Leptodactylidae). Ils ont aussi observé plusieurs effets au niveau des processus physiologiques sur cet anoure (voir section 8). Lajmanovich mentionne qu'il n'a pas été possible de différencier dans l'étude les effets du *Bti* de ceux des adjuvants de la formulation d'Introban (com. pers. 11 juillet 2016, Rafael Lajmanovich). La toxicité de VectoLex WDG sur des larves du quatrième stade du chironome *Chironomus tepperi* (Diptera : Chironomidae) semble être due aux ingrédients présents dans la formulation autres que le *LS*¹⁷⁴. En effet, la toxicité d'un échantillon de la formulation originale et d'un échantillon stérilisé dans un autoclave était similaire¹⁷⁴.

Il est important de noter que les formulations de pesticides auxquels les organismes sont exposés dans les écosystèmes contiennent toutes des adjuvants^{175,176} et que les mélanges des formulations peuvent entraîner des effets additifs, synergiques et antagonistes, même à de très faibles doses¹⁷⁷. C'est aussi le cas pour le *Bti*. Bien que le VectoBac (concentré émulsifiable) ne soit pas toxique pour le choquemort (*Fundulus heteroclitus*; Cyprinodontiformes : Fundulidae), le mélange de *Bti* et de fenoxycarb (insecticide carbamate) augmente la toxicité envers ce fenoxycarb¹⁷⁸.

Des larves (quatrième stade) de *Culex pipiens* ont été exposées pendant deux jours au *Bti* (VectoBac WG, 70 µg/l), à l'insecticide chlorpyrifos (0,65 µg/l) ou aux deux pesticides combinés (à des concentrations que l'on peut observer in situ); en plus, il y avait des variations journalières de température (7 et 14 °C avec température moyenne de 20 °C), comme observé dans la nature (Delnat et collab., 2019¹⁷⁹). La mortalité des larves exposées à la combinaison des deux pesticides montrait un effet additif quand il n'y avait pas de variations journalières de température ou une variation de 7 °C¹⁷⁹. Par contre, une variation journalière de 14 °C entraîne une augmentation synergique et significative de mortalité¹⁷⁹. Le temps de développement des femelles montre des effets antagonistes avec une variation de température journalière de 7 °C et des effets additifs sans variation de température ou une variation de 14 °C¹⁷⁹. La longueur d'aile des femelles, qui est un indice de fécondité, n'était pas modifiée par la présence de *Bti*¹⁷⁹. Par contre, la combinaison des deux pesticides montre des effets antagonistes avec une variation de température journalière de 7 °C et des effets additifs sans variation de température ou avec une variation de 14 °C, provoquant une augmentation de la taille de l'aile¹⁷⁹. Il n'y a présentement pas d'obligation d'inclure les variations de température journalière réalistes pour obtenir l'homologation des pesticides.

L'herbicide atrazine réduit la mortalité des larves de quatrième stade du moustique *Aedes aegypti* (Diptera : Culicidae) (exposition à 1 – 1 000 µg/l d'atrazine pendant 6 à 48 h) traitées avec Bactimos WP¹⁸⁰ (1 000 et 2 500 ITU/l), c'est-à-dire que l'atrazine augmente la résistance des organismes ciblés au *Bti* (voir section 13). Le mode d'action n'est pas connu, mais Boyer et collab. (2006)¹⁸⁰ suggèrent que l'accroissement des enzymes détoxifiantes pourrait augmenter cette résistance, tel qu'observé chez d'autres insectes.

L'atrazine est un herbicide très utilisé au Québec qui, dans les échantillons d'eau prélevés dans les cours d'eau agricoles en 2014, a été détecté dans 98 % des cas avec des concentrations allant jusqu'à 13 µg/l¹⁸¹. Entre 2013 et 2016, dans des zones de vergers et de cultures maraîchères, l'atrazine a également été détectée dans presque tous les échantillons avec une concentration maximale de 15 µg/l¹⁸². L'insecticide chlorpyrifos est aussi présent dans ces cours d'eau, dépassant souvent le critère de qualité de l'eau^{181,182}. L'atrazine est également présente dans le fleuve Saint-Laurent¹⁸³ et même dans l'eau potable de villes comme Toronto et Montréal¹⁸⁴. Ainsi, il s'agit d'un pesticide qui peut se retrouver facilement dans des milieux humides en zone agricole, ainsi que dans les zones inondables le long du Saint-Laurent et de ses tributaires, où il pourrait induire une résistance au *Bti* des larves de moustiques présentes dans le milieu.

D'autres pesticides sont aussi omniprésents dans des cours d'eau agricoles, dans le Saint-Laurent et dans le lac Saint-Pierre, tels que le néonicotinoïde imidaclopride^{181,185}. Cet insecticide très persistant est connu pour causer des effets négatifs sur les chironomes ainsi que sur les simules¹⁸⁶. De plus, Yamamuro et collab. (2019)¹⁸⁷ ont montré que les chironomides *Chironomus plumosus* et *Tanypodinae* spp. ainsi que d'autres organismes aquatiques (benthiques et pélagiques) ont disparu de l'écosystème

lacustre après l'introduction des néonicotinoïdes dans l'agriculture dans le bassin versant en 1993. Ces pesticides sont présents dans les environnements aquatiques au Canada à des niveaux toxiques pour ces insectes^{181,185,186}. Ainsi, dans les zones d'épandage de *Bti*, d'autres pesticides peuvent déjà avoir eu des impacts sur les populations de ces insectes aquatiques.

De plus, de nouvelles formulations de *Bti* pour le contrôle des moustiques pourraient avoir des impacts différents sur l'écosystème. Par exemple, deux bactéries utilisées comme bioinsecticides, *Xenorhabdus* et *Photorhabdus* spp. (Enterobacteriaceae), ont le potentiel de produire et de relâcher des métabolites secondaires qui peuvent jouer un rôle majeur dans la pathogénicité à la suite de la suppression du système immunitaire des insectes cibles (Park et collab., 2016¹⁸⁸). La combinaison de ces bactéries avec le *Bti* entraîne une augmentation de l'efficacité pour le contrôle des larves d'*Ae. albopictus* et de *Cx. pipiens*¹⁸⁸. Les auteurs ont créé une nouvelle formulation, le Dip-Kill, qui contient 80 % de milieu de culture de *X. nematophila*, 10 % de *Bti* (10^{10} spores/ml) et 10 % d'éthanol (agent de conservation)¹⁸⁸. Ce nouveau produit est plus efficace que le *Bti* à la dose recommandée¹⁸⁸. Or, ils ne présentent aucun test sur l'impact direct ou indirect de ce nouveau produit sur des espèces non ciblées ni sur l'écosystème ou le réseau trophique. Ce produit ne semble toutefois pas encore commercialisé¹⁸⁸. Les briquettes FourStar^l (1 % et 70 ITU/mg de *Bti*, 6 % et 60 ITU/mg de *Ls*) ont récemment été créées. Elles relâchent lentement les larvicides pour des périodes allant jusqu'à 180 jours (*long-lasting microbial larvicides*) pour le contrôle de vecteurs de malaria¹⁸⁹. Derua et collab. (2018)¹⁹⁰ n'ont pas observé de modifications significatives dans l'abondance d'organismes aquatiques non ciblés pendant une période de 21 semaines (une briquette FourStar ou LL3 [même composition que FourStar, mais flottant] tous les 9,3m²) dans des sites propices au développement de larves de moustiques au Kenya. Or, les auteurs ne font pas mention d'analyse de l'impact sur les chironomes, les macroinvertébrés benthiques ou les relations trophiques dans leur étude¹⁹⁰.

Plusieurs publications mentionnent que la concentration de *Bti* utilisée était conforme au dosage indiqué sur l'étiquette. Or, ce dosage est parfois différent selon la source d'information consultée. Par exemple, pour VectoBac AS, la concentration indiquée sur le site Web du fabricant est de 0,3 à 2,3 l/ha^m, alors qu'elle est de 0,25 à 1,0 l/ha sur l'étiquette, et il est indiqué d'augmenter le dosage dans les eaux profondes, très froides ou polluées et lorsque la majorité des larves sont à la fin du troisième et au quatrième stade larvaireⁿ. Toutefois, sur l'étiquette, il n'y a pas de définition claire des termes « eau profonde », « froide » et « eau polluée », ni de mention sur la concentration limite (in situ) à ne pas dépasser. Par exemple, le site Web de Valent BioSciences précise le terme « eau polluée » : étang d'épuration ou réservoir de lisier. Pour ce qui est de l'épandage aérien dans les marais et marécages, il est peu probable que la profondeur des plans d'eau soit connue, ainsi la concentration finale du produit est plutôt approximative (voir aussi annexe 1). De plus, il n'y a pas d'indication sur les étiquettes à propos de la fréquence des applications pour le contrôle des insectes piqueurs. En outre, il n'y a pas nécessairement une corrélation entre la concentration du produit et sa performance^o.

^l <https://www.centralmosquitocontrol.com/all-products/fourstar>; consulté le 12 août 2019.

^m <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/#VectoBac-Aqueous>; consulté le 17 juillet 2019.

ⁿ <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/wp-content/uploads/sites/4/2017/04/vectobac-1200L-specimen-label.pdf>; consulté le 17 juillet 2019. Par ailleurs, tout utilisateur de pesticides doit suivre les instructions de l'étiquette, car elle fait foi de loi (fédérale).

^o Sur les étiquettes des formulations en vente aux États-Unis, on trouve les mentions "The percent active ingredient does not indicate product performance and potency measurements are not federally standardized" (<https://www.valentbiosciences.com/publichealth/wp-content/uploads/sites/4/2017/02/teknar-cq-specimen-label.pdf> et <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/wp-content/uploads/sites/4/2017/02/vectobac-wdg-specimen-label.pdf>; consulté le 17 juillet 2019) et "There is no direct relationship between intended activity (potency) and the percent Active Ingredient by Weight" (<https://www.valentbiosciences.com/publichealth/wp-content/uploads/sites/4/2017/04/vectobac-sup-sup-12as-specimen-label.pdf>; consulté le 17 juillet 2019). Toutefois, ces mentions ne se trouvent pas sur les exemples des étiquettes pour le Canada.

Contrairement aux moustiques, les simules se développent dans des eaux courantes. Ainsi, la technique d'application du *Bti* pour le contrôle des mouches noires devrait être différente de celle utilisée pour le contrôle des moustiques. Idéalement, le *Bti* doit former un « nuage » uniforme qui reste en contact avec les larves pendant au moins 1 ou 10 min¹⁹¹. Ce « nuage » de *Bti* se déplace vers l'aval avec le courant, et l'application doit être répétée quand la concentration diminue à cause de la sédimentation ou de la dilution. La dose d'application du *Bti* est en fonction du débit du cours d'eau et de la quantité de la formulation requise pour atteindre une concentration de 0,05 à 2,5 mg/l pendant 10 min ou de 0,5 à 25 mg/l pendant 1 min^{191,192} (c.-à-d. un temps de contact de 0,5 à 25 min-mg/l^p). Comme mentionné ci-haut pour le contrôle de moustiques, les dosages recommandés sont imprécis selon la nature du milieu où il est appliqué, puisqu'il faut augmenter la dose si l'eau est polluée ou boueuse, ou si la température de l'eau est relativement froide (de 7 °C à 10 °C)^{191,192}.

La fréquence d'épandage de *Bti* tant pour le contrôle des moustiques que pour celui des mouches noires est variable et dépend de la présence des larves de ces insectes dans les plans d'eau. L'étendue des zones à traiter est aussi variable et elle dépend, après la période de la fonte de neige et la crue printanière, de la pluviométrie, c'est-à-dire de la répartition et de l'intensité des pluies dans l'espace et dans le temps. Au Québec, cela se traduit par exemple, pour la municipalité de Shawinigan en 2017, en huit traitements avec *Bti* pour les moustiques entre le 27 avril et le 29 août, dans des milieux humides, et autant de traitements pour les mouches noires dans des milieux lotiques, entre le 26 avril et le 26 août. Ces traitements ont généralement été espacés de 14 jours (GDG Environnement, 2017¹⁹³). En 2021 à Gatineau, il y a eu 11 traitements avec *Bti* pour les moustiques entre le 13 mai et le 21 septembre (GDG Environnement, 2021¹⁹⁴). Le mandat visait aussi à détecter toute présence du virus du Nil occidental pour en informer les responsables de la Ville de Gatineau¹⁹⁴. En 2021, aucun échantillon n'a révélé la présence de ce virus¹⁹⁴.

Actuellement, il n'y a pas de protocole standardisé et approuvé pour analyser les concentrations de *Bti* déjà présent dans un écosystème et pour évaluer si les doses épandues respectent le mode d'emploi figurant sur les étiquettes des différentes formulations homologuées.

3.2 Conclusion

La toxicité directe ou indirecte des différentes formulations à base de *Bti* ne varie pas seulement en fonction de la puissance biologique, c'est-à-dire les concentrations des souches utilisées. Les adjuvants présents dans ces produits peuvent aussi contribuer, voire expliquer certains effets sur l'écosystème qui sont exposés dans les sections suivantes. Ces adjuvants ne sont pas connus (secrets industriels) et généralement, il n'est pas possible de différencier la toxicité du *Bti* de la toxicité que ces composés auraient sur les organismes ciblés et non ciblés. Dans ce contexte, il serait justifié que les exigences d'homologation soient adaptées à ces produits biologiques et soient faites sur une base d'effets cumulatifs, comme indiqué dans la section 1.3. « Homologation ». Cela implique aussi que la liste des adjuvants utilisés et leurs concentrations devraient être communiquées afin que des études écotoxicologiques indépendantes puissent être entreprises. De plus, les effets additifs, synergiques et antagonistes des formulations de *Bti* avec d'autres pesticides, notamment avec les pesticides agricoles qui se trouvent aussi dans les milieux humides visés par les épandages de *Bti*, ne sont généralement pas connus et cela ajoute une complexité supplémentaire dans l'évaluation de l'impact de cet insecticide sur l'écosystème. Au Québec, le risque d'interactions entre les formulations de *Bti* et d'autres pesticides devrait être évalué.

^p Les unités de concentration de la formulation utilisées pour le contrôle des mouches noires sont généralement min-mg/l ou mg/l min.

Tableau 1. Principales formulations à base de *Bti* et de *Ls* utilisées pour le contrôle des insectes piqueurs disponibles sur le marché mondial, et utilisées au Québec pour des opérations de grande envergure (X) ou en vente libre (L). Les taux d'application recommandés sont présentés dans l'annexe 1.

Nom commercial	Qc	Formulation	Souche de <i>Bti</i>	Puissance	Fabricant
VectoBac 1200L	X	Suspension aqueuse, aussi connue sous l'acronyme SC (suspension concentrée)	<i>Bti</i> AM65-52	1 200 ITU/mg	Valent BioSciences ^q
VectoBac AS				3 000 ITU/mg	
VectoBac WG, WDG		Granules dispersables dans l'eau		200 ITU/mg	
VectoBac G, GS et GR		Granules		2 200 ITU/mg	
VectoBac 200G	X			5 000 ITU/mg	
VectoBac DT		Tablettes		1 200 ITU/mg	
VectoBac TP		Poudre technique – <i>Technical Powder</i> (100 % Bti)		200 ITU/mg	
Teknar SC		Suspension aqueuse	<i>Bti</i> SA3A	800 ITU/mg	
Teknar CG et G		Granules		3 000 ITU/mg	
Bactimos PT		Granules – Pellets (pour le contrôle des chironomes)	<i>Bti</i> AM65-52	3 000 ITU/mg	
Bactimos WG		Granules dispersables dans l'eau (pour le contrôle des chironomes)		3 000 ITU/mg	
VectoPrime FG		Granules fins	<i>Bti</i> AM65-52 combiné avec du (S)-méthoprène	3 000 ITU/mg	
VectoMax FG		Granules fins	<i>Bti</i> AM65-52 combiné avec <i>Ls</i> ^b 2362 (souche ABTS-1743)	<i>Ls</i> 50 ITU/mg	
VectoLex CG, FG et WSP	X	Granules, sacs solubles dans l'eau	<i>Ls</i> 2362 (souche ABTS-1743)	<i>Ls</i> 50 ITU/mg	
VectoLex WDG		Granules dispersables dans l'eau		<i>Ls</i> 650 ITU/mg	
Gnatrol WDG ^s		Granules dispersables dans l'eau	<i>Bti</i> AM65-52	3 000 ITU/mg	
Introban ^t		Suspension aqueuse ¹⁹⁵	?	1 200 ITU/mg	
Introban anillos		Tablettes flottantes ¹⁹⁶	?	7 000 ITU/mg	Summit Chemical ¹⁹⁷
Aquabac OSF		Poudre primaire (100 % Bti)	<i>Bti</i> BMP 144	3,2 milliards ITU/lb ou 7 055 ITU/mg	Becker Microbial Products Inc. ¹⁹⁸
Aquabac xt	X	Suspension aqueuse		1 200 ITU/mg	
Aquabac 200G	X, L	Granules		7000 ITU/mg	
Aquabac 400G		Granules		400 ITU/mg	
Aquabac DF 3000		Solides granulaires		7 000 ITU/mg	
Mosquito Dunks	L	Tablettes flottantes		7 000 ITU/mg	Summit Chemical ¹⁶⁸
Mosquito Bits	L	Granules d'épis de maïs		7 000 ITU/mg	

^q Probablement le plus important fabricant et distributeur de formulations à base de *Bti* pour le contrôle des insectes piqueurs. Ces formulations ont toutes leurs applications et leurs usages spécifiques⁶²³

^r *Lysinibacillus sphaericus*.

^s Identique à VectoBac WDG⁸¹ pour le contrôle des larves de mouches de terreaux (*fungus gnat*; Diptera : Sciaridae) et des larves de mouches de champignons (Diptera : Sciaridae), en culture biologique; fabricant Valent BioSciences, <https://nufarm.com/usturf/product/gnatrol-wdg/>; consulté le 10 juillet 2020.

^t Commercialisé en Argentine, en Bolivie et en Uruguay¹⁹⁵. Suspension aqueuse semblable à VectoBac AS (puissance et taux recommandés; fabricant Valent BioSciences^{173,365}).

Finalement, étant donné que les conditions d'application des formulations de *Bti* ne sont pas préalablement définies, telles que la température, la nature de la pollution et la profondeur de l'eau, il est difficile de prévoir la concentration finale des produits dans l'eau en relation avec son efficacité. Par ailleurs, la présence des compétiteurs pour la nourriture (p. ex. des daphnies) influence la disponibilité de *Bti* pour les larves de moustiques ou de simules. De plus, la présence des prédateurs peut modifier l'efficacité du traitement (voir section 7.1). Enfin, des erreurs commises par le pilote d'aéronef¹⁶¹, ou lors du traitement manuel à partir du sol, voire pendant la préparation de ces produits, peuvent influencer la concentration finale prévue. Ainsi, la prévision des effets de ces produits dans les milieux humides est complexe¹⁹⁹.

4 Persistance et prolifération du *Bti*

Lors de la production industrielle des formulations de *Bti*, les toxines ne sont pas séparées des spores. Ainsi, à la suite de l'épandage, ces spores viables peuvent germer quand les conditions deviennent favorables dans la nature (p. ex. dans les cadavres de larves de diptères, car c'est une bactérie nécrotrophe^{27,41,42}). Ces bactéries se multiplient, consomment des éléments nutritifs et quand les conditions deviennent défavorables (p. ex. par manque des éléments nutritifs), les cellules créent de nouvelles spores avec les cristaux toxiques²⁷. Ce processus peut se répéter (recyclage). Ainsi, les bactéries et les spores peuvent persister, voire proliférer dans l'écosystème. Par ailleurs, il n'y a pas de mention dans la littérature indiquant que le *Bti* « naturel » (ou indigène) a été détecté au Québec⁶. De plus, même s'il s'agit de l'utilisation de la même espèce, la souche isolée dans le désert du Néguev et qui est utilisée pour l'épandage n'est fort probablement pas la même que celle qui pourrait être présente dans les milieux humides traités au Québec. L'épandage est donc susceptible d'introduire une nouvelle souche qui pourrait remplacer les organismes indigènes présents naturellement⁸⁹. Par ailleurs, l'introduction et le remplacement des souches naturelles par des souches non indigènes (exotiques) au sein d'une espèce ou d'un écosystème vont à l'encontre de la Convention sur la biodiversité (UN, 1992⁸⁹). De plus, les bactéries s'échangent régulièrement des parties de leur génome. Conséquemment, les gènes des toxines de *Bt* peuvent se retrouver dans d'autres espèces qui peuvent être moins sélectives que le *Bti*, qui est nécrotrophe, permettant ainsi la multiplication de la quantité de toxines présentes dans la nature.

4.1 Information disponible dans la littérature

La littérature est contradictoire quant à la persistance et à la prolifération (recyclage) du *Bti* dans l'environnement à la suite des épandages. Ce phénomène de recyclage du *Bti* dans l'environnement a été observé dans des études de terrain^{200,73} et de laboratoire^{201,75}. De plus, Tetreau et collab. (2012)⁷³ concluent que la production de nouvelles spores provoque aussi la production de nouveaux cristaux de toxines. Les auteurs ont aussi démontré la persistance différentielle des toxines du *Bti* dans la nature. Les Cry4 sont plus persistantes que les Cry11, lesquelles persistent plus que les Cyt⁷³.

Bacillus thuringiensis (*Bt*) fait partie du groupe *B. cereus* (*Bcg*)^{34,35}. Ces bactéries se trouvent naturellement dans l'environnement. En Suède, l'effet des épandages aériens faits avec VectoBac G (taux d'application 13-15 kg/ha = 260 000-300 000 ITU/m²) entre 2001 et 2012 sur la structure des communautés indigènes du groupe *Bacillus cereus* (*Bcg*) et sur l'abondance globale de *Bti* a été étudiée^{202,203}. Dans tous les sites et les habitats étudiés, les épandages de *Bti* n'ont pas montré d'effet sur l'abondance de *Bcg*, mais l'abondance de *Bti* était plus élevée dans les sites traités que dans les sites témoins²⁰³. Schneider et collab. (2017)²⁰³ indiquent que le *Bti* ajouté dans l'environnement a probablement influencé la population totale de *Bti* à court terme, mais qu'elle aura un effet limité à long terme²⁰³. Ils ajoutent qu'il est improbable que 10 ans d'utilisation de *Bti* dans les plaines inondables de la rivière Dalälven aient changé les abondances naturelles de *Bti* et de *Bcg* à un degré qui pourrait affecter de façon permanente les diptères ou les autres organismes non ciblés²⁰³. Toutefois, cette étude n'a pas évalué directement l'effet des épandages sur des organismes non ciblés.

Becker (2002⁷⁸; employé de la KABS) observe dans différentes zones de la vallée du Rhin, en France, jusqu'à 700 000 à 44 000 000 spores de *Bti* par gramme de sédiment dans les zones où les épandages ont été faits 2 fois par an avec du *Bti* non irradié. En contraste, généralement zéro ou moins de 100 000 spores de *Bti* par gramme de sédiment ont été observées dans les zones où les épandages ont été faits avec du *Bti* irradié, en Allemagne⁷⁸.

Selon une étude réalisée en Suisse, le nombre de spores de *Bti* dans la boue est resté similaire pendant une période de neuf mois à la suite des épandages²⁰⁴. Les auteurs indiquent que l'absence d'augmentation du nombre de spores de *Bti* témoigne de la sécurité environnementale de cet insecticide²⁰⁴. Une autre étude, réalisée dans des milieux humides de la réserve naturelle Bolle di Magadino en Suisse, a montré que le nombre de spores de *Bti*, soit la fraction des spores de *Bti* sur le

total des spores de *Bt* plus les spores *B. cereus*, était élevé après deux applications rapprochées et diminuait graduellement par la suite²⁰⁵. Le traitement (une fois) effectué l'année suivante a de nouveau augmenté le nombre de spores de *Bti* à des densités semblables à celles de l'année précédente²⁰⁵. Dans une étude réalisée sur deux sites différents en France, dans la région Rhône-Alpes et en Méditerranée, aucune production de nouveaux spores ou cristaux toxiques (recyclage) n'a été observée. Toutefois, la persistance des spores serait plus longue dans des substrats contenant de la matière organique²⁰⁶. Selon Mudgal et collab. (2013)²⁰⁷, le *Bti* a un effet direct très spécifique et sa persistance ne devrait pas causer de problèmes environnementaux majeurs, sauf dans le cas d'une exposition prolongée de l'espèce cible, qui peut favoriser le développement de résistance²⁰⁷. Cependant, les auteurs ne mentionnent pas que l'accumulation de spores et de toxines puisse affecter des espèces non ciblées comme les chironomes.

Une autre étude faite en Suisse a montré que les spores de *Bti* (VectoBac G) persistent dans les sols des milieux humides de la réserve naturelle Bolle di Magadino, où des épandages ont été faits régulièrement de 1988 à 2009 (Guidi et collab., 2011²⁰⁸). La distribution des spores dans le sol des différentes zones topographiques des sites de reproduction de moustiques, laquelle n'est pas homogène, est dépendante du nombre de traitements de *Bti* qui ont été faits²⁰⁸. Toutefois, ces spores n'ont pas été déplacées vers d'autres sites, même après des inondations qui ont eu lieu entre l'automne et le printemps²⁰⁸. Dans certains sites, il y a eu une augmentation de spores dans le temps. Mais l'étude n'a pas permis de déterminer si l'augmentation de ces spores a été le résultat de la multiplication après l'épandage ou une conséquence des épandages répétés²⁰⁸. Les auteurs ont conclu que même si la germination et la prolifération des spores se produisent dans l'environnement, on peut supposer qu'il s'agit d'une proportion mineure, car en général, leur nombre total est réduit dans le temps²⁰⁸. De plus, il serait probable que l'impact des facteurs abiotiques tels que l'irradiation UV, sur la concentration de spores, soit plus important que la germination et la multiplication des cellules de *Bti*²⁰⁸.

Contrairement aux études précédentes, d'autres recherches ont démontré que le *Bti* peut persister et proliférer dans les écosystèmes. Dans la région de la Camargue (voir section 5.1), des densités élevées de spores de *Bti* issues de la formulation VectoBac 12AS ont été associées à la présence de matière organique dans le substrat¹⁶⁰. En effet, la densité de spores de *Bti* est maximale et significativement plus élevée dans les jonchaies que dans tout autre type d'habitat¹⁶⁰. Les densités de spores de *Bti* sont intermédiaires dans les roselières et les scirpaies, et elles sont significativement inférieures à celles de tous les autres types d'habitats dans les sansouires^{u,160}. Spécifiquement, une diminution rapide de la densité des spores de *Bti* a été observée à la suite du dernier traitement de l'année dans les sansouires, tandis que le nombre de spores dans les roselières, les scirpaies et les jonchaies augmentait progressivement et de façon significative dans tous ces habitats (à l'exception des jonchaies, où le nombre d'échantillons très réduit a entraîné une forte variance)¹⁶⁰. L'hypothèse la plus probable pour expliquer l'augmentation de la densité de spores de *Bti* après la fin des traitements, dans le cas des roselières, serait leur consommation par les larves de chironomes détritivores benthiques, entraînant une multiplication de la bactérie²⁰⁹.

Également dans la Camargue (voir section 5.1), la densité de spores de *Bti* à la surface des sédiments était en moyenne de 1 916 spores/g de sédiment dans les sites non traités et de 86 761 spores/g de sédiment dans les sites traités (Poulin, Lefebvre et Després, données non publiées²¹⁰). Dans le site qui a reçu des traitements pendant la période de 2009 à 2011, il y avait en moyenne 500 083 spores/g de sédiment en 2012²⁰⁹. En 2014, le nombre de spores avait décliné à 2 471 spores/g de sédiment²¹⁰. Selon les auteurs, la diminution de la densité des spores en 2014 est probablement due à l'assèchement du marais²¹⁰. Toutefois, la persistance des spores de *Bti* dans ce site a provoqué un délai de deux ans pour la récupération des populations d'invertébrés. Celles-ci ont été réduites de 50 % par rapport aux sites non traités, ce qui a entraîné une diminution de 34 % de l'abondance de nourriture potentielle pour des passereaux²¹⁰.

^u Sansouire : terme méditerranéen (lagunes, Camargue) pour désigner des écosystèmes herbeux, des prairies halophiles méditerranéennes composées de salicornes *Salicornia* sp., de la famille des Chénopodiacees (<https://www.aquaportail.com/definition-4397-sansouire.html>; consulté le 1^e avril 2020).

De plus, certains facteurs pourraient avoir une influence sur la persistance du *Bti*. Par exemple, l'étude faite par Manasherob et collab. (1998)²¹¹ a montré que le protozoaire cilié *Tetrahymena pyriformis* (Hymenostomatida : Tetrahymenidae), couramment retrouvé dans les étangs d'eau douce, est capable d'ingérer des spores de *Bti* et de les encapsuler dans ses vacuoles alimentaires. Après l'excrétion de ces vacuoles par le protozoaire, les cellules du *Bti* sont encore capables de se multiplier et elles produisent des spores entre 27 et 42 h avec des endotoxines stables et actives²¹¹. Selon les auteurs de cette étude, cette bioencapsulation représente une autre manière dont le *Bti* est recyclé, à travers des organismes non visés²¹¹. De la même manière, étant donné que la germination de cette bactérie se produit dans les cadavres d'insectes, tels les moustiques et les chironomes²⁰⁹, la consommation des spores de *Bti* par des moustiques et des chironomes détritivores benthiques peut soutenir le recyclage de cet insecticide dans l'environnement, ce qui a déjà été observé par Tilquin et collab. (2008)²⁰⁰ et par Poulin (2014)²⁰⁹.

Quant aux études faites au Québec sur la persistance et la toxicité du *Bti*, des expériences conduites de mai à octobre par Dupont et Boisvert (1986)⁷¹ dans le lac Boitel, en Mauricie, ont démontré que la toxicité de la formulation Teknar WDC reste stable pendant au moins 21 jours dans l'eau froide du lac. Le contact du Teknar avec un substrat solide entraîne une réduction rapide de sa toxicité. La toxicité diminue dans le temps, atteignant un minimum entre 43 et 69 jours, puis augmente jusqu'à la fin des expériences (174 jours), sauf lorsqu'il y a contact avec des sédiments organiques⁷¹ (contrairement à ce qui a été trouvé pour la Camargue, en France). Cette augmentation de toxicité est due à la production de nouveaux spores et cristaux par le *Bti*⁷¹. De plus, l'eau des lacs contient assez de nutriments pour la croissance bactérienne et ainsi dans les climats tempérés, le *Bti* pourrait sporuler et générer de nouveaux cristaux et devenir toxique pour des organismes qui broutent les sédiments ou d'autres surfaces, ou qui filtrent l'eau pour se nourrir des particules en suspension⁷¹. Boisvert (1988)²¹² a fait des tests pendant cinq mois sur la persistance de l'activité toxique de *Bti* (Teknar HP-D) dans le lac Troglodyte, situé dans la réserve faunique du Saint-Maurice, qui se trouve quant à elle à environ 100 km au nord-ouest de Trois-Rivières. Des variations dans les décomptes de spores et de cellules végétatives ainsi que la persistance et le recyclage de *Bti* y ont été observés²¹². Boisvert et Boisvert (1999)²¹³ ont fait un suivi de mai à octobre (cinq mois) sur la persistance de l'activité toxique ainsi que sur le recyclage de *Bti* (Teknar HP-D) dans des chambres de diffusion à 50 cm du fond, dans le lac Pecan, aussi situé dans la réserve faunique du Saint-Maurice. La toxicité persistait pendant toute la période, et le recyclage était surtout observé dans des chambres avec sédiments et végétation²¹³. En plus de l'augmentation du nombre de spores de *Bti*, ils ont observé des cellules végétatives pendant cinq mois²¹³.

Par ailleurs, la persistance des spores et des cellules végétatives de *Btk* dans le sol pendant au moins sept ans après l'application a été observée et cela est un processus dynamique impliquant la germination, des divisions cellulaires et la sporulation dans des microhabitats spécifiques (Hendriksen et Hansen, 2002⁸⁵). La dispersion horizontale de *Btk* était limitée pendant cette période⁸⁵.

4.2 Conclusion

Les recherches montrent des résultats contradictoires sur la persistance, le recyclage et l'activité du *Bti* dans la nature. Ces différences reflètent probablement la diversité des écosystèmes étudiés et leur interaction avec les épandages de cet insecticide.

Plusieurs études indiquent que cet insecticide peut proliférer dans la nature (se recycler), tant au niveau des cellules végétatives⁷³ qu'au niveau des spores^{73,211} et des toxines^{73,211}. De plus, les études faites par Dupont et Boisvert (1986)⁷¹ et Boisvert (1988)²¹² ont mis en évidence que ce phénomène se produit aussi au Québec, bien que la formulation de *Bti* qui a été étudiée, le Teknar, n'est plus utilisée au Québec. Par ailleurs, cette formulation est encore fabriquée par la même entreprise et avec la même souche que le VectoBac[®]. Ainsi, le *Bti* contenu dans le VectoBac 1200L et le VectoBac 200G pourrait aussi proliférer (se recycler) et avoir une persistance dans l'écosystème comme observé en Camargue^{160,209,210}, car ces formulations ne sont pas stérilisées avant les épandages comme celles utilisées dans la vallée du Rhin

^v <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/teknar/>; consulté le 12 août 2019.

en Allemagne⁷⁷. Dans le cas des épandages allemands, le fait de stériliser le *Bti* en l'exposant aux rayons γ montre qu'il existe des préoccupations quant à l'introduction d'organismes vivants et à leur survie potentielle dans l'écosystème. Par ailleurs, l'augmentation des superficies des zones infestées par le roseau commun ou le phragmite, au Québec, crée des roselières avec une quantité importante de matière organique dans le substrat qui, selon les études en Camargue, sont propices à l'accumulation de spores de *Bti*¹⁶⁰.

En conclusion, plusieurs études^{160,206,209–212} ont montré que le *Bti* et ses endotoxines ont le potentiel de persister pendant des mois et de se recycler dans l'écosystème. Certains mécanismes de recyclage ont été documentés, et il pourrait exister d'autres mécanismes permettant la prolifération de cette bactérie après les épandages. De plus, les interactions du *Bti* avec des facteurs environnementaux, comme la présence des contaminants et de matière organique dans les milieux humides, ou avec d'autres organismes qui pourraient jouer un rôle important dans la persistance et le recyclage de cet insecticide, devraient être explorées pour une meilleure compréhension de ce phénomène. Idéalement, les formulations utilisées au Québec devraient être stérilisées, comme cela est fait en Allemagne.

Le *Bti* est un pesticide utilisé depuis près de 40 ans partout dans la province de Québec et souvent à répétition pour le contrôle des insectes piqueurs. Toutefois, il est difficile d'approfondir les connaissances sur les suivis à long terme sans une quantité appréciable de données de qualité. Afin de combler ce déficit informationnel, il est recommandé de faire un registre annuel géoréférencé des zones traitées (*shapefiles*) avec l'information suivante : la formulation, le dosage, la technique d'épandage, la fréquence d'épandage et la quantité totale utilisée. Un tel registre serait nécessaire afin d'effectuer un suivi pertinent des épandages ainsi que de pouvoir évaluer les effets sur les espèces non ciblées et l'écosystème.

5 Études de cas sur la gestion des épandages de *Bti*

Parmi les publications sur les impacts de l'épandage de *Bti*, on peut identifier deux groupes de travail situés dans deux régions d'Europe : le Parc naturel régional de Camargue en France et la vallée du Rhin en Allemagne. Malgré des situations environnementales, sociales et politiques différentes, ces études de cas présentent respectivement les résultats d'un suivi à long terme des effets des épandages de formulations de *Bti* sur l'écosystème et, dans l'autre cas, une multitude d'études à court terme s'échelonnant sur près de 40 ans sur l'utilisation de *Bti*, mais aucun suivi à long terme des différentes composantes des écosystèmes traités¹⁶¹. Les résultats présentés dans ces études de cas se trouvent aussi dans des sections qui traitent des différents groupes d'organismes ou fonctions des écosystèmes.

5.1 Étude de cas n° 1 : Parc naturel régional de Camargue en France

Dans le Parc naturel régional de Camargue, situé à l'embouchure du Rhône dans la Méditerranée, la démoustication était interdite jusqu'en 2006, bien que réalisée ailleurs sur le littoral méditerranéen. À partir d'août 2006, des épandages aériens ainsi que terrestres (30 % des superficies traitées) à base de *Bti* ont été faits pendant un projet pilote de cinq ans s'échelonnant de 2006 à 2011 par l'organisation EID Méditerranée (Entente interdépartementale pour la démoustication du littoral méditerranéen)^w. Ces épandages ont été accompagnés d'un suivi environnemental et sociologique fait par des chercheurs indépendants de l'organisme qui effectuait les épandages dans le parc de la Camargue^{210,214,215}. Ce projet pilote, incluant les suivis environnementaux et sociologiques, a été renouvelé pour une période de cinq ans, soit jusqu'en 2016. Chaque année, 30 à 50 traitements de VectoBac 12AS ont été effectués. Le taux d'application était de 2,5 l/ha²¹⁰, ce qui correspond à 319 750 ITU/m², et dépasse légèrement le taux recommandé par le fabricant (de 35 077 à 280 618 ITU/m²; voir annexe 1) de 39 132 ITU/m² ou 14 %. S'il y avait des marges de protection pour le *Bti*, ces dépassements devraient être sans impact sur les espèces non ciblées (voir section 1.3 « Homologation »). Les épandages ont été faits en fonction de la pluviométrie²¹⁶ et de la gestion du niveau de l'eau, notamment dans les rizières²⁰⁹. Les résultats de l'évaluation environnementale de la première période, soit de 2006 à 2011, ont montré que les épandages de *Bti* ont eu des impacts importants, surtout sur les insectes non ciblés, les insectes insectivores et les oiseaux insectivores²¹⁷. De plus, la persistance et le recyclage du *Bti* après l'épandage ont été constatés. Les autorités ont décidé de poursuivre néanmoins les épandages de *Bti* et son suivi, mais sur une base annuelle de 2012 à 2015, puis d'axer le suivi sur le développement de solutions alternatives à partir de 2016 afin que soit mise en œuvre une démoustication principalement à base de pièges à partir de 2021 à la suite de deux années de tests (2019-2020) effectués par l'EID Méditerranée (com. pers. Brigitte Poulin, 5 mars 2019). Ces expériences avec les pièges n'ont pas eu lieu (com. pers. Brigitte Poulin, 5 octobre 2020), mais après les élections au niveau municipal, le nouveau maire d'Arles et président de la communauté d'agglomération Arles-Crau-Camargue-Montagnette a annoncé en mai 2021 la réactivation du projet²¹⁸. Les travaux effectués lors de la période de 2011 à 2016 ont confirmé ces impacts sur les espèces non ciblées. Cette évaluation environnementale a fourni des informations sur l'effet des épandages répétitifs de *Bti* à long terme dans l'écosystème. Toutefois, le dépassement des dosages induit un biais sur le niveau d'impact recensé dans les résultats de ces travaux.

5.2 Étude de cas n° 2 : Vallée du Rhin en Allemagne

La KABS^x, une organisation sans but lucratif qui existe depuis 1976^{219,220}, a pour mission « le contrôle des insectes piqueurs en respectant l'environnement, avec des solutions écologiquement acceptables »²²⁰. L'étendue des zones traitées par la KABS s'est agrandie graduellement (figure 3) et couvre maintenant les plaines inondables du Rhin et ses milieux humides sur une longueur de plus de

^w <http://www.eid-med.org/>; consulté le 1^e avril 2020.

^x *Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage* (KABS; Association allemande de lutte contre les moustiques), <https://www.kabsev.de/>; consulté le 20 novembre 2020.

350 km^{221,222}. À la suite de la découverte du *Bti* par Yoel Margalit en 1976²⁵, plusieurs études en lien avec l'Université de Heidelberg, en Allemagne, ont été effectuées. Ces études, réalisées en laboratoire et sur le terrain, ont commencé en 1978 et portaient sur les effets à grande échelle de la démoustication à l'aide de *Bti*. Non seulement l'efficacité de cet insecticide était évaluée, mais aussi l'impact de la formulation utilisée sur des organismes non ciblés, sur l'environnement, sur le fonctionnement de l'écosystème et sur le réseau trophique. La plupart de ces études n'ont pas trouvé d'effets négatifs du *Bti*. Des employés de la KABS ont participé activement à ces projets de recherche. Norbert Becker est actuellement directeur scientifique de la KABS et y travaille depuis 40 ans. Il est aussi le directeur général et l'ancien président de l'*European Mosquito Control Association* (EMCA)²²³ et le président de la *World Mosquito Control Association* (WMCA)^y. Il est l'auteur ou coauteur de la plupart des publications sur les impacts de l'épandage de *Bti* sur l'écosystème et sur le fonctionnement des réseaux trophiques dans la vallée du Rhin. De plus, il a participé, à différents niveaux, aux études d'autres auteurs, par exemple Maletz et collab. (2015)¹⁶⁹ et Schweizer et collab. (2019)²²⁴. Ainsi, les études et suivis environnementaux n'ont pas été faits par des chercheurs indépendants²²⁵, et certains travaux ont reçu du soutien et du financement de la part du fabricant Valent BioSciences²²⁶.

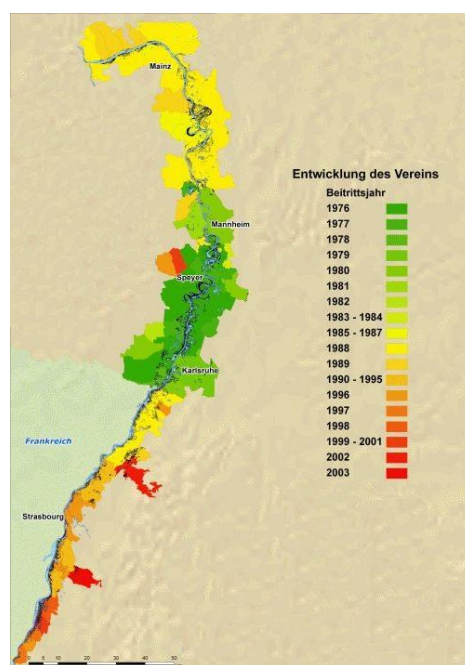


Figure 3. Évolution de la superficie des zones de la vallée du Rhin en Allemagne où un contrôle de moustiques a été effectué par la KABS de 1976 à 2003²²⁷ pour couvrir une zone contiguë sur une longueur de plus de 350 km englobant différents milieux protégés pour la biodiversité et un site Ramsar¹⁶¹

La compagnie KABS utilise deux formulations de *Bti* pour ses épandages : le VectoBac 12 AS et le VectoBac WG. Il y a jusqu'à 12 applications par saison avec un dosage dans la nature de 1 440 ITU/l qui peut être doublé à 2 880 ITU/l, selon les stades larvaires des espèces de moustiques présentes^{76,228,229,230}. Ces deux formulations de *Bti* sont épandues manuellement. Dans le cas des épandages aériens, 40 kg de VectoBac WG sont mélangés dans 1 000 l d'eau. Ce mélange est transformé en gouttelettes de glace (*Eisgranulat* ou *IcyPearls*) et épandu par hélicoptère à raison de 10 à 15 kg/ha (20 kg/ha pour des larves de quatrième stade). L'utilisation d'*Eisgranulat* assure un meilleur dépôt du *Bti* dans l'eau des milieux humides marécageux que les produits commerciaux^{228,77}. Lors des

^y <http://www.wmvca.org/>; consulté le 20 novembre 2020 et https://de.wikipedia.org/wiki/World_Mosquito_Control_Association; consulté le 20 février 2023.

inondations majeures en 2016, la KABS a traité une superficie record de 30 100 ha. Elle a épandu 305 000 kg de *Bti* sous forme d'*Eisgranulat*²³¹.

La KABS prend des mesures d'atténuation pour réduire les effets non désirés des épandages à base de *Bti* dans l'écosystème, notamment pour l'épandage fait dans des aires protégées vouées à la conservation de la biodiversité (Natura 2000 et autres)^{225,232}. D'abord, afin d'éviter le potentiel de recyclage et l'accumulation des spores viables de *Bti* dans la nature, les formulations sont stérilisées par irradiation gamma avant l'épandage^{76,77}. Également, avant que l'épandage ne soit réalisé, un inventaire des larves de moustiques dans des habitats potentiels est effectué pour déterminer le nombre de larves, leurs stades et les espèces présentes²³³. Ainsi, les épandages sont faits selon un seuil de densité et les stades de larves de moustiques. De la même manière, la KABS ne fait pas d'épandage dans des zones importantes pour la reproduction des chironomes^{234,235} afin de réduire l'impact du *Bti* sur ces organismes non ciblés. Ces zones sont déterminées d'après les inventaires de densités de larves avant épandage, et ce, depuis plusieurs années. Enfin, la KABS fait les épandages en mosaïques dans les zones inondables favorables aux moustiques. En effet, des « trous » sans épandage sont établis afin de préserver la biodiversité et le fonctionnement du réseau trophique, et il y a des zones où il n'y a jamais d'épandage, c'est-à-dire des « zones taboues »²³⁴.

Pendant la période de 2015-2019, Carsten Brühl de l'Institut des sciences environnementales, Université de Kaiserslautern-Landau (RPTU), Landau, Allemagne (dans la vallée du Rhin) a eu un financement par la *Deutsche Bundesstiftung Umwelt* (DBU; Fondation allemande pour l'environnement) pour un projet de recherche visant à étudier les impacts de l'épandage de *Bti* sur des espèces non ciblées et le fonctionnement de l'écosystème. L'objectif consistait à proposer un concept pour contrôler les insectes piqueurs conforme aux normes pour la conservation de l'intégrité de l'écosystème dans les aires protégées^{104,105,180}. Les résultats issus de ce projet conduit dans la vallée du Rhin sont présentés dans les sections suivantes.

5.3 Comparaison des suivis d'épandages à base de *Bti* entre la Camargue et la vallée du Rhin

Le tableau 2 présente une synthèse de la comparaison entre ces études. Peu d'effets des épandages sur les organismes non ciblés ont été repérés dans la vallée du Rhin, en contraste avec les résultats issus de l'évaluation environnementale faite en Camargue. Globalement, les suivis d'épandages à base de *Bti* des deux études de cas explorées dans le présent document ont montré des résultats différents quant aux effets non désirés de cet insecticide sur l'écosystème. Toutefois, il faut considérer les différences environnementales ainsi que les techniques d'épandage utilisées dans chaque cas. Notamment, le parc de la Camargue a fait l'objet d'épandages pendant 10 ans, mais aucune méthode de démoustication n'avait été utilisée auparavant. Alors, les effets observés durant cette période reflètent les conséquences des épandages sur un écosystème qui n'avait pas été touché auparavant par la lutte contre les moustiques. Dans la vallée du Rhin, la démoustication avait commencé en 1910 avec diverses méthodes de contrôle²¹⁹. Ainsi, l'écosystème était déjà sous l'influence de divers procédés de traitement, probablement plus invasifs, avant le début de l'utilisation du *Bti* à partir de 1978²¹⁹, car la vallée est très anthropisée. Il est donc possible que l'écosystème et les espèces présentes se soient adaptés à cette perturbation et aient trouvé un nouvel équilibre. Un autre fait important est la façon dont les épandages ont été faits dans chaque région. Dans le parc de la Camargue, de 30 à 50 traitements aériens et terrestres au *Bti* ont été réalisés chaque année avec VectoBac 12AS à un dosage de 319 750 ITU/m² et peu de mesures d'atténuation des risques ont été adoptées. Dans le cas de la vallée du Rhin, plusieurs mesures d'atténuation ont été prises, telles que l'utilisation de seuils de diptères ciblés comme outil de décision pour gérer les épandages. La stérilisation des formulations empêche le cycle de vie normal du *Bti*, c'est-à-dire la germination des spores suivie par la croissance, le recyclage, la sporulation quand les conditions sont défavorables et la production de nouvelles toxines^{76,77}. De plus, les épandages sont évités dans les zones de reproduction de chironomes et ils sont faits en mosaïques dans les zones cibles²³⁴. Également, les études sur les effets des épandages ont été faites par des chercheurs indépendants, dans le cas de la Camargue^{214,215}, et par des chercheurs en lien avec l'entité qui fait les épandages, dans le cas de la vallée du Rhin²²⁵. Tous ces facteurs font en sorte que la comparaison des

résultats des études faites dans la Camargue avec ceux des études réalisées dans la vallée du Rhin est complexe. Les mesures d'atténuation du risque attribué aux épandages de *Bti* dans la vallée du Rhin semblent, à première vue, réduire les effets de cet insecticide dans l'environnement. Or, dans la vallée du Rhin, il n'y a pas de suivi à long terme des différentes composantes des écosystèmes traités¹⁶¹ comme dans la Camargue, où il y a des observations écologiques en continu sur une période de 11 ans. D'autres variables de l'écosystème peuvent aussi expliquer ces différences. Dans les prochaines sections, les résultats des études de la Camargue et de la vallée du Rhin, ainsi que plusieurs autres études, sont analysés en détail pour chacun des groupes d'animaux non ciblés par le *Bti*.

Tableau 2. Comparaison des contextes de deux études de cas : a) Projet pilote d'épandage de *Bti* dans le Parc naturel régional de Camargue en France et évaluation environnementale indépendante; b) Études effectuées dans la vallée du Rhin en Allemagne, par l'équipe de la KABS, sur l'impact de l'épandage de *Bti* sur la faune non ciblée. (S. O. : L'effet du *Bti* ou de ses formulations n'a pas été évalué sur ce groupe d'organismes.)

Variable	Camargue	Vallée du Rhin
Nature des initiatives de recherche	Chercheurs indépendants	Chercheurs associés aux épandages
Écosystème	Parc national sans programme préalable de lutte contre les insectes piqueurs	Programme de lutte contre les insectes piqueurs depuis 1910, divers techniques et insecticides ont été utilisés avant le <i>Bti</i>
Historique des épandages de <i>Bti</i>	Depuis 2006	Depuis 1976 ²¹⁹
Superficies d'épandages	Jusqu'à 8 400 (25 %) des 33 064 ha des gîtes larvaires potentiels ²¹⁰	Jusqu'à 30 100 ha ²³¹
Formulations de <i>Bti</i> et taux d'application utilisé	VectoBac 12 AS : 319 750 ITU/m ² (dépassé légèrement le taux maximal, voir texte)	VectoBac WG : 120 000 à 144 000 ITU/m ² VectoBac 12 AS : 192 000 ITU/m ² Ces taux peuvent être doublés (voir texte).
Taux d'application recommandé	35 077 à 280 618 ITU/m ²	VectoBac WG : 36 778 à 300 000 ITU/m ² VectoBac 12 AS : 35 077 à 280 618 ITU/m ²
Fréquence des épandages	30 à 50 applications par année	Jusqu'à 12 applications par année
Dépassement du taux d'application recommandé	39 132 ITU/m ²	0 ITU/m ²
Recyclage du <i>Bti</i>	Oui	Non : stérilisation des formulations de <i>Bti</i> par irradiation gamma avant l'épandage
Accumulation du <i>Bti</i>	Oui	Non mesuré car formulations stérilisées
Épandages selon les seuils de densité de larves de diptères nuisibles	Oui, la pluviométrie ²¹⁶ , la gestion du niveau d'eau ainsi que la surveillance des milieux	Oui
Épandages dans des zones importantes pour des espèces non ciblées à proscrire	Oui, jamais d'épandages dans les zones ayant le statut de « réserve naturelle » (niveau de protection plus élevé que « parc naturel »), qui représentent plus de 10 % de son territoire. De plus, il y a des zones sans habitations.	Oui : zones de reproduction de chironomides et utilisation de mosaïques dans des zones de moustiques pour la préservation de la biodiversité et le fonctionnement du réseau trophique
Effets constatés sur les organismes non ciblés après les épandages		
Groupe d'organismes	Camargue	Vallée du Rhin
Chironomes	Populations réduites	Pas d'effet observé
Autres insectes	Populations réduites de coléoptères, thysanoptères, araignées et odonates	Pas d'effet observé
Oiseaux insectivores	Réduction de la taille de la nichée et du taux de survie des oisillons de l'hirondelle de fenêtre à la suite de la réduction de ses proies. Cela a entraîné une baisse de 22 % des effectifs d'hirondelles. De plus, il y a eu une diminution de plusieurs autres espèces : foulque macroule, canard colvert, canard chipeau, grèbe huppé, huîtrier pie.	Pas d'effet observé
Amphibiens	S. O.	Pas d'effet observé
Chiroptères	Activité de chasse perturbée et taux de capture des proies réduit	Pas d'effet observé
Poissons	S. O.	S. O.
Autres organismes aquatiques	S. O.	S. O.
Autres variables de l'écosystème	S. O.	S. O.
Recyclage du <i>Bti</i>	Le recyclage de spores de <i>Bti</i> dans le temps a été démontré.	Pas de recyclage observé, car les formulations sont stérilisées.

6 Effets sur les insectes et sur d'autres arthropodes

Il y a des relations importantes, voire une interdépendance, entre les réseaux trophiques aquatiques, terrestres et aériens des écosystèmes^{236,237,246–250,238–245}. L'émergence des insectes aquatiques au printemps constitue la principale source de nourriture pour les réseaux trophiques terrestres et aériens quand les proies d'origine terrestre sont rares²³⁶, et cette émergence y contribue considérablement le reste de l'année^{244,245,248}, influençant entre autres la distribution des arthropodes terrestres²⁵⁰, des toiles d'araignées²³⁸, des zones d'alimentation des oiseaux insectivores²³⁷ et celles des chauves-souris²³⁹. La réduction des insectes émergents induite par une intervention humaine, telle que l'épandage de *Bti*, pourrait affecter de manière indirecte les populations d'insectivores terrestres et aériens ainsi que les réseaux trophiques au printemps²⁴⁹.

6.1 Information disponible dans la littérature

Effets directs

La littérature montre que les effets directs du *Bti* sur les insectes et sur d'autres arthropodes non ciblés associés aux milieux aquatiques varient, ce qui pourrait être en lien avec les différences de sensibilité des organismes au *Bti*, le comportement de cet insecticide dans les divers écosystèmes étudiés ou encore, les différences dans les méthodes d'évaluation utilisées. Les insectes les plus étudiés sont les diptères, parmi lesquels les chironomes, qui sont les arthropodes non ciblés qui ont reçu le plus d'attention, car ils sont plus sensibles au *Bti*. Comme mentionné précédemment, VectoBac est aussi recommandé pour contrôler les nuisances causées par l'émergence abondante des chironomidés, mais en utilisant des concentrations de quatre à huit fois plus élevées que celles pour le contrôle des moustiques.

Les larves de moustiques du premier stade sont très sensibles aux manipulations, ce qui cause une mortalité importante lors des essais (Mulla, 1990, dans de Barjac et Sutherland, 1990³¹). Ainsi, ce stade a généralement été exclu des expériences sur la sensibilité des espèces (ciblées et non ciblées) au *Bti*. En vieillissant, les larves de moustiques sont moins sensibles au *Bti* (et à la manipulation)²⁵¹, cela de manière significative (de 1,5 à 15 fois du 2^e stade au 4^e stade)³¹. Pour les tests d'efficacité et de sensibilité (*de Barjac Protocol*³¹), il est recommandé d'utiliser des larves au début du 4^e stade³¹. Cette diminution de sensibilité des larves en vieillissant est aussi observée chez des chironomes (voir plus bas dans cette section). De plus, il y a des différences de sensibilité pour les larves de différentes espèces et de différents genres de chironomes et de moustiques; par exemple la LC₉₀ pour *Anopheles quadrimaculatus* (Diptera : Culicidae) est jusqu'à 15 fois celle obtenue pour *Cx. quinquefasciatus* ou *Aedes aegypti*³¹.

Metzger (1987)²⁵² a montré dans une étude de laboratoire en Allemagne que des larves des deuxième, troisième et quatrième stades de *Chironomus plumosus* (Diptera : Chironomidae) sont affectées par le *Bti* à des doses de plus de 2 mg/l de Bactimos WP (12 000 ITU/l). Toutefois, cette concentration est 80 fois plus élevée que le dosage utilisé lors de l'épandage de routine du *Bti* (150 ITU/l). Par contre, lors des expériences de terrain, des concentrations jusqu'à 4 mg/l (24 000 ITU/l) ne semblaient pas avoir d'effet sur les larves du groupe *C. plumosus*²⁵².

Pendant une période de 7 ans, des applications manuelles de VectoBac WG (300 g/ha, 0,9*10⁹ ITU/ha, de février 2006 à juin 2011, et 220 g/ha, 0,66*10⁹ ITU/ha, de juillet 2011 à octobre 2012) ont été effectuées dans un milieu humide salé soumis aux cycles de marées (site Ramsar) sur la côte de Bretagne, en France (Lagadic et collab., 2014²⁵³). Les applications manuelles (total de 47 applications, c.-à-d. en moyenne 7 par an) ont été effectuées quand le nombre de larves de moustiques dépassait 5 par litre²⁵³. Les épandages de *Bti* n'affectaient pas l'évolution temporelle de la structure taxonomique ni l'abondance des organismes non ciblés (tant aquatiques que benthiques)²⁵³. Lagadic et collab. (2015)²⁵⁴, plusieurs coauteurs sont employés des organisations qui effectuent la démoustication) n'ont pas observé

d'impacts des épandages sur une période de quatre ans de VectoBac WDG ou de VectoBac 12AS ($0,66 - 3,2 \times 10^9$ ITU ha⁻¹, c.-à-d. n'excédant pas les dosages recommandés) dans différents milieux humides côtiers (salés) en France sur des espèces aquatiques non ciblées, y compris des chironomides.

En Camargue, une étude faite dans des mésocosmes sur le terrain n'a démontré aucun impact du VectoBac 12AS, au taux d'application dans la gamme recommandée par le fabricant (annexe 1), sur l'émergence de deux espèces de chironomides (*Polypedium nubifer* et *Tanytarsus curticornis*; Diptera : Chironomidae) après 21 jours²⁵⁵. Pont et collab. (1999)²⁵⁶ ont observé, aussi en Camargue, une réduction de l'abondance des larves de chironomides dans des mésocosmes après le traitement avec du VectoBac (1 200 ITU/mg, sans détails sur la formulation) à un dosage de 1,6 mg/l (équivalent de 2 l/ha selon²⁵⁶), mais il n'y avait pas de réduction significative d'émergence des chironomes à cette concentration²⁵⁶. Par contre, il y avait un délai de deux jours pour l'émergence dans les zones traitées²⁵⁶. Parmi les différentes espèces, ils ont observé que *Tanytarsus fimbriatus* était le plus sensible au *Bti*, suivi par *T. horni* et *Microchironomus deribae*, et que *P. nubifer* n'était pas affecté²⁵⁶. Cette différence de sensibilité entraîne un changement dans la composition et la dynamique de la communauté des chironomes²⁵⁶.

Un suivi de 6 ans dans des milieux humides en Suède a montré que 5 applications en 6 ans du VectoBac G (13-15 kg/ha, c.-à-d. 0,4 kg/*Bti* ha, donc avec des taux recommandés pour les larves âgées et l'eau polluée) n'ont pas d'impact sur l'abondance de 25 espèces de chironomides 2 semaines après les traitements²⁵⁷. À long terme, la taille des populations de quatre espèces (*T. medius*, *Pseudosmittia angusta*, *Ablabesmyia longistyla*, *Paramerina cingulata*; Diptera : Chironomidae) a augmenté, tandis que l'abondance d'une espèce (*Telmatopelopia nemorum*; Diptera : Chironomidae) a été réduite²⁵⁷. Dans une seconde publication avec les mêmes données, les auteurs concluent que le *Bti* n'a pas d'effets négatifs sur la diversité des espèces de chironomes²⁵⁸. Dans une troisième publication²⁵⁹, la même équipe de recherche montre que sur six ans, le VectoBac G, au taux d'application dans la gamme recommandée, n'a aucun effet sur l'abondance des différentes espèces d'insectes émergents non ciblés dans ces mêmes milieux humides. Les diptères, principalement des nématocères, étaient les insectes les plus abondants dans les zones traitées²⁵⁹. De plus, l'abondance des cératopogonides (brûlots) était plus élevée dans les milieux humides traités au *Bti* que ceux sans épandage²⁵⁹. La principale conclusion de l'étude a été que l'impact du *Bti* sur la production d'insectes semble faible en comparaison à d'autres facteurs environnementaux qui déterminent les communautés d'insectes dans des milieux humides temporaires des plaines inondables²⁵⁹.

Parmi les recherches qui ont détecté des effets significatifs du *Bti* sur les organismes non ciblés, l'étude de laboratoire de Rey et collab. (1998)²⁶⁰ a montré qu'après 72 h d'exposition au Bactimos WP (taux d'application opérationnel 0,4 mg/l ou 2 000 ITU/l), la similie *Simulium variegatum* (Diptera : Simuliidae) et le chironome *Chironomus annularius* (Diptera : Chironomidae), tous deux des espèces non visées, atteignaient 100 % et 76 % de mortalité respectivement. Des taux de mortalité similaires ont été observés pour *Aedes rusticus* (Diptera : Culicidae), l'espèce ciblée qui réagit le plus vite à la toxicité du *Bti* (88 % de mortalité en 24 h et 100 % de mortalité en 48 h)²⁶⁰.

L'étude récente de Theissinger² et collab. (2018)²⁶¹, réalisée dans la vallée du Rhin en Allemagne, a montré que l'émergence des chironomes était réduite de 65 % dans des sites traités avec VectoBac WG (taux d'application opérationnel sous forme d'*Eisgranulat* : $1,44 \times 10^9$ ITU/ha). Dans des sites traités avec du *Bti* pour la première fois depuis 20 ans, l'émergence était aussi moindre²⁶¹. Les auteurs estiment que la communauté de chironomes était affectée par plusieurs années d'épandage de *Bti* et que la dissémination des chironomes adultes à partir des sites non traités n'était pas assez importante pour restaurer les populations²⁶¹. Fillinger (1998)²⁶² a observé dans des milieux humides de la même région en

² En décembre 2020, Theissinger et collab.⁶²⁴ ont publié un corrigendum expliquant qu'il y a eu quelques erreurs dans l'identification de certaines espèces de chironomes ainsi que dans l'analyse de certaines données des pièges d'émergence. La correction des données change légèrement le nombre de taxa et le nombre d'individus de chironomides et de moustiques observés. Cependant, les données de *metabarcoding*, les données principales dans cette étude, ne sont pas affectées de même que les conclusions.

Allemagne une réduction de 94 % d'émergence des chironomes dans des sites traités au *Bti* (cité dans ²³⁰).

Des travaux réalisés par la même équipe (dans la même région en Allemagne) dans des mésocosmes artificiels de milieux humides ont montré que l'émergence des deux sous-familles de chironomides, dominantes dans le système, Chironominae et Orthocladinae, était réduite de 44 % et de 58 %, respectivement, par le *Bti* (VectoBac WG concentration dans l'eau de 1 740 ITU/l, cela correspond à un dosage normal pour des eaux polluées ou usées), mais que le taux d'émergence de la sous-famille Tanypodinae n'était pas affecté (Allgeier et collab., 2019²³⁰). Les insectes de cette sous-famille sont des prédateurs qui n'ont pas tendance à consommer des spores comme le font les chironomides filtreurs²³⁰. Morawcsik (1983)²⁵¹ avait aussi observé que les Tanypodinae étaient moins sensibles que d'autres chironomes. Or, dans une étude subséquente utilisant des techniques génétiques (*metabarcoding*) pour décrire les populations de chironomides émergentes dans les milieux humides de la vallée du Rhin, Theissinger et collab. (2019)²⁶³ observent que les populations de chironomides prédateurs sont affectées autant que les espèces filtreurs. Cela montre que la stratégie alimentaire ne détermine pas l'impact sur ces groupes de chironomes²⁶³. Les larves du premier stade des Tanypodinae sont planctoniques et peuvent ingérer des spores de *Bti* et ainsi être exposées à ses toxines²⁶³. Les larves des stades subséquents des Tanypodinae peuvent être exposées de manière indirecte au *Bti* par la prédation sur des larves de premier stade, ainsi que sur des chironomides filtreurs contaminés par le *Bti* ou par le *Bti* recyclé²⁶³. Ce mécanisme a déjà été démontré pour des larves de plécoptères (Plecoptera; mouches de pierre) se nourrissant de larves de la spodoptère littorale (*Spodoptera littoralis*; Lepidoptera : Noctuidae) contaminées par des toxines de *Bt*²⁶⁴. Les abondances d'autres invertébrés non ciblés, tels que le zooplancton (Cladocera, Copepoda et Ostracoda), les escargots (Planorbidae, Physidae) et les aselles (*Asellus aquaticus*; Malacostraca : Asellidae), n'étaient pas affectées par l'application de *Bti* dans les mésocosmes²³⁰. Dans des zones semi-naturelles de la plaine inondable, l'émergence des chironomes était réduite de 24 % (non significatif) par le *Bti* (*Eisgranulat* à partir de VectoBac WG taux d'application 1,44*10⁹ ITU/ha, c.-à-d. taux normal)²³⁰. Dans des milieux forestiers humides (application manuelle VectoBac WG 0,5 kg/ha, 1,2*10⁹ ITU/ha) et dans des milieux humides situés dans des champs (*Eisgranulat*, VectoBac WG, 1,44*10⁹ ITU/ha), l'épandage de *Bti* réduit de 50 % le taux d'émergence de chironomes et de plus de 90 % celui des moustiques²³⁰. Selon les auteurs, la réduction des populations de chironomides, en plus de la réduction des moustiques, peut causer un effet négatif indirect sur les oiseaux, les chiroptères et d'autres organismes qui se nourrissent de ces insectes²³⁰. Cette réduction d'insectes émergents est particulièrement inquiétante dans les sites destinés à la protection et à la conservation de la nature²³⁰. Après l'éclosion, les chironomides au premier stade larvaire nagent souvent pendant quelque temps dans la colonne d'eau avant de se retrouver sur les sédiments²⁶⁵. Ils sont ainsi exposés au *Bti* au même niveau que les larves de moustiques. De plus, la réduction des populations de larves de chironomides et de simuliés, en plus de la réduction des moustiques, peut affecter la densité de proies disponibles pour des espèces aquatiques insectivores benthiques²³⁰. Theissinger et collab. (2019)²⁶³ ont observé que l'impact de *Bti* sur l'émergence des chironomides peut varier parmi les sites et les modes d'application (mêmes dosages de *Bti*-VectoBac que présenté par Allgeier et collab., 2019²³⁰). Ils ont aussi noté que la recolonisation par des espèces observées dans des sites sans épandages peut prendre plusieurs années après l'arrêt des épandages, qui ont été effectués pendant 20 ans²⁶³. De plus, l'application de *Bti* peut modifier l'abondance relative des populations de chironomides émergents, voire complètement changer la composition de la communauté des chironomes²⁶³. Cependant, l'abondance et la composition de la communauté de larves des chironomides de la plaine inondable n'étaient pas affectées par des épandages de *Bti* effectués pendant trois ans en Autriche (Wolfram et collab., 2018²⁶⁶). L'épandage de *Bti* y est effectué manuellement par voie terrestre (VectoBac AS : de 0,5 à 1 l/ha ou 0,64 à 1,28*10⁹ ITU/ha ou VectoBac WDG <400 g/ha ou 1,2*10⁹ ITU/ha) et voie aérienne (VectoBac G : de 10 à 12 kg/ha ou 2,0 à 2,4*10⁹ ITU/ha) quand la densité des larves de moustiques dépasse 20 par litre, et ce, depuis 10 à 15 ans²⁶⁶. Il y a une différence importante entre les études de Theissinger et collab. (2019)²⁶³ et de Wolfram et collab. (2018)²⁶⁶ : les premiers ont étudié les insectes émergents pendant 13 semaines²⁶³, alors que les seconds ont seulement échantillonné les sédiments pour les chironomides une journée avant l'épandage de *Bti* (une fois) et trois ou quatre jours après l'épandage (aussi seulement une fois)²⁶⁶.

Le sylvicole des fenêtres (*Sylvicola fenestralis*; Diptera : Anisopodidae) peut devenir une nuisance pour les humains vivant à proximité d'une station d'épuration. Lors d'expériences de contrôle des larves de cette espèce avec deux formulations de *Bti* (Teknar), en 1987 et en 1988 en Angleterre, il n'y avait pas d'impact sur des espèces non ciblées, sauf pour les larves du chironome *Metriocnemus hygroptetrius*, qui affichaient 78 % et 80 % de mortalité (Coombs et collab., 1991⁸²). Les conditions d'application et d'utilisation de *Bti* lors de ces expériences ne se comparent pas avec celles liées au contrôle des insectes piqueurs⁸². Il est toutefois à noter que les auteurs mentionnent des impacts sur ce chironome et qu'ils recommandent d'éviter des concentrations élevées de *Bti* dans l'effluent de la station d'épuration afin de ne pas affecter les populations de simuliés dans la rivière⁸².

Les travaux publiés par Dickman (2000)²⁶⁷ sont intéressants, mais plusieurs détails nécessaires pour effectuer des comparaisons et pour tirer des conclusions sont absents. Des essais de toxicité aiguë avec le VectoBac (la formulation exacte n'est pas spécifiée dans l'article) ont été effectués sur des macroinvertébrés non ciblés récoltés dans un cours d'eau subtropical à Hong Kong²⁶⁷. Parmi les organismes testés, on retrouvait des larves de diptères, des éphémères, des hémiptères et aussi une espèce de crustacé décapode. Aucun taux de mortalité significatif n'a été détecté sur ces organismes après 96 h, sauf pour les larves de chironomes (majoritairement des deuxième et troisième stades, mais les espèces ne sont pas identifiées), dont entre 40 et 80 % étaient mortes après seulement 4 h et 100 % après 96 h, et ce, à toutes les concentrations testées²⁶⁷ (ca. 60, 300 et 600 ITU/l; les concentrations ne sont pas présentées, seulement une estimation de la quantité de *Bti* ajoutée). De plus, des essais de terrain sur une période de deux ans ont montré une réduction de l'abondance des chironomes à la suite des épandages de VectoBac (1 g/m², taux d'application opérationnel) la première année, mais pas la deuxième année. L'auteur a conclu que les chironomes éliminés par le *Bti* la première année avaient probablement été remplacés par des espèces moins sensibles au *Bti* la deuxième année²⁶⁷. Or les espèces n'ont pas été identifiées.

Stevens et collab. (2013)²⁶⁸ ont testé l'effet de différents dosages de VectoBac WDG sur des larves de *Chironomus tepperi*, un ravageur majeur dans les cultures de riz en Australie, et sur des espèces de chironomes non ciblés de la sous-famille Tanypodinae. La dose minimale recommandée pour le contrôle de moustiques dans les eaux polluées, soit 0,5 kg/ha (150 000 ITU/m²), a causé 39 % de mortalité de larves de *C. tepperi*. En augmentant le dosage à 1,25 et à 2 kg/ha (375 000 et 600 000 ITU/m² respectivement), valeurs qui dépassent le taux recommandé pour le contrôle de moustiques, les auteurs ont vu une réduction des larves de ce ravageur, qui montait à 61 % et à 81 % respectivement. Toutefois, les Tanypodinae n'ont pas été affectés²⁶⁸, comme observé aussi par Allgeier et collab. (2019)²³⁰. Dans une autre étude, Ali et collab. (2008)²⁶⁹ ont montré que la CL₅₀^{aa} pour *Glyptotendipes paripes* (Diptera : Chironomidae) et *Goeldichironomus carus* (Diptera : Chironomidae), deux chironomidés présents en grandes densités et ciblés par le *Bti*, est de 1 307 et de 665 ITU/l respectivement, soit des taux d'application dans la gamme de concentrations recommandées de VectoBac WDG pour le contrôle de moustiques (voir annexe 1). En conséquence, ces recherches indiquent qu'à l'intérieur de la famille des Chironomidae, il existe de la variabilité quant à la susceptibilité des espèces au *Bti*.

En ce qui concerne la susceptibilité des stades larvaires des chironomidés au *Bti*, plus les individus sont jeunes, plus ils sont susceptibles d'être affectés par ce larvicide. Cette relation s'observe d'un stade larvaire à l'autre; par exemple, Ali et collab. (1981)²⁷⁰ ont observé que les larves du premier stade de *G. paripes* étaient de 10 à 14 fois plus sensibles au *Bti* (formulations de l'époque) que les larves du troisième stade. Et cette relation est également observée au sein d'un même stade larvaire. En effet, les jeunes larves de quatrième stade larvaire de *C. tepperi* sont plus sensibles au *Bti* que les larves plus âgées du même stade¹⁷⁴. Une série d'essais de toxicité de VectoBac WDG sur *C. riparius* a été faite pendant 28 jours par une équipe allemande indépendamment de la KABS (Kästel et collab., 2017²²⁹). Cette période correspond à toute la période du cycle de vie aquatique de ce chironome²²⁹. Cette étude²²⁹ est la première à utiliser l'essai d'immobilisation immédiate *Chironomus sp.* de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE, 2011)²⁷¹ pour le *Bti*. Ces lignes directrices de

^{aa} CL₅₀ : Concentration létale du produit chimique qui cause la mort de 50 % des individus (LC₅₀).

l'OCDE stipulent l'utilisation des larves des quatre stades pour les essais de toxicité aiguë de produits chimiques²⁷¹. Kästel et collab. (2017)²²⁹ démontrent que les larves de premier stade sont de deux ordres de grandeur plus sensibles que celles de quatrième stade²²⁹. La CE₅₀^{bb} des larves de premier stade était de 6,9 ITU/l, tandis que la CE₅₀ des larves de quatrième stade était de 607,8 ITU/l. Il faut considérer aussi que la valeur CE₅₀ pour des larves de premier stade était 209 fois plus faible que la plus faible concentration utilisée pour le contrôle des moustiques en Allemagne dans la vallée du Rhin²²⁹. Les auteurs²²⁹ affirment que les valeurs CE₅₀ publiées dans la littérature scientifique ont été obtenues avec des larves de troisième et quatrième stade (en laboratoire), qui seraient moins sensibles au *Bti*, et que pour cette raison, il est probable que les risques de mortalité pour les chironomides lors des épandages dans la nature soient sous-évalués²²⁹. Par ailleurs, le premier stade larvaire de *C. riparius* est utilisé depuis des décennies pour des essais standardisés visant à tester la toxicité des sédiments²⁷². Ainsi, les larves de chironomes de *C. riparius* ne semblent pas très sensibles à la manipulation, comme mentionné pour le *de Barjac Protocol* pour évaluer la sensibilité des larves de moustiques au *Bti*³¹ (voir ci-haut). La forte sensibilité des larves de certaines espèces de chironomes au *Bti* suggère que les risques de perturbation des communautés et de l'abondance des insectes émergents seraient aussi sous-évalués ainsi que les perturbations potentielles des réseaux trophiques, surtout au printemps quand les chironomes constituent une source de nourriture importante pour la reproduction des vertébrés²²⁹. Parmi des études récentes, celle de Kautza et Sullivan (2016)²⁴⁴ montre que les chironomes sont souvent les insectes émergents les plus abondants dans une rivière en Ohio, aux États-Unis; Martin-Creuzburg et collab. (2017)²⁴⁸ font le même constat dans un lac en Europe. De plus, Theissinger et collab. (2018)²⁶¹, Allgeier et collab. (2019)²³⁰ et d'autres références dans ces deux publications montrent que les chironomes sont souvent les insectes émergents les plus abondants dans les milieux humides temporaires.

Les résultats obtenus par Kästel et collab. (2017)²²⁹ sont corroborés par Bordalo et collab. (2020)²⁷³, qui ont observé lors des tests de toxicité aiguë en laboratoire une concentration létale causant la mort de 50 % des individus (CL₅₀) après 48 h de 1,85 (1,05-2,71) µg/l chez le premier stade de la même espèce, *C. riparius*, avec VectoBac AS (concentrations de 0,0075 à 7 500 ng/l). Des expériences de survie et de croissance pendant 28 jours (concentrations non létales de 5 à 80 ng/l) montrent que la croissance diminue quand les concentrations augmentent, avec une réduction significative de 12,7 % à 80 ng/l²⁷³. Le nombre d'individus qui émergent diminue de manière significative quand la concentration augmente, avec une émergence de seulement 40 % à 80 ng/l, affectant les mâles et femelles de la même manière²⁷³. Par contre, la formulation n'affectait pas le poids des imago mâles et des femelles²⁷³. Afin d'évaluer l'impact sur les processus physiologiques (stress oxydatifs et neurophysiologiques) sur des larves du quatrième stade, celles-ci étaient exposées à des concentrations de la formulation de 2, 20 et 200 ng/l pendant 48 h²⁷³. L'activité de phénoloxidase (PO) et l'activité de phénoloxidase-totale (total PO) augmentaient en présence de *Bti*²⁷³. L'activité de catalase (CAT) augmentait en présence de *Bti*; or, il n'y avait pas d'effets sur la peroxydation lipidique (LPO; *lipid peroxidation*), le glutathion total (tGSH) et l'acétylcholinestérase (AChE)²⁷³. Une augmentation non significative de l'activité glutathion S-transférase (GST) était observée²⁷³. Le contenu protéinique augmentait de manière significative avec l'exposition au *Bti*; or, le contenu lipidique ou des carbohydrates montrait une tendance vers une augmentation (non significative). De plus, il n'y avait pas d'augmentation de l'activité du système de transport d'électrons (ETS)²⁷³. Lavarías et collab. (2017) ont eu des résultats similaires lors des expériences avec des larves du troisième et quatrième stade de l'espèce *C. calligraphus* (Diptera : Chironomidae) exposées au *Bti* (1 200 UTI/mg, sans spécification de la formulation) en laboratoire et ils ont obtenu des CL₅₀ de 38,63, 11,18, 2,67 et 1,5 µg/l après 24, 48, 72 et 96 h respectivement. Les examens histologiques des cellules de l'épithélium de l'intestin moyen ont révélé qu'une exposition à une concentration de 0,5 µg/l de *Bti* pendant 96 h provoque les premières modifications visibles qui augmentent à 1 µg/l et deviennent sévères à 2 et 4 µg/l²⁷⁴. Ainsi, il y a des études récentes^{229,273,274} qui montrent que le *Bti* peut affecter des chironomes, espèces non ciblées, de manière létale et sublétale à des concentrations inférieures à celles utilisées pour le contrôle des insectes piqueurs. Par ailleurs, Bordalo et collab. (2020)²⁷³ présentent une

^{bb} CE₅₀ : Concentration effective : concentration médiane qui cause 50 % de réponse maximale chez l'organisme testé.

liste avec des valeurs de CL₅₀ pour plusieurs espèces de chironomes obtenus dans la littérature, qui sont plusieurs ordres de grandeur plus élevés. Toutes ces données ont en commun que les tests ont été faits sur des larves de troisième et quatrième stade et qu'elles ont été publiées entre 1981 et 2012²⁷³. De plus, Lavarías et collab. (2017)²⁷⁴ présentent une figure recensant, à partir de la littérature, la sensibilité de différents diptères au *Bti*, mais sans présenter les détails relatifs aux références, aux stades larvaires et aux formulations.

La toxicité de la formulation VectoBac WDG et d'une culture des spores et des cristaux de *Bti*, envers des larves du quatrième stade de *C. tepperi*, est dépendante de la température¹⁷⁴. La toxicité diminue d'un facteur de 6 en passant d'une température de 30 °C à 15 °C¹⁷⁴. Stevens et collab. (2004)¹⁷⁴ mentionnent que l'application de *Bti* dans des conditions d'eau froide pourrait être moins efficace si les organismes ciblés mangent moins activement. De plus, dans le cadre de la même étude, l'augmentation de la densité d'individus de 10 à 30 par contenant d'essai, ainsi que l'addition d'un substrat de sable, ont significativement augmenté la CL₅₀¹⁷⁴. Christiansen et collab. (2004)²⁷⁵ mentionnent qu'il faut doubler la dose de VectoBac TP pour réduire des populations des larves des troisième et quatrième stades des moustiques *Ochlerotatus squamiger* en Californie quand la température baisse de 14 à 6 °C. Ainsi, il est possible que les basses températures observées au printemps lors de la période de fonte de neige au Québec puissent réduire l'efficacité de *Bti* pour le contrôle des insectes piqueurs. Cela explique probablement aussi la recommandation du fabricant d'augmenter le dosage quand l'eau est froide^{cc}. Au Québec, la température de l'eau peut monter de 0 °C au printemps à plus que 20 °C en été. En conséquence, les changements de température dans l'eau pendant la saison des épandages pourraient avoir un effet sur l'impact du *Bti* sur les organismes aquatiques, c'est-à-dire sur les diptères ciblés ainsi que sur les organismes non visés. Par ailleurs, ces variations d'impact de *Bti* sur les insectes peuvent aussi être reliées aux variations d'activités physiologiques des insectes en lien avec la température.

Un autre aspect à prendre en compte est l'évolution des formulations de *Bti* dans l'eau après l'application. Stevens et collab. (2005)²⁷⁶ ont trouvé que le VectoBac WDG était le produit le plus efficace pour contrôler les larves de *C. tepperi*, suivi par Aquabac SC et finalement, par Teknar SC. Afin d'être efficace contre les larves de ces chironomides, le *Bti* doit être disponible à l'interface sédiment-eau où ces larves se nourrissent. Toutefois, les résultats obtenus dans l'étude, quant aux différences d'efficacité des trois formulations, ne permettent pas de déterminer si les observations sont liées aux différentes vitesses de sédimentation et d'accumulation à cette interface²⁷⁶. Par ailleurs, Stevens et collab. (2005)²⁷⁶ s'inquiètent des impacts potentiels sur des espèces non ciblées lors du contrôle des larves de *C. tepperi* dans les rizières. Une étude faite au Québec illustre aussi la toxicité du *Bti* à l'interface sédiment-eau. Le Teknar, utilisé pour lutter contre les simules (concentration au site d'application : 5,86 mg/l pendant 15 min), sédimente au fond du ruisseau (Back et collab., 1985²⁷⁷). Le produit a réduit l'abondance de chironomides appartenant aux genres *Eukiefferella* et *Polypedilum*²⁷⁷. De plus, les chironomes du genre *Phaenopsectra* ont montré des signes de toxicité tels que la lyse des cellules²⁷⁷.

Charbonneau et collab. (1994)²⁷⁸ ont évalué l'impact de VectoBac G (5,6 kg/ha et 28 kg/ha, c.-à-d. 5 fois le taux recommandé selon²⁷⁸) sur la survie des macroinvertébrés dans des mésocosmes de deux milieux humides au Minnesota, aux États-Unis. Ils concluent que les épandages n'avaient pas d'impact sur les taxa les plus importants²⁷⁸. De plus, les tests en laboratoire montrent que les larves de *C. riparius* sont affectées par le *Bti*, et les auteurs recommandent d'effectuer des études supplémentaires afin de mitiger l'impact des épandages de *Bti* sur des espèces non ciblées²⁷⁸. Un suivi de trois ans de l'impact des épandages avec des taux d'application dans la gamme recommandée pour VectoBac G (11,72 ± 0,64 kg/ha, c.-à-d. 234 400 ± 12 800 ITU/m²) dans des milieux humides du Minnesota a montré une réduction des populations non ciblées de macroinvertébrés lors de la deuxième et de la troisième année d'étude²⁷⁹. Les communautés d'insectes dans des sites non traités étaient dominées par les chironomides²⁷⁹. Dans les sites traités, leurs densités étaient réduites de 84 % pendant la troisième année du traitement. La densité d'insectes prédateurs y a significativement diminué de 60 %

^{cc} <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/#VectoBac-Aqueous>; consulté le 17 juillet 2019.

comparativement aux sites non traités, également la troisième année²⁷⁹. Peu d'effets ont été observés sur les macroinvertébrés autres que les insectes. Selon les auteurs, le *Bti* a possiblement eu une toxicité directe seulement sur les diptères nématocères²⁷⁹. Les effets observés sur d'autres groupes d'insectes ont, quant à eux, probablement été le résultat de la perturbation du réseau alimentaire des invertébrés²⁷⁹. Ainsi, la perte des chironomidés dans les réseaux trophiques a pu causer des effets négatifs sur l'intégrité de l'écosystème^{86,87} des milieux humides traités au *Bti* pendant plusieurs années²⁷⁹. Un autre suivi de six ans (1988-1993), également au Minnesota, a montré que l'abondance d'insectes a été réduite de 57 à 83 % et que leur biomasse a diminué de 50 à 83 % dans des milieux humides lors de la deuxième et de la troisième année d'épandages avec VectoBac G (1991 : en moyenne 8,5 kg/ha, 170 000 ITU/m²; 1992 : moy. 11,5 kg/ha, 230 000 ITU/m²; et 1993 : moy. 15 kg/ha, 300 000 ITU/m², au taux d'application dans la gamme recommandée; voir annexe 1)²⁸⁰.

Epp et Morin (2017)²⁸¹ ainsi que Epp et collab. (2017²⁸² et 2019²⁸³) ont fait un suivi de l'émergence des insectes, dont les moustiques et les chironomes, de 2016 à 2018 dans des sites sans et avec épandage de *Bti* (1 ou 2 fois par an; VectoBac 200G : 5,64 à 5,71 kg/ha ou VectoBac 1200L : 0,50 à 0,68 l/ha) et au besoin avec *Ls* (VectoLex CG : 10,9 à 12 kg/ha, 1 fois par an) dans la South March Highlands Conservation Forest, dans le quartier Kanata North d'Ottawa²⁸³. Cette étude est conduite à la demande de la Ville d'Ottawa par l'Université d'Ottawa en coopération avec GDG Environnement, l'entreprise qui a effectué les épandages, pour évaluer l'impact de l'épandage de *Bti* sur l'écosystème²⁸³. La profondeur de l'eau des sites de contrôle sans épandage était plus élevée que la profondeur de l'eau dans les sites d'épandage; cela est peut-être dû aux importantes précipitations en 2017 et en 2018²⁸³. Parmi les variables physicochimiques, c'est le pH de l'eau qui prédit le mieux l'abondance des Culicidae, alors que le pH, la température et la profondeur d'eau sont les variables qui permettent de prédire l'émergence des chironomidés²⁸³. À la suite de l'épandage de *Bti*, il y a eu un déclin important de l'émergence des Culicidae comme prévu, pendant que les moustiques ont continué d'émerger dans des sites de contrôle sans épandage²⁸³. L'émergence des chironomidés augmentait d'année en année, et en 2018, l'abondance relative des chironomidés était entre 40 % et >95 % dans les différentes stations (voir la figure 8 dans le rapport²⁸³). Par ailleurs, même si à première vue les tendances paraissent similaires, l'année 2018 montre des différences entre les émergences des différents groupes d'organismes non ciblés (p. ex. les araignées, coléoptères, éphémères, hyménoptères, lépidoptères et odonates) dans les sites traités au *Bti*, ceux traités dans le passé et dans les sites témoins (voir la figure 5 dans l'article²⁸³). Ces différences n'ont toutefois pas été soulevées par les auteurs. Les variations dans l'émergence des chironomidés semblent être liées à d'autres facteurs abiotiques que le traitement avec *Bti* en 2018 et pour la période de trois ans combinés²⁸³. L'équipe a produit trois petits rapports annuels^{281,282,283}, et le mémoire de maîtrise en lien avec ce projet est disponible depuis peu (Epp, 2020²⁸⁴). Epp (2020) mentionne que la période de sécheresse en 2016 qui a été suivie par beaucoup de pluie en 2017 et des précipitations saisonnières en 2018 a influencé très fortement les variables physicochimiques pendant l'étude²⁸⁴. L'analyse de composantes principales montrait des différences entre les différents groupes et les différentes années²⁸⁴. L'analyse de redondance montre que l'émergence des chironomidés était surtout liée à des variations de pH, à la profondeur moyenne de l'eau à la station ainsi qu'à la température de l'eau. Des essais de modélisation n'ont pas permis de détecter des effets de traitements avec *Bti* sur les différentes espèces non ciblées échantillonnées pendant l'étude²⁸⁴. Cela suggère que la variabilité naturelle des variables physicochimiques, surtout les variations d'hydropériode, était plus importante que les effets directs de l'épandage de *Bti* sur l'émergence des espèces non ciblées lors de cette étude²⁸⁴.

Vaughan et collab. (2008)²⁸⁵ ont fait des suivis de court et moyen terme (trois-quatre semaines et saison) afin de mesurer l'impact du contrôle des nuisances causées par des chironomes sur leur abondance après le traitement des sédiments avec de fortes doses de *Bti* (VectoBac 12AS, 15 l/ha; chaque traitement consistait à faire deux applications près du fond deux ou trois fois par année) dans un lac urbain eutrophe pendant trois ans au Royaume-Uni. Ils ont observé que les larves de chironomidés baissaient jusqu'à 35 % et que les effets des traitements perduraient sur des périodes de plusieurs mois²⁸⁵. Ils n'ont pas fait de suivis des effets de ces traitements sur la faune non ciblée ainsi que sur le fonctionnement de l'écosystème.

Comme mentionné, les diptères sont les organismes ayant le plus été étudiés quant aux effets du *Bti*, car il s'agit de l'ordre directement visé par le produit. L'effet du *Bti* sur d'autres insectes a aussi été examiné, mais le nombre de travaux publiés est beaucoup moins important.

L'étude indépendante effectuée de 2006 à 2016 en Camargue, en France (avec un dosage qui dépasse de 14 % le taux recommandé par le fabricant; voir section 5.1), montre des effets du *Bti* sur plusieurs arthropodes, y compris les chironomes. Pour la période de 2009 à 2013, dans les roselières, les épandages ont causé un déclin significatif de l'abondance des chironomes, des coléoptères, des thysanoptères, des araignées et des odonates²⁰⁹. L'abondance des moustiques et celle des chironomes étaient toutes les deux réduites de 80 % dans le plancton aérien²⁸⁶. L'abondance des chironomes, telle que mesurée avec des pièges, était réduite de 51 % dans les roselières et de 39 % dans des sansouires^{287,286}. Les araignées et les odonates sont des prédateurs des moustiques et des chironomidés dans la zone à l'étude. La réduction des densités de moustiques et de chironomidés, à la suite d'épandages de *Bti*, explique fort probablement la réduction de l'abondance de ces deux groupes d'arthropodes^{80,209,287}, les affectant ainsi de manière indirecte.

Par ailleurs, lors de leurs suivis à Ottawa, Epp et collab. (2019)²⁸³ n'ont pas observé de déclin des arthropodes non ciblés. L'abondance des odonates était significativement plus élevée dans des sites traités au *Bti*, ce qui suggère qu'il ne manquait pas de nourriture pour ces prédateurs^{283,284}.

Dans les zones inondables de la vallée du Rhin (voir deuxième étude de cas, section 5.2), plusieurs études ont été effectuées par la KABS ou en collaboration avec la KABS afin d'évaluer l'impact de l'épandage de *Bti* sur les insectes. Selon le site Web de la KABS, Fillinger (1998)²⁶² a fait une analyse du risque de l'épandage de *Bti* sur l'écosystème en se basant sur des résultats de l'effet de cet insecticide sur les chironomes en laboratoire. Elle a conclu que la démoustication effectuée par la KABS ne devait pas affecter les populations de chironomes ni le fonctionnement des réseaux trophiques²⁶². Or, elle²⁶² a observé dans des milieux humides jusqu'à 94 % de réduction d'émergence des chironomes dans des sites traités au *Bti* (cité dans²³⁰). Allgeier (2019)²⁸⁸ et Allgeier et collab. (2019)²³⁰ mentionnent que les études de terrain (ou en mésocosme) qui n'ont pas observé des impacts de l'épandage de *Bti* sur des chironomes, telles que celles de Liber et collab. (1998)²⁸⁹, Pont et collab. (1999)²⁵⁶, Caquet et collab. (2011)²⁹⁰, Duchet et collab. (2015)²⁵⁵ et Lagadic et collab. (2014)²⁵³; (2016)²⁵⁴, n'ont pas vérifié si l'abondance des insectes piqueurs était réduite de manière significative. Sans cette information, il y a une possibilité que la dose appliquée fût inefficace à cause des conditions environnementales^{288,230}. En effet, lors d'expériences sur le terrain, la quantité de produits administrés par unité de surface est présentée, mais les concentrations finales in situ de *Bti* ne sont généralement pas connues¹⁴⁷. De plus, les études de terrain ne sont souvent pas assez longues pour voir l'impact de *Bti* sur les populations de chironomes²⁸⁸. En effet, les suivis devraient durer au moins trois mois après la première application de *Bti*^{230,39}.

Les différentes études montrent qu'il y a une variabilité considérable dans les observations sur la sensibilité des chironomidés au *Bti*. Certains travaux montrent des mortalités importantes chez des chironomes à de faibles concentrations de *Bti*^{229,273}, surtout pour les premiers stades larvaires, ainsi qu'à des concentrations utilisées pour le contrôle des insectes piqueurs^{230,260,261,263,268,269,278,279}. D'autres études n'ont pas observé d'effets sur les larves des chironomes^{255,258,259,266}. La différence de sensibilité entre les moustiques (et simuliés) ainsi que les chironomes au *Bti* est souvent attribuée au pH alcalin des intestins des moustiques (Frouz et collab., 2007⁸⁸ et références dans⁸⁸). Le pH de l'intestin des larves est seulement connu pour trois espèces de chironomes. Pour *Chironomus crassicaudatus* et *Glyptotendipes paripes* (quatrième stade; Diptera : Chironomidae), il est presque neutre, allant de 6,7 à 7,4 et de 6,9 à 7,6, respectivement⁸⁸. Pour *C. plumosus* (quatrième stade), un pH de 7,7 à 8,2 a été mesuré à l'intérieur d'un bol alimentaire (*food bolus*) et il se situait entre 7,4 et 7,7 dans le lumen de l'intestin²⁹¹. Comme mentionné, la CL₅₀ pour *G. paripes* se trouve dans la gamme de concentrations recommandées de VectoBac WDG pour le contrôle de moustiques²⁶⁹, et les larves de premier stade de cette espèce étaient de 10 à 14 fois plus sensibles au *Bti* que les larves du troisième stade²⁷⁰, mais des concentrations élevées de Bactimos WP n'affectaient pas les larves de *C. plumosus*²⁵². Ainsi, un pH dans le tractus digestif plutôt neutre ne semble pas protéger *G. paripes* des effets du *Bti*. Cela suggère qu'il y a probablement un autre mécanisme ou un récepteur qui rend l'épithélium de l'intestin des chironomidés sensible aux toxines du *Bti* et cause la mortalité. Il y a présentement très peu d'études détaillées sur des

impacts histopathologiques ou sur les processus physiologiques²⁷³ de *Bti* sur les larves de chironomidés et aucune publication sur l'impact par la suite au stade adulte. Ces impacts ne se manifestent pas seulement par la mortalité larvaire ou une réduction de l'émergence, ils peuvent aussi affecter la reproduction et ainsi modifier l'intégrité de l'écosystème.

Une étude de courte durée (20 jours) sur l'effet du VectoBac 12AS (1,2 l/ha ou 153 480 ITU/m²; taux d'application recommandé), dans un marais salé éphémère en Australie, a montré que l'abondance et la composition des communautés d'arthropodes aquatiques et terrestres n'avaient pas été perturbées²⁹². Les arthropodes étudiés étaient des collemboles, des acariens, des hyménoptères, des coléoptères, des hémiptères, des diptères et des copépodes²⁹². Néanmoins, les populations de copépodes ont été réduites après l'épandage dans l'un des deux sites expérimentaux étudiés²⁹². Dans ce contexte, le taux d'application utilisé au Québec^{dd} pourrait aussi affecter les copépodes, selon la concentration finale de l'insecticide dans l'eau (voir annexe 1).

Babin et collab. (2020)²⁹³ ont observé que des concentrations jusqu'à 10⁶ CFU/g de *Bti* (VectoBac WG) ou de *Btk* (Delfin A, Delfin B et Scutello DF (Dipel)) n'ont pas d'effet sur les larves de drosophiles (mouches à fruit; *Drosophila melanogaster*; Diptera : Drosophilidae), une espèce non ciblée. Par contre, une concentration de 10⁹ CFU/g de *Bti* ou de *Btk* entraîne une augmentation du temps de développement et une réduction de près de 100 % de métamorphose²⁹³. Les effets de *Btk* sur ces larves de drosophiles sont le résultat d'une synergie entre les bactéries et les toxines insecticides (Nawrot-Esposito et collab., 2020²⁹⁴). Ces toxines insecticides tuent des cellules épithéliales, laissant des trous dans la paroi de l'intestin moyen²⁹⁴. Ces trous peuvent être comblés par une nouvelle génération de cellules produites par des cellules précurseurs adultes de l'intestin moyen et ainsi régénérer le tissu de la paroi de l'intestin moyen²⁹⁴. De plus, le *Btk* (Delfin A) affecte la métamorphose de sept autres espèces de drosophiles : *D. simulans*, *D. yakuba*, *D. subobscura*, *D. busckii*, *D. hydei*, *D. suzukii* et *D. immigrans*²⁹³. Par ailleurs, le *Btk* (Bac-Control WP, 16 000 ITU/mg, formulation utilisée en agriculture au Brésil) affecte l'émergence de *Chironomus xanthus* (espèce non ciblée dans un milieu aquatique non ciblé), à toutes les concentrations testées (de 8 à 216 µg ingrédient actif/l) quand il se trouve dans l'eau (Pereira Dornelas et collab., 2020²⁹⁵).

La notonecte ou abeille de l'eau *Buenoa tarsalis* (Hemiptera : Notonectidae), qui est un prédateur de larves de moustiques, n'est pas affectée directement par le *Bti* (la formulation Bt-Horus SC, en vente au Brésil, contient 12 g de *Bti*/l, 1 200 ITU/mg) à des concentrations de 0,25 et 25 mg ingrédient actif/l (dosage selon l'étiquette pour contrôle de moustiques; Gutiérrez et collab., 2017²⁹⁶). Par contre, il y avait une augmentation de la prédation par la notonecte²⁹⁶. Soulignons aussi que l'exposition au *Bt* (variété non spécifiée) par injection dans l'abdomen (3 µl à 0,55, 1,83 et 5,50 IU/ml) de la sauterelle *Oxya chinensis* (Orthoptera: Acrididae) entraîne des modifications des chromosomes dans les spermatogonies avec une relation dose-effet significative et est probablement génotoxique²⁹⁷. Par ailleurs, ce type d'exposition très intrusive est très éloigné des modes d'exposition que l'on retrouve en nature.

Quatre expériences réalisées dans la rivière Susquehanna en Pennsylvanie (États-Unis), à la suite de l'épandage de VectoBac AS/12AS pour le contrôle des mouches noires, ont montré une augmentation de la densité d'organismes à la dérive^{ee} dans la rivière pendant au moins une des périodes d'échantillonnage pour 26 taxa de macroinvertébrés non ciblés²⁹⁸. Toutefois, ce n'étaient pas toujours les mêmes espèces qui ont eu la même réponse pendant les différents tests²⁹⁸. Ainsi Jackson et collab. (2002)²⁹⁸ concluent que la majorité des macroinvertébrés ne semblent pas affectés par le *Bti* à des concentrations de 13 à 24 min-mg/l (de 15 600 à 28 800 min-ITU/l) appliquées qu'une fois. Par contre, ils ont quand même observé une augmentation de la densité de chironomes à la dérive dans deux des

^{dd} Taux d'application de produits à base de *Bti* au Québec : dose minimale = 60 000 ITU/m²; dose maximale = 200 000 ITU/m². Dans une profondeur d'eau de 10 cm, les concentrations dans les zones visées se trouveraient entre 600 ITU/l et 2 000 ITU¹⁴⁷.

^{ee} Dérive (*drift*) : À la suite de l'utilisation du *Bti*, certains organismes meurent ou perdent leur capacité de s'agripper aux rochers et au périphyton, ainsi les courants d'eau les emportent, ils roulent sur le fond de la rivière.

quatre expériences (*Rheotanytarsus* sp.) et dans trois expériences (*Polypedilum* sp.)²⁹⁸. Cela suggère que certaines espèces de chironomes pourraient être affectées par une forte dose de *Bti* sur une courte période comme lorsqu'il est appliqué pour le contrôle des simulies.

Finalement, Fang (2010)²⁹⁹, dans son article "A World Without Mosquitos" sur les impacts de l'élimination des moustiques comme vecteur de maladies, écrit que l'impact de l'élimination de la biomasse de moustiques sur des organismes aquatiques carnivores, les réseaux trophiques et le fonctionnement de l'écosystème devrait être faible, car d'autres organismes moins nocifs pour les humains pourront les remplacer²⁹⁹. Fang (2010)²⁹⁹ cite seulement six publications dans cet article, mais elle a consulté, pour la rédaction de cet article, plusieurs intervenants qui travaillent majoritairement dans le domaine du contrôle des vecteurs de maladies et peu de spécialistes en écologie. Or, dans cet article, elle²⁹⁹ ne mentionne pas le potentiel des dommages collatéraux et cumulatifs sur le fonctionnement des écosystèmes comme la mortalité des espèces non ciblées, qui peuvent être le groupe d'insectes émergents dominants, comme présenté ci-haut. De plus, la qualité de cette nourriture alternative n'est pas nécessairement aussi bonne que celle éliminée (p. ex. moustiques et chironomes), ce qui peut occasionner des modifications des réseaux trophiques et de l'intégrité de l'écosystème (voir les sections suivantes).

Effets indirects

Comme l'a révélé l'étude en Camargue, les araignées et les odonates, qui sont des prédateurs des moustiques et des chironomides, semblent être affectés de manière indirecte par la réduction des abondances de ces organismes à la suite des épandages de *Bti*⁸⁰. Contrairement aux résultats exposés par l'étude indépendante dans le parc de la Camargue, Pfitzner et collab. (2015)³⁰⁰; les auteurs sont employés de la KABS) ont trouvé que dans les plaines inondables du Rhin en Allemagne, les moustiques ne semblent pas être une source de nourriture importante pour les odonates adultes. Seulement 10 % (4 sur 41) des libellules et des demoiselles, attrapées entre octobre 1998 et juillet 1999, avaient des traces de moustiques dans leur contenu stomacal, obtenu par buvardage de western (*immunoblot*)³⁰⁰. De plus, selon les auteurs, les stades larvaires des odonates, ou naïades, se développent rarement dans les flaques d'eau éphémères des plaines inondables. Ils arrivent à la conclusion que les larves de moustiques ne jouent pas un rôle important dans leur diète³⁰⁰ et que la démoustication ne devrait pas avoir d'impact sur les stades adultes des odonates. Or, ils³⁰⁰ n'ont pas inclus les chironomides dans leurs analyses. On remarque aussi que l'échantillon d'odonates utilisé par Pfitzner et collab. (2015) était assez faible (seulement 41 individus adultes) à cause de restrictions sur ces espèces protégées³⁰⁰. Or, Jakob et Poulin (2016)²⁸⁷ ont observé 432 spécimens le long de leurs transects (100 m et à l'intérieur d'une bande de 5 m de chaque côté) dans la Camargue en lien avec l'abondance des chironomes sur une période de 5 ans²⁸⁷, et quelque 3 760 odonates ont été inventoriés de 2009 à 2015¹⁶⁰. Pendant ces sept ans, le nombre d'espèces observées ainsi que le nombre d'individus étaient significativement plus faibles dans les zones traitées au *Bti*¹⁶⁰. Par ailleurs, les données présentées par Poulin et Lefebvre (2018)²¹⁰ ont été obtenues avec 500 coups de filet entomologiques à travers la végétation durant la période 2007-2015 dans des sites avec et sans épandage de *Bti*. Le nombre d'odonates était aussi plus faible dans les sites traités, mais la différence n'était pas significative²¹⁰.

Lors de leurs suivis à Ottawa, Epp et collab. (2019)²⁸³ et Epp (2020)²⁸⁴ n'ont pas observé de déclin des arthropodes non ciblés et l'abondance des odonates était significativement plus élevée dans des sites traités au *Bti*, ce qui suggère qu'il ne manquait pas de nourriture pour ces prédateurs.

Dans des milieux humides du Minnesota, une réduction des populations de macroinvertébrés non ciblées était observée lors de la deuxième et de la troisième année d'étude²⁷⁹. Les communautés d'insectes dans des sites non traités étaient dominées par les chironomides²⁷⁹. Dans les sites traités, leurs densités étaient réduites de 84 % pendant la troisième année du traitement. La densité d'insectes prédateurs y a significativement diminué de 60 % comparativement aux sites non traités, également la troisième année²⁷⁹. Les effets de *Bti* ont probablement perturbé le réseau trophique des invertébrés²⁷⁹. Peu d'effets ont été observés pour les macroinvertébrés autres que les insectes.

Wipfli et Merritt (1994)³⁰¹ ont étudié l'effet du contrôle de simulies dans des cours d'eau au Michigan, aux États-Unis, sur les naïades des plécoptères *Acroneuria lyctorias* et *Paragnetina media* (Plecoptera;

mouches de pierre), qui se nourrissent des larves de mouches noires. Le nombre de proies ingérées par *A. lycorias* a diminué de manière significative après l'élimination des larves de mouches noires³⁰¹. Par contre, le nombre de proies dans le tractus digestif de *P. media* n'avait pas changé³⁰¹. Lors des expériences de choix, *A. lycorias* et *P. media* ne montraient pas de préférences pour des larves de mouches noires ou des larves d'éphémères³⁰¹. La croissance des nymphes d'*A. lycorias* n'était pas affectée par la densité des larves de mouches noires³⁰¹. Par contre, lors des expériences de choix avec d'autres prédateurs, *Isoperla signata* et *I. dicala* (Plecoptera : Perlodidae) ingéraient de manière significative plus de larves de *Simulium vittatum* (Diptera : Simuliidae) que de larves de *Baetis flavistriga* (Ephemeroptera : Baetidae) ou de *Epeorus vitrea* (Ephemeroptera : Heptageniidae)³⁰¹. Ainsi, le contrôle de mouches noires affecte de manière indirecte et différemment les prédateurs. Les prédateurs spécialistes étaient plus affectés que les espèces généralistes³⁰¹. Comme mentionné précédemment, la notonecte *Buenoa tarsalis* (Hemiptera : Notonectidae) est un prédateur de larves de moustiques, qui n'était pas affecté directement par le *Bti*, mais il y avait une augmentation de la prédation par la notonecte²⁹⁶. Cependant, il n'y a pas d'indice qu'il y ait un lien entre cette augmentation de la prédation et la présence de *Bti*.

Belousova et collab. (2021)³⁵ évoquent plusieurs études sur des effets de *Bt* sur des arthropodes terrestres. Ce sont les insectes herbivores considérés comme des ravageurs agricoles et forestiers qui sont ciblés par l'utilisation de *Bt*³⁵. Toutefois, les insectes entomophages, qui sont importants pour contrôler ces ravageurs, ainsi que les pollinisateurs peuvent être exposés de manière directe et indirecte au *Bt* à la suite de l'application³⁵.

La bioaccumulation des toxines Cry a été observée, et les toxines pourraient persister dans les réseaux trophiques³⁵. Par exemple, les araignées peuvent consommer des insectes contenant du *Bt* ou être exposées directement. Le *Bt* influence le fonctionnement normal du système nerveux des araignées et peut influencer des fonctions comportementales, comme la reproduction, par les modifications d'activité de différents enzymes³⁵. Les parasitoïdes peuvent être exposés au *Bt* et cela peut diminuer la croissance de leurs populations, par une diminution de la longévité, de la reproduction et de la survie des différents stades de vie ou de leur progéniture³⁵. D'autres études ont montré que différentes formulations de *Bt* peuvent avoir des effets négatifs sur des abeilles et des bourdons, voire causer de la mortalité³⁵. Or, d'autres travaux n'ont pas détecté ces mêmes effets³⁵. En plus de la mortalité et des problèmes de développement des larves d'abeilles (*Apis mellifera*; Hymenoptera : Apidae), l'exposition des ruches au *Bta* entraîne une dysbiose (déséquilibre) du microbiote intestinal³⁰². Le *Btk* n'est pas volontairement appliqué directement dans l'eau, mais l'eau de ruissellement peut transporter des spores, des cristaux et des cellules végétatives vers l'eau³⁵. Les travaux effectués par Kreutzweiser et collab. (cités dans ³⁵) montrent, après l'application de *Btk*, un faible taux de mortalité pour plusieurs insectes aquatiques, et pas d'augmentation du nombre d'organismes à la dérive ni de changements dans les communautés d'organismes benthiques. Enfin, Belousova et collab. (2021)³⁵ concluent que le *Bti* est le seul sérovar pour lequel des effets détectables sur l'écosystème aquatique ont été décrits.

Tendance d'abondances des insectes à l'échelle mondiale

On observe à l'échelle mondiale un déclin important de la biodiversité et de l'abondance des invertébrés aquatiques et terrestres³⁰³⁻³⁰⁶. Bijleveld van Lexmond et collab. (2014)³⁰⁷ parlent même d'un effondrement global des populations des différents insectes qui a commencé en 1950. Cette diminution des populations est principalement le résultat de l'intensification de l'agriculture, de la perte des habitats, de l'utilisation massive de pesticides, de l'augmentation des infrastructures routières et du trafic, ainsi que de la pollution lumineuse et du dépôt de différentes formes d'azote atmosphérique³⁰⁷. D'autres études ont montré qu'entre 1989 et 2013, la biomasse d'insectes a diminué de presque 80 %³⁰⁸⁻³¹⁰. Lors d'une étude effectuée sur une période de 27 ans (1989-2016), dans des zones protégées pour la conservation de la nature en Allemagne, un déclin saisonnier de 76 % en moyenne et de 82 % au milieu de l'été de la biomasse d'insectes volants a été constaté³¹¹. Ce déclin est observé dans tout type d'habitat, et les changements au niveau climatique, l'utilisation des sols et les caractéristiques de l'habitat ne peuvent pas l'expliquer³¹¹. Ces déclins en abondance, en biomasse et en diversité d'arthropodes ont été confirmés lors d'une autre étude dans trois régions en Allemagne dans des prairies (150 sites) et des forêts (140 sites) couvrant la période de 2008 à 2017 (Seibold et collab., 2019³¹²). Les déclins ont été observés à

tous les niveaux trophiques³¹². Plus récemment, Baranov et collab. (2020)³¹³ ont observé, dans un petit cours d'eau à la tête d'un bassin dans une réserve naturelle en Allemagne, un déclin de l'abondance des insectes aquatiques de 81,6 % sur une période de 42 ans (1969-2010). Ce cours d'eau est éloigné de tout impact anthropique autre que des changements climatiques, qui ont causé une augmentation de température de 1,88 °C et un changement du régime de débit³¹³. Ce déclin d'abondance d'insectes aquatiques était accompagné par une augmentation de la diversité³¹³. De plus, les structures trophiques de la communauté ainsi que la phénologie ont changé³¹³. La période d'émergence était plus longue de 15,2 jours en 2010, mais avec le maximum de l'émergence 13,4 jours plus tôt³¹³. Une étude, effectuée en 2020 dans 21 zones protégées pour la conservation de la nature en Allemagne (Natura 2000), montre que les insectes aériens capturés à l'intérieur de ces zones étaient contaminés par un mélange d'herbicides, de fongicides et d'insecticides, en moyenne 16,7 sortes de pesticides par site, utilisés pour l'agriculture en bordure de ces zones³¹⁴. Ces mélanges de pesticides peuvent avoir un effet synergique sur les insectes, tel qu'observé chez des abeilles³¹⁵. Dans le nord du Danemark, un déclin de 80 % des insectes aériens a été observé entre 1997 et 2017 (Møller, 2019)³¹⁶. Des changements similaires ont aussi été observés ailleurs dans le monde. Sur une période de 35 ans, il y a eu un déclin de la biomasse d'insectes entre 75 % et 98 % à Porto Rico, modifiant les réseaux trophiques forestiers (Lister et Garcia, 2018)³¹⁷. En Amérique du Nord, il y a peu de suivis à long terme sur l'abondance des populations d'insectes. Dans le sud de l'Ontario, il y a eu un appauvrissement de la communauté de bourdons en 35 ans³¹⁸. Wepprich et collab. (2019)³¹⁹ ont confirmé que les populations de 81 espèces de lépidoptères ont subi un déclin de 33 % en 20 ans en Ohio, aux États-Unis. Ainsi, les observations européennes semblent se confirmer pour l'Amérique du Nord³¹⁹. Il est peu probable que des réductions aussi importantes ne provoquent pas des modifications dans les écosystèmes et dans les réseaux trophiques³¹¹. Cardoso et collab. (2020)³²⁰ ont fait une revue de littérature sur les causes des déclin des populations d'insectes au niveau mondial et concluent que les facteurs importants sont d'origine anthropique, tels que la perte d'habitat, la pollution, les produits toxiques, les espèces envahissantes, les changements climatiques, la surexploitation ainsi que la co-extinction des espèces qui dépendent d'autres espèces.

Par ailleurs, van Klink et collab. (2020)^{321,322} ont fait une méta-analyse avec les données de 166 suivis à long terme (1 667 sites sur 10 à 81 ans) traitant de l'abondance et de la biomasse des insectes aquatiques et terrestres (y compris les araignées) au niveau mondial. Il y a une variation importante même entre sites adjacents, mais ils confirment qu'il y a un déclin important de l'abondance et de la biomasse des insectes terrestres³²¹. Ce déclin représente en moyenne 9 % par décennie³²¹. Toutefois, ils ont obtenu une augmentation de 11 % par décennie pour les insectes aquatiques³²¹. Cela pourrait être le résultat, au moins en partie, de la récupération des populations affectées par la pollution dans le passé à la suite d'une amélioration de la qualité de l'eau après l'adaptation des politiques environnementales depuis les années 1970³²¹. Or, Jähnig et collab. (2021)³²³ ont critiqué ces résultats, car il n'y a pas eu d'amélioration généralisée des états des écosystèmes d'eau douce. Van Klink et collab. (2021)³²⁴ sont d'accord avec cette observation, et les données analysées ne sont pas représentatives des écosystèmes aquatiques mondiaux, puisqu'il n'y a actuellement que peu de données de suivis à long terme des écosystèmes d'eau douce disponibles. En effet, comme mentionné précédemment, Baranov et collab. (2020)³¹³ ont observé dans un petit cours d'eau situé à la tête d'un bassin, à l'abri des pesticides, en Allemagne, un déclin de l'abondance des insectes aquatiques de 81,6 % sur une période de 42 ans (1969-2010). De plus, les changements climatiques ainsi que l'eutrophisation ont peut-être contribué à l'augmentation de la productivité de certains écosystèmes³²¹. En outre, dans leur publication, les auteurs³²¹ ne traitent pas du fait qu'une partie des insectes terrestres peuvent avoir une phase aquatique, tels que les moustiques et les simules, et ils ne mentionnent pas s'il y a eu des changements dans leurs abondances.

Également, ces changements graduels sur de longues périodes peuvent mener au syndrome de la référence glissante (*shifting baseline syndrome*)^{325,326}. Ce concept décrit la dérive inhérente d'une évaluation des changements significatifs d'un écosystème en regard d'un état initial, lui-même distinct d'un état originel, provoqué par la méconnaissance, voire l'ignorance, des observations historiques^{325,326}. Ainsi, chaque génération de biologistes a tendance à considérer comme le point de référence initial d'un écosystème celui qu'il a connu depuis sa naissance ou depuis le début de sa carrière^{325,326}. Cela peut avoir comme effet que la population en général, voire les spécialistes de conservation de biodiversité ne se rendent pas compte qu'il y a une perte de biodiversité ou une dégradation de l'intégrité de

l'écosystème de plus en plus importante avec le temps, car la nouvelle génération prend appui sur l'état dégradé de l'écosystème qu'elle a toujours connu^{325,326}. Ce concept montre aussi l'importance des suivis à long terme de la biodiversité et de l'intégrité de l'écosystème²⁸⁴. Malheureusement, aucun des suivis présentés dans cette partie n'est assez long pour inclure l'état des écosystèmes sans perturbations.

6.2 Conclusion

Les résultats présentés montrent qu'il n'y a pas de consensus scientifique sur les impacts directs et indirects des formulations de *Bti* sur les arthropodes non ciblés. Il en est de même pour les impacts indirects sur les réseaux trophiques, comme une diminution des arthropodes prédateurs aquatiques et terrestres, associée à l'élimination des moustiques et des simules ainsi qu'éventuellement à d'autres organismes tels les chironomes. En plus de la mortalité, des études de laboratoire récentes montrent des effets sur les processus physiologiques chez des chironomes, tels que l'augmentation de l'activité d'enzymes de détoxification, exposés à des concentrations sublétales de *Bti* sans dépassement des concentrations recommandées pour le contrôle des insectes piqueurs.

Comme mentionné, les arthropodes non ciblés par le *Bti* et les plus étudiés sont les chironomes. Bien que cela puisse nous donner des pistes sur les potentiels effets du *Bti* sur ce groupe d'insectes au Québec, le manque de recherches sur d'autres arthropodes des milieux aquatiques limite la prévision des impacts des épandages sur des organismes comme les arthropodes prédateurs.

Un des résultats intéressants, issu d'une étude de laboratoire, relève une plus grande susceptibilité au *Bti* des chironomes aux jeunes stades larvaires, par rapport à ceux de troisième et quatrième stade²²⁹. Des résultats similaires ont été observés chez des larves de moustiques. Les auteurs des publications des années 1990 mentionnaient que les jeunes larves de moustiques et de chironomes sont fragiles et difficiles à manipuler³¹, mais *C. riparius* au premier stade larvaire est utilisé depuis des décennies pour des essais standardisés dans le but de tester la toxicité des sédiments²⁷². La vulnérabilité des insectes aux jeunes stades larvaires est documentée dans la littérature, car ils sont plus sensibles à concentration égale¹¹³. Ainsi, pour une même concentration, un petit individu sera exposé à une plus grande quantité de substance toxique qu'un individu qui a une masse corporelle plus grande¹¹³. Il faut considérer aussi qu'à l'intérieur de la famille Chironomidae, certaines espèces présentent différentes sensibilités au *Bti*²⁶⁸. En effet, la sensibilité différentielle des diverses espèces aux composés toxiques a été largement démontrée pour plusieurs arthropodes, même pour des espèces appartenant à une même famille^{113,327}. Ces différences de sensibilité entre espèces sont probablement en lien avec les conditions de pH de l'intestin moyen, ce qui détermine l'activation des endotoxines du *Bti*^{260,31}, ainsi qu'avec la présence de cellules vulnérables à l'insecticide dans l'épithélium de l'intestin²⁶⁰. Mais il y a aussi des espèces sensibles au *Bti* avec un pH plutôt neutre. Les caractéristiques écologiques de chaque espèce affectent leur sensibilité au *Bti*. Par exemple, les larves de chironomes qui se nourrissent de matière organique à l'interface sédiment-eau peuvent être plus affectées par cet insecticide que les espèces prédatrices²³⁰. C'est le cas de trois genres de chironomides (*Eukiefferella*, *Polypedilum* et *Phaenopsectra*), lesquels ont été affectés par le *Bti* au Québec²⁷⁷. Comme il n'y a pas consensus dans la communauté scientifique sur la sensibilité directe au *Bti* des diptères (tant les moustiques que les chironomes), des études pourraient être effectuées avec des espèces abondantes, qui jouent un rôle important dans les réseaux trophiques, ainsi que des espèces rares dans les écosystèmes au Québec, afin de tenir compte de notre réalité géographique, climatique et écosystémique. De plus, il n'y a pas suffisamment de données pour établir l'abondance relative des chironomes, des moustiques ainsi que des simules parmi les insectes émergents au Québec.

Les études faites sur le terrain sont aussi contradictoires, probablement en raison de la complexité des écosystèmes, qui rend difficile la mesure de l'impact du *Bti* à long terme sur les populations. Plusieurs études n'ont pas trouvé d'effets sur l'abondance et la diversité des arthropodes non ciblés. Toutefois, il faut remarquer que parfois, ces effets apparaissent seulement après un, voire deux ou trois ans^{209,279,287}. Ainsi, les suivis doivent être assez longs pour qu'on puisse discerner ces effets. De plus, le *Bti* peut persister et proliférer dans certains types de milieux, contribuant à une augmentation des impacts. Pour ces raisons, un suivi à long terme (trois ans et plus) de plusieurs variables environnementales est à

privilégier. Comme mentionné par plusieurs auteurs, les impacts écologiques de l'application des pesticides pendant des décennies, tels que le *Bti*, ne sont pas prévisibles, car il manque d'études toxicologiques et écologiques rigoureuses à long terme^{230,280}. Toutefois, on peut citer l'étude indépendante réalisée en Camargue dans le sud de la France (voir section 5.1). Dans ce cas, les effets des épandages de *Bti* ont été démontrés sur les communautés d'arthropodes (chironomes, coléoptères, thysanoptères, araignées et odonates)²⁰⁹, la réduction des moustiques et des chironomes causée par le *Bti* ayant des impacts indirects sur les réseaux trophiques et la productivité des écosystèmes.

Il est par ailleurs pertinent de souligner qu'une analyse des effets des concentrations de *Bti* sur des chironomes a été faite (annexe 1). Cabrera (2018)¹⁴⁷ conclut que ce groupe d'insectes pourrait être à risque, car les taux d'application de *Bti* au Québec (de 60 000 à 200 000 ITU/m²) et leurs concentrations potentielles dans l'eau pourraient affecter certaines espèces. De plus, l'étude de Back et collab. (1985)²⁷⁷ indique que certaines larves d'espèces de chironomes présentes au Québec et associées à l'interface sédiment-eau pourraient être affectées, car c'est dans cette zone que les spores de *Bti* s'accumulent.

À l'échelle mondiale, l'utilisation du *Bti* pour le contrôle des insectes piqueurs ne représente que des superficies restreintes ne permettant pas d'expliquer le déclin des populations d'insectes. Par ailleurs, l'impact du *Bti* est moins drastique comparé aux insecticides chimiques systémiques, ce qui est moins dommageable pour les écosystèmes. Toutefois, la vulnérabilité actuelle des populations d'insectes justifie la mise en place de mesures additionnelles de réduction des stress anthropiques qui risqueraient d'accentuer ce phénomène. L'évaluation des impacts au Québec du *Bti* sur les arthropodes, le fonctionnement des écosystèmes et les réseaux trophiques est impérative afin d'adopter les meilleures pratiques visant à réduire au minimum les effets indésirables de cet insecticide.

Comme mentionné dans l'annexe 1, cette revue de littérature sur les effets non désirés du *Bti* devrait constituer un repère pour les actions à entreprendre au Québec. À court terme, il est souhaitable de commencer le suivi des populations d'arthropodes et d'autres organismes aquatiques non ciblés par les épandages. Il est essentiel qu'un tel suivi soit fait par un organisme indépendant. Les données recueillies serviront à orienter l'utilisation du *Bti*. En complément, des caractéristiques particulières des écosystèmes ainsi que des organismes uniques au Québec demandent des recherches spécifiques. Ces études pourraient considérer les aspects suivants :

- a) Identifier des écosystèmes de référence au Québec, préférablement dans le sud de la province, qui n'ont jamais été traités au *Bti* ni à d'autres variétés de *Bt*, afin d'en connaître la biodiversité naturelle actuelle et de les conserver.
- b) Évaluer la sensibilité des espèces clés d'arthropodes (p. ex. la toxicité aiguë et chronique) au *Bti* dans les écosystèmes du Québec (p. ex. des espèces servant de nourriture pour les amphibiens, les poissons, les oiseaux, les chauves-souris et d'autres arthropodes). Particulièrement, des études sur l'effet de cet insecticide sur les espèces de chironomes dans la province sont nécessaires.
- c) Évaluer les impacts directs (mortalité, effets sublétaux) et indirects (effets sur les réseaux trophiques et sur les interactions des populations des arthropodes) du *Bti* sur les arthropodes non ciblés et les impacts sur plusieurs générations (étude de terrain).
- d) Évaluer les impacts indirects causés par la diminution des proies (insectes émergents) sur les organismes insectivores, tels les insectes prédateurs, les poissons, les oiseaux, les chauves-souris, etc., le fonctionnement des réseaux trophiques modifiés et la productivité de l'écosystème (taux de reproduction de ces organismes) sur plusieurs années (étude de terrain).
- e) Étudier, en laboratoire, la toxicité des formulations de *Bti* utilisées au Québec (toxicité et facteurs biotiques, comportement des formulations dans l'eau) sur les organismes aquatiques non ciblés.
- f) Démarrer des programmes de suivi en milieux urbains, périurbains et ruraux afin de suivre l'évolution des populations d'insectes aquatiques, émergents, terrestres et aériens au Québec.

7 Effets sur d'autres organismes aquatiques

Les études concernant les effets du *Bti* sur des organismes aquatiques, autres que les insectes, ne sont pas abondantes et la plupart d'entre elles portent sur les crustacés, lesquels peuvent constituer une portion importante de la biodiversité des milieux humides (p. ex. dans la baie McLaurin à Gatineau)³²⁸.

7.1 Information disponible dans la littérature

Effets directs

Morawcsik (1983)²⁵¹ a fait, il y a 40 ans, la plus importante étude sur l'impact des cultures de *Bti* (toxicité aiguë) sur plus de 60 espèces aquatiques (turbellariés [vers plats], mollusques, annélides, acariens, crustacés, insectes, poissons et amphibiens) à des concentrations élevées (généralement de 1,8 à 180 mg/l et quelques fois à des concentrations plus faibles²⁵¹, avec une puissance biologique de 1 300 à 4 700 ITU/mg; voir annexe 1). Ces travaux ont été faits au début de la KABS. Aucun impact du *Bti* n'a été dénoté sur ces organismes, sauf pour certains chironomes²⁵¹.

Contrairement aux autres prédateurs, de nombreux crustacés sont capables de coloniser des étangs permanents ainsi que des étangs vernaux³²⁹, où l'on trouve aussi des larves de moustiques. Il a été démontré que la présence non seulement de prédateurs, mais aussi de compétiteurs, tels que des crustacés, peut limiter la croissance des populations de larves de moustiques³³⁰. Par exemple, la prédation et la compétition sont deux mécanismes qui influencent l'oviposition, l'abondance et le développement des larves de *Culex pipiens* (Diptera : Culicidae)³³⁰. En effet, la prédation des larves par des crustacés appartenant à l'ordre Cyclopoida et à la classe Ostracoda a été documentée, ainsi que la compétition pour la nourriture par des crustacés filtrants, tels que les cladocères³³⁰. De plus, les moustiques femelles choisissent les sites de reproduction avec soin en évitant les eaux déjà colonisées par des prédateurs et des compétiteurs et en préférant des eaux ayant des concentrations élevées d'éléments nutritifs³³⁰. Ainsi, les sites ayant de faibles concentrations en ressources nutritionnelles dues à la présence de prédateurs et de compétiteurs reçoivent moins d'œufs³³⁰. D'ailleurs, les communautés de crustacés dont la diversité est plus grande occupent davantage de niches écologiques³³⁰. Cela réduit les ressources disponibles pour chaque compétiteur et donc aussi pour les larves de moustiques³³⁰. Pour les moustiques, cette situation peut se traduire en une période plus longue avant la métamorphose et en une taille plus petite au stade adulte³³⁰. Les larves de *Cx. pipiens* peuvent changer de stratégie alimentaire afin d'éviter la compétition, passant d'organisme filtreur de phytoplancton à organisme brouteur du périphyton³³⁰. Cette stratégie n'est pas possible quand les ostracodes occupent déjà cette niche. De plus, certains ostracodes peuvent même se nourrir de larves de moustiques³³⁰. Ainsi, une communauté diversifiée de crustacés est plus efficace pour limiter l'abondance des larves de moustiques qu'une communauté dominée par une seule espèce³³⁰. La biodiversité est généralement plus élevée dans des écosystèmes intègres. Ainsi, le maintien et la restauration de l'intégrité des écosystèmes sont donc des atouts pour le contrôle des insectes piqueurs.

Des études sur l'utilisation du *Bti* combinée avec l'introduction de crustacés compétiteurs ont montré que la colonisation par le moustique *Cx. pipiens*, en termes d'oviposition, d'abondance et de développement des larves, diminue avec l'augmentation de la diversité des taxa de crustacés. La présence de crustacés accroît la sensibilité de *Cx. pipiens* au *Bti* avec un facteur de 10 et retarde sa recolonisation³³¹. À court terme, l'effet du *Bti* limite les populations de *Cx. pipiens*³³¹. Par contre, à long terme, c'est la diversité de la communauté des crustacés qui détermine l'abondance de ce moustique^{330,331}. Cela montre à quel point la diversité des organismes de milieux aquatiques contribue à limiter les populations de moustiques. Dans ce contexte, il est encore plus souhaitable d'éviter que le *Bti* n'affecte les crustacés.

Des études indiquent que le *Bti* n'a pas d'effet létal important sur les cladocères²⁵¹. Milam et collab. (2000)³³² ont montré que la CL₅₀ – 48 h du *Bti* liquide (la formulation n'est pas spécifiée) pour *Daphnia pulex* (Cladocera : Daphniidae) était plus faible que celle pour les larves de moustiques de l'espèce

Anopheles quadrimaculatus (Diptera : Culicidae) (3,9 et 7,6 µg/l, respectivement; le calcul des ITU n'est pas possible, car la formulation n'est pas mentionnée). Or, dans le cas du *Bti* granulaire (la formulation n'est pas spécifiée non plus), la CL₅₀ pour *D. pulex* et *D. magna* était de plusieurs ordres de grandeur plus élevée (626,6 mg/l)³³². Dans l'article, les auteurs³³² ont axé leur discussion sur l'ingrédient actif et ils ne mentionnent pas la possibilité que les autres ingrédients de la formulation puissent avoir un impact.

Olmo et collab. (2016)³³³ ont utilisé deux copépodes (nauplies et adultes de *Tropocyclops prasinus* et de *Acanthocyclops americanus*; Copepoda : Cyclopidae) et trois cladocères (*Ceriodaphnia reticulata*, *Chydorus sphaericus*, *D. cf. pulex*; Cladocera : Daphniidae) présents dans des milieux humides où l'on fait l'épandage de *Bti* (en Espagne). Ces espèces, qui jouent un rôle important en matière de biomasse et un rôle écologique dans ces milieux humides, ne sont pas toutes utilisées pour évaluer les pesticides en vue d'une homologation. Les impacts aigus et chroniques de la formulation VectoBac 12AS ont été évalués à des concentrations de 0, 5, 25, 50, 250 et 500 mg/l pendant 15 jours³³³. Il y avait un nombre significatif de mortalités, même aux plus faibles concentrations testées, sauf pour *Daphnia cf. pulex*³³³. Malgré la variabilité des résultats, les auteurs ont conclu que le contrôle des moustiques pourrait avoir un impact important dans ces écosystèmes à des dosages utilisés lors des épandages³³³.

Trois études effectuées par, entre autres, des employées de l'EID Méditerranée, sur les impacts à court terme en microcosmes et en laboratoire ont démontré que le VectoBac 12AS (0,16 et 0,50 µl/l ou 205 et 640 ITU/l, taux d'application recommandé; voir annexe 1) n'affecte pas la croissance populationnelle de deux espèces de daphnies, *D. pulex* et *D. magna*³³⁴⁻³³⁶. Également, une étude de laboratoire sur un troisième cladocère, *Simocephalus vetulus* (Cladocera : Daphniidae), n'a pas montré de mortalité à la suite de l'exposition à la formulation Bactimos WP (0,4 mg/l ou 2 400 ITU/l), mais des changements histopathologiques semblables à ceux observés chez les diptères ont été observés²⁶⁰. Ces changements étaient maximaux après 16 h. Cependant, 24 h après l'exposition au *Bti*, les cellules atteintes ont commencé à se rétablir et par la suite, elles semblaient de nouveau normales²⁶⁰. Rey et collab. (1998)²⁶⁰ attribuent cette moindre innocuité du *Bti* sur *S. vetulus* au manque de cellules vulnérables à l'insecticide dans l'épithélium de son intestin, ainsi qu'à la rapidité de renouvellement de cet épithélium.

Dans des mésocosmes en Bretagne, le VectoBac 12AS (0,16 et 0,50 µl/l ou 205 ITU/l et 640 ITU/l; voir annexe 1) n'a pas affecté l'abondance de *D. pulex*, mais il y a eu un effet sur la distribution de la taille des individus³³⁴. Après 21 jours, les individus jeunes et plus petits, qui dominaient la population au début, n'étaient plus le groupe dominant de la population³³⁴. Dans des mésocosmes, cette fois-ci en Camargue (voir section 5.1), la formulation de VectoBac 12AS (205 ITU/l et 640 ITU/l; voir annexe 1) n'a pas affecté l'abondance de *D. magna*³³⁵. Les auteurs concluent que la croissance du cladocère n'était pas influencée par le *Bti*, en contraste avec l'étude mentionnée précédemment sur *D. pulex*³³⁴. Les mêmes auteurs³³⁶ ont aussi comparé des résultats obtenus en mésocosmes avec ceux obtenus en laboratoire pour les deux mêmes espèces de daphnies exposées au VectoBac 12AS (640 ITU/l; voir annexe 1)³³⁶. Ils ont conclu que le *Bti* n'affecte pas *D. magna* ni *D. pulex*³³⁶.

Duchet et collab. (2010)³³⁶ suggèrent toutefois qu'il y a une possibilité que le *Bti* puisse avoir des effets hormétiques sur les daphnies, c'est-à-dire qui peuvent les affecter à de faibles concentrations. Machado et collab. (2017)¹²⁶ ont démontré que *D. magna* est très sensible aux doses intermédiaires de DiPel ES, une formulation de *Btk* et non de *Bti*. La courbe dose-réponse est non monotone, mais plutôt en forme d'« U inversé » pour l'immobilité et la mortalité pour les jeunes stades (néonates). Chez les adultes, la mobilité était affectée de la même manière, mais il n'y avait pas de mortalité significative¹²⁶. La valeur CE₅₀ obtenue était d'environ 10⁵ fois plus basse¹²⁶ que celle rapportée par le fabricant pour des invertébrés (*Daphnia*; fiche des données de sécurité^{ff}). Les résultats obtenus pour les différents biomarqueurs montraient une courbe dose-réponse multiphasique suggérant que la toxicité peut affecter

^{ff} <https://www.valent.com/Data/Labels/DiPel%20ES-SDS-VBC-0037R4.pdf>; consulté le 12 août 2019 et <https://www.valent.com/Products/c45c7cf0-0bbb-4470-ba12-a9c98dfbe881/dipel-es-biological-insecticide#label>; consulté le 22 février 2023.

différents processus physiologiques¹²⁶. Machado et collab. (2017)¹²⁶ suggèrent que des résultats similaires pourraient être obtenus pour les autres formes de *Bt*.

Heterocypris bosniaca (Ostracoda : Cyprididae) est un ostracode que l'on trouve couramment dans les petits plans d'eau douce temporaires autour de la Méditerranée³³⁷. Des femelles adultes ont été exposées individuellement à différents contaminants, dont le *Bti*. La formulation VectoBac 12AS a été utilisée à une gamme très large de concentrations, allant jusqu'à 10 000 mg/l (12 000 000 ITU/l; voir annexe 1). La survie et la mobilité de *H. bosniaca*, même à la plus faible concentration testée, 5 mg/l (6 000 ITU/l; voir annexe 1), ont été affectées, avec des effets semblables à ceux observés à des concentrations plus élevées. Des concentrations de 300 mg/l (360 000 ITU/l; voir annexe 1) et plus entraînent 100 % de mortalité après 2 à 5 jours³³⁸. Les auteurs³³⁸ affirment que des ingrédients autres que le *Bti* de la formulation VectoBac 12AS (voir section 3) pourraient être responsables de la mortalité observée. Morawcsik (1983)²⁵¹ n'a pas observé d'impact de la culture de *Bti*, utilisée lors de ses expériences sur les ostracodes. Les ostracodes peuvent compter parmi les organismes dominants de certains écosystèmes aquatiques au Québec, par exemple à la baie McLaurin à Gatineau³²⁸, où l'on a fait l'épandage de VectoBac³²⁸.

Le *Bti* peut affecter certains nématodes. Par exemple, Meadows et collab. (1990)³³⁹ mentionnent que la croissance des populations du nématode du vinaigre (*Turbatrix aceti*; Nematoda : Panagrolaimidae) est plus touchée par le *Bti* que par le *Btk* ou le *Btm* et que l'exposition répétitive au *Bti* à des intervalles de trois jours peut inhiber leur croissance³³⁹.

Enfin, certaines études donnent quelques informations sur d'autres organismes qui ne constituaient pas le sujet principal de ces études. Par exemple, quatre expériences faites dans la rivière Susquehanna en Pennsylvanie, à la suite de l'épandage de *Bti* pour le contrôle des mouches noires (VectoBac AS/12AS, concentration de 13 à 24 mg/l), ont montré que la densité de la dérive des macroinvertébrés dans la rivière a été négligeable pour les bivalves, les acariens, les gastropodes, les planaires, les nématodes, les oligochètes et les amphipodes²⁹⁸. Cela suggère que ces organismes ne semblaient pas affectés par une forte dose comme celle utilisée pour le contrôle des simules sur une période de seulement 10 min.

La physse *Physa marmorata* (Gasteropoda : Physidae), un petit escargot d'eau douce, semble sensible au *Bti* (VectoBac WDG) après 12 jours à une concentration de 0,08 µg/ml; cela correspond, selon les auteurs, à la CL₅₀ pour des larves (quatrième stade) de *Cx. pipiens*, avec une mortalité de 27 % (Mansouri et collab. 2013³⁴⁰). Les auteurs ont aussi observé une augmentation significative de l'enzyme glutathion S-transférase (GST) après une exposition de 48 h (concentration de 0,08 µg/ml), mais pas après 24 et 72 h³⁴⁰. L'acarien aquatique *Eylais hamata* (Acari : Hydrachnidia) n'était pas affecté par le *Bti*³⁴⁰.

Belousova et collab. (2021)³⁵ mentionnent quelques études concernant des effets directs et indirects de *Bt* sur des organismes terrestres autres que les insectes. Quelques souches de *Bt* peuvent produire des toxines, qui ont des effets négatifs sur des nématodes, notamment lors des essais sur l'intoxication, le développement, la fertilité et la morphologie de l'intestin³⁵. Le *Bt* ne semble pas influencer les vers de terre (*Lumbricus terrestris*; Annelida : Lumbricidae) lorsque le dosage utilisé correspond à celui prescrit sur l'étiquette de la formulation^{35,341}. Par contre, l'utilisation des doses extrêmement élevées entraîne une septicémie mortelle chez 100 % des vers de terre^{35,342}. L'application de la formulation Dipel ES (*Btk*) dans une forêt de feuillus n'a pas eu d'effet sur les vers de terre, les enchytréides, les oribatides, les gamasides et les collembolles, mais a diminué le rang de dominance d'une espèce de mite³⁵.

Fourcy et collab. (2002)³⁴³ ont observé que l'exposition in situ de *Nereis diversicolor* (Annelidae : Nereididae) au VectoBac 12AS entraîne, 24 h et 72 h après l'épandage à un taux de 1,0 l/ha (1,28*10⁹ ITU/ha; répété 14 fois), des variations aléatoires des activités des enzymes acétylcholinestérase et α- et β-carboxylestérase.

Effets indirects

La littérature n'aborde que rarement les effets indirects sur des insectes aquatiques carnivores, par la réduction de l'abondance de larves de moustiques ou chironomes à la suite de l'épandage de *Bti*. Comme mentionné dans la section 6.1, Wipfli et Merritt (1994)³⁰¹ concluent que la réduction de la densité de mouches noires dans les ruisseaux causée par le *Bti* affecte les prédateurs indirectement et de manière sélective, selon l'espèce³⁰¹. Les prédateurs spécialistes ont été plus affectés que les prédateurs généralistes, car ces derniers ont pu consommer des proies alternatives³⁰¹. Ainsi, les interactions entre proies et prédateurs, de même que la structure des communautés, peuvent être perturbées par le *Bti*, alors que les écosystèmes déjà perturbés sont moins résilients aux nouvelles perturbations introduites par l'application de *Bti*³⁰¹.

Par ailleurs, des expériences de laboratoire, qui consistaient à nourrir des larves de la chrysope verte (*Chrysoperla carnea*; Neuroptera : Chrysopidae), organismes terrestres utilisés en contrôle biologique contre des ravageurs agricoles, avec des larves de la spodoptère littorale (*Spodoptera littoralis*; Lepidoptera : Noctuidae), contaminées par de la nourriture contenant des toxines de *Bt* transgénique (Cry1Ab activée et les protoxines de Cry1Ab et Cry2A), entraînent une mortalité significative (de 26 à 78 %) qui augmente avec le niveau de contamination (Hilbeck et collab., 1999²⁶⁴). Cette étude montre que les toxines de *Bt* peuvent affecter des organismes à travers les réseaux trophiques et que des études de longue durée sur plusieurs niveaux trophiques sont nécessaires²⁶⁴.

7.2 Conclusion

Les résultats présentés montrent qu'il n'y a pas de consensus scientifique sur les impacts directs des formulations de *Bti* sur les organismes aquatiques non ciblés, autres que les arthropodes et insectes. Il n'y a pas non plus de consensus sur les effets indirects, comme une diminution des prédateurs, de l'élimination des moustiques, des mouches noires et, éventuellement, d'autres organismes tels les chironomes. De plus, les toxines de *Bt* semblent pouvoir affecter des organismes à travers les réseaux trophiques.

Des études faites sur d'autres organismes aquatiques, majoritairement des crustacés, indiquent que :

- a. Le *Bti* pose probablement un risque pour les cladocères, tels que les daphnies, car le *Btk* peut causer la mortalité et ne présente pas une courbe dose-réponse linéaire ou monotone, mais plutôt en forme d'« U inversé ». Toutefois, l'impact du *Bti* pourrait être validé par des études sur des espèces locales. De plus, les effets sublétaux et physiologiques devraient être évalués lors des suivis générationnels.
- b. Les ostracodes sont susceptibles d'être affectés par la formulation VectoBac 12AS, indépendamment de la concentration finale de ce composé dans l'eau.

En ce moment, il est difficile de confirmer le risque des formulations à base de *Bti* pour les organismes aquatiques associés aux milieux humides (autres que les insectes et les crustacés mentionnés), car il y a peu d'information dans la littérature. Dans cette optique, il serait pertinent que des études de base soient réalisées à court terme, sur des organismes d'importance écologique tels que des mollusques (dont les moules, qui filtrent leur nourriture dans l'eau et qui sont sévèrement en déclin au niveau mondial³⁴⁴, et dans lesquelles on a observé des toxines et des gènes de *Bt* d'origine agricole [p. ex. maïs-*Bt*³⁴⁵]), des annélides, etc. Ces études devraient porter sur l'effet léthal ainsi que sur les effets sublétaux des formulations de *Bti* utilisées au Québec. De plus, des effets synergiques avec d'autres contaminants doivent être considérés dans les travaux. À long terme, des suivis de populations de l'ensemble des organismes aquatiques dans les zones d'épandage sont souhaitables. De la même manière, les interactions entre les crustacés et les moustiques face au *Bti* pourraient être explorées.

8 Effets sur les amphibiens

Sur les 21 espèces d'amphibiens présentes au Québec³⁴⁶, 2 sont désignées vulnérables, 1 est menacée et 4 sont susceptibles d'être désignées comme menacées ou vulnérables³. Les populations d'amphibiens sont en déclin au niveau mondial³⁴⁷. Les principales menaces qui affectent ces organismes sont la perte d'habitats, les maladies^{348–351}, les invasions biologiques^{352–354}, les pesticides et les fertilisants³⁵⁵. Les milieux aquatiques constituent des habitats pour les amphibiens. Ils sont donc présents aux endroits où l'épandage de *Bti* peut être effectué, en raison de la présence de larves d'insectes piqueurs.

Les amphibiens, particulièrement les têtards et les salamandres aquatiques, étaient considérés comme très sensibles aux pesticides, car ils vivent dans l'eau et respirent par leur peau perméable. Or, dans sa revue de littérature, Gendron (2013)³⁵⁶ présente des études qui démontrent que les amphibiens ne sont pas nécessairement plus sensibles aux pesticides que d'autres organismes aquatiques. L'exposition aux pesticides peut avoir un impact direct sur la survie et la croissance des amphibiens, en affectant le taux de succès de métamorphose des stades larvaires³⁵⁵. De plus, ces produits peuvent avoir des impacts sublétaux, tels qu'une augmentation de risque d'infection par des parasites³⁵⁷, et des impacts physiologiques ou comportementaux. Également, les pathogènes, tels que le ranavirus, présent au Québec³⁵⁸, peuvent rendre les amphibiens plus sensibles aux pesticides³⁵⁹. Ces impacts peuvent entraîner une augmentation du risque de prédation³⁵⁵.

8.1 Information disponible dans la littérature

Effets directs et indirects

La littérature indique qu'en général, l'exposition au *Bti* (« pur » ou formulations de l'époque) n'entraîne pas de mortalité chez les larves d'amphibiens (p. ex. Schnetter et collab., 1981³⁶⁰, Morawcsik, 1983²⁵¹, Prüfer, 1983³⁶¹, Scholten, 1991³⁶², qui sont cités par Becker et Margalit, 1993⁶⁹, ainsi que Becker et collab., 2010¹⁰ [publications associées à la KABS]; Boisvert et Boisvert, 2000⁴⁵ qui citent surtout⁶⁹, Glare et O'Callaghan, 1998³⁶³ qui citent aussi⁶⁹). Dans leur revue de littérature, qui ne cite pas les publications précédentes, Empey et collab. (2021)³⁶⁴ mentionnent qu'il y a peu de publications qui traitent de l'effet direct de *Bti* et de *Btk* sur des amphibiens et que les conclusions varient de peu ou pas d'effet jusqu'à une toxicité aiguë à des concentrations élevées. Or, en plus d'un rapport récent qui concerne l'impact du *Bti* sur des larves d'un triton en mésocosmes (voir en bas), nous présentons cinq publications portant sur des formulations commerciales de *Bti* et une publication, sur des formulations en vente libre, qui rapportent des effets létaux et sublétaux sur des têtards d'anoures.

Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³ ont montré que la toxicité d'Introban (une suspension aqueuse de *Bti* produite par Valent BioSciences aux États-Unis et mise sur le marché en Argentine¹⁷³) augmente avec le dosage (de 0 à 40 mg/l ou 0 à 48 000 ITU/l) pour des stades larvaires de la grenouille sud-américaine commune *Leptodactylus latrans* (Anura : Leptodactylidae) avec une mortalité de 100 % après 48 h à 40 mg/l et une CL₅₀ de 22,45 mg/l¹⁷³ (26 940 ITU/l; voir annexe 1). De plus, l'exposition des têtards aux doses sublétales provoque une augmentation de l'activité des enzymes de détoxification, la glutathion S-transférase (GST), et d'antioxydation, la catalase (CAT), produit des effets génotoxiques, tels que la formation de micronucléi, et endommage l'épithélium de l'intestin, même à la plus faible concentration (2,5 mg/l¹⁷³ = 3 000 ITU/l; voir annexe 1). Ces résultats montrent que les toxines de *Bti* ou la formulation vendue en Argentine peuvent, en plus d'avoir un effet léthal, avoir un impact subléthal sur des espèces non ciblées, telles que les amphibiens, et compromettre l'intégrité physique ou fonctionnelle de leur génome¹⁷³. Lajmanovich (com. pers., 11 juillet 2016) mentionne qu'il n'était pas possible de différencier les effets du *Bti* de ceux des adjuvants dans la formulation d'Introban pendant leur étude.

Junges et collab. (2017)³⁶⁵ ont montré des variations importantes aux niveaux interspécifique et intraspécifique pour la CL₅₀ (toxicité aiguë telle que décrite par l'EPA [2002] et par l'*American Society for Testing and Materials* [2007] dans³⁶⁵) chez les têtards de trois espèces de grenouilles. Celles-ci se

trouvent dans des étangs temporaires de zones inondables en Argentine où il n'y a pas encore eu de traitements de contrôle des moustiques. Ces variations interspécifiques sont aussi retrouvées pour la CMEC (concentration minimale causant un effet observable ou LOEC, *lowest-observed-effect concentration*) et pour la CSEO (concentration sans effet observable ou NOEC, *no-observed-effect concentration*) 24 et 48 h après l'exposition au *Bti* (concentration de 1,5 à 40 mg/l ou 1 800 à 48 000 ITU/l; Introban, même formulation que dans l'étude précédente¹⁷³). Des tests de toxicité aiguë montrent que l'Introban est moins toxique que les insecticides chimiques testés (perméthrine et téméphos), mais présente un effet sur les têtards. Les CL₅₀ obtenues pour les trois espèces de grenouilles varient de 10,7 à 20,5 mg/l (de 12 876 à 24 612 ITU/l; voir annexe 1). Des essais d'activité effectués aux concentrations sublétales (CSEO-24 h) montrent que la formulation de *Bti* (concentration de 3 à 13,99 mg/l ou 3 600 à 16 656 ITU/l) diminue l'activité ainsi que la distance parcourue, et augmente le temps d'immobilité pour *Rhinella arenarum* (Anura : Bufonidae). Pour une autre espèce du même genre, *R. fernandezae* (Anura : Bufonidae), l'activité et la distance parcourue ont diminué aussi, mais le temps d'immobilité n'était pas influencé. Les têtards de *Physalaemus albonotatus* (Anura : Leptodactylidae) ont réagi différemment : l'activité et la distance parcourue ont augmenté, mais le temps d'immobilité n'était pas influencé après l'exposition à l'Introban³⁶⁵. Les expériences n'ont pas duré assez longtemps pour qu'il soit possible d'observer si les têtards exposés à l'Introban ont finalement pu se métamorphoser. Ces résultats montrent que des concentrations CSEO-24 h (concentration de 3 à 13,99 mg/l) de la formulation de *Bti* ne sont pas directement létales pour les têtards, mais qu'elles peuvent entraîner des effets comportementaux³⁶⁵. Ces effets peuvent potentiellement affecter la survie des organismes³⁶⁵. Les auteurs de l'étude n'ont pas utilisé les mêmes tests physiologiques et les mêmes examens histologiques que Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³, de sorte que la comparaison des résultats n'est pas possible. Toutefois, les résultats de ces deux études confirment que la formulation Introban contient un ou des produits qui affectent les têtards³⁶⁵.

Allgeier et collab. (2018)²³² n'ont pas observé de mortalité lors des essais avec différentes formulations de VectoBac⁹⁹ sur des têtards de la grenouille rousse (*Rana temporaria*; Anura : Ranidae). Les concentrations testées (VectoBac WG : concentrations de 67,61, 135,21 et 676,06 mg/l ou 3 247, 6 494 et 32 470 ITU/l [sable], et sous la forme d'*ice pellets* 40,56, 81,13 et 405,65 mg/l ou 3 900, 7 800 et 39 000 ITU/l ; et VectoBac 12AS : concentrations de 5,41, 10,82 et 54,12 µl/l ou 6 494, 12 988 et 64 940 ITU/l ([liquide]) étaient comparables à celles utilisées pour des épandages en Allemagne, ainsi que 2 et 10 fois ces concentrations (voir section 5.2). Les têtards se sont tous métamorphosés en juvéniles viables lors d'expériences de multiples expositions. De plus, il n'y avait pas de différences significatives entre les formulations de *Bti* ni pour le temps de développement jusqu'à la métamorphose ni pour la taille ou le poids des têtards. Cependant, des effets sur les processus physiologiques semblables à ceux rapportés par Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³ ont été observés. Les concentrations des enzymes glutathion S-transférase (GST), glutathion-réductase (GR) et acétylcholineestérase (AChE, biomarqueur pour des impacts neurotoxiques) ont augmenté de manière significative après l'application de *Bti*²³². Cette augmentation de l'activité enzymatique reflète des réponses de détoxification (GST) et antioxydantes (GR) de même que des changements de l'activité neuronale (AChE). La concentration de GST augmentait après chaque application consécutive de *Bti* à l'intérieur d'une période n'excédant pas six jours²³². Une seule exposition au stade GS 25 entraîne une augmentation de GST de 48 % (application sous les formes liquide et sable) et de GR de 88 % pour les trois formes, et AChE montrait une baisse significative pour la formulation sous forme d'*ice pellets*.

Par ailleurs, les concentrations de *Bti* n'étaient pas constantes lors des expériences de multiples expositions, car trois fois par semaine, la moitié de l'eau dans chaque aquarium était remplacée par de l'eau sans *Bti*, afin d'éliminer les déchets. Ainsi, la concentration était de 100 % pendant à peu près 3 jours après l'application (aux journées 3, 9 et 41), suivie d'une dilution de 50 % tous les 2 ou 3 jours (c.-à-d. une réduction exponentielle de l'exposition), et ce, jusqu'à la métamorphose 50 à 60 jours plus tard

⁹⁹ Les différentes formulations de VectoBac utilisées au Québec pour le contrôle d'insectes piqueurs sont VectoBac 200G et VectoBac 1200L⁵⁶⁷, qui semblent les équivalents de VectoBac G¹⁷¹ et de VectoBac 12AS170 respectivement.

(com. pers. Carsten Brühl, 12 avril 2019). Par contre, cela n'influence pas les expériences d'une seule exposition, car les têtards étaient euthanasiés après 48 h.

Schweizer et collab. (2019)²²⁴ ont suivi la survie des têtards de la grenouille rousse (*Rana temporaria*) lors des essais avec la formulation VectoBac WG aux concentrations semblables à celles utilisées pour des épandages en Allemagne²²⁴ ainsi que 10 et 100 fois ces concentrations (1, 10 et 100 mg/l ou 3 000, 30 000 et 300 000 ITU/l) pendant 11 jours²²⁴. M. Becker est remercié pour ses conseils scientifiques à la fin de cette publication²²⁴. Les auteurs ont observé une faible mortalité : 10 % et 12 % dans 1 et 100 mg/l ainsi que 2 % dans le contrôle positif, et ils suggèrent que cela est acceptable²²⁴. Il n'y avait pas de changements d'eau ou d'élimination des déchets, même si les animaux étaient nourris tous les jours; ainsi la concentration de *Bti* était maintenue pendant les expériences. Ces expériences ont été conduites pendant 11 jours seulement au lieu de se poursuivre jusqu'à la métamorphose, comme dans les études de Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³, Allgeier et collab. (2018)²³² et Gutierrez-Villagomez et collab. (2021)³⁶⁶; voir plus bas). Il n'y avait pas de modifications histopathologiques des intestins des têtards²²⁴. Or, ces examens n'ont pas été effectués sur des individus morts pendant les expériences, mais plutôt sur des individus survivants. De plus, les auteurs n'ont pas observé de modifications au niveau des protéines de stress de la famille Hsp70, qui sont des indicateurs de stress en général, ni au niveau des activités de B-estérase (AChE et carboxylestérases)²²⁴. Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³ et Allgeier et collab. (2018)²³² n'ont toutefois pas testé Hsp70. Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³ ont observé des variations de l'activité de GST et de CAT. Allgeier et collab. (2018)²³² ont observé des modifications des activités de GST, de GR et de AChE. Il est difficile de comparer les résultats obtenus par les trois équipes, car ils n'ont pas tous analysé les mêmes biomarqueurs enzymatiques. Schweizer et collab. (2019)²²⁴ suggèrent que les différences observées pourraient être dues aux températures trop élevées lors des expériences effectuées par Allgeier et collab. (2018)²³² (15 °C et 18 à 24 °C, respectivement). Or, ces températures correspondent à celles observées dans la nature lors de la reproduction de la grenouille rousse (com. pers. Carsten Brühl, 12 juin 2019). Schweizer et collab. (2019)²²⁴ ont utilisé seulement VectoBac WG en l'appliquant directement, alors qu'Allgeier et collab. (2018)²³² ont testé la forme liquide (VectoBac AS) et qu'ils ont transformé et appliqué la formulation VectoBac WG sous la forme utilisée par la KABS, c'est-à-dire *ice pellets* et sable. Toutefois, ces transformations ne devraient pas modifier la toxicité.

Schweizer et collab. (2019)²²⁴ suggèrent que les différences observées avec les résultats obtenus par Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³ devraient être dues aux adjuvants présents dans la formulation Introban²²⁴. Ils appuient cette hypothèse sur le fait que plus la concentration de *Bti* est élevée comparée aux adjuvants, moins l'impact est important sur des espèces non ciblées (pour des formulations sèches : VectoBac WG : 37,4 % et VectoBac G : 2,8 %; et des formulations liquides : VectoBac AS : 11,6 % et Introban : 1,2 %^{hh, 224}). Même s'il y a très peu de données concernant l'effet de VectoBac WG sur des amphibiens et l'écosystème en général, ils²²⁴ suggèrent qu'il y a une tendance et que les adjuvants causeraient les impacts observés sur les amphibiens et potentiellement sur d'autres organismes non ciblés tels que les chironomes²²⁴.

Par ailleurs, ni Allgeier et collab. (2018)²³² ni Schweizer et collab. (2019)²²⁴ ne mentionnent les résultats obtenus par Junges et collab. (2017)³⁶⁵, qui ont observé des changements comportementaux chez les têtards de trois espèces (temps d'immobilité et distance parcourue).

Gutierrez-Villagomez et collab. (2021)³⁶⁶ ont évalué la toxicité aiguë (48 h) et chronique (jusqu'à la métamorphose) des formulations de *Bti* sur les têtards du crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus*; Anura : Bufonidae) et la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*; Anura : Ranidae) en les exposant aux concentrations minimale, 2 fois minimale et maximale recommandées pour l'épandage, ainsi que 2 et 10 fois cette concentration maximale recommandée de VectoBac 200G (2,5 mg/l, 5 mg/l, 10 mg/l, 20 mg/l et 100 mg/l, ce qui correspond à 500 à 20 000 ITU/l) et de VectoBac 1200L (0,25 µl/l, 0,5 µl/l, 1 µl/l,

^{hh} Les puissances des trois formulations liquides de *Bti* produites par Valent BioSciences (VectoBac AS, VectoBac 1200L et Introban) sont 1 200 ITU/mg (tableau I). Ces trois produits sont probablement obtenus à partir de la même poudre primaire ou technique qui a une puissance 5 000 ITU/mg, ainsi il est étonnant qu'Introban contienne plus d'adjuvants que les deux autres produits.

2,5 µl/l et 10 µl/l, ce qui correspond à 300 à 12 000 ITU/l). Les résultats montrent que les deux espèces d'amphibiens ont répondu physiologiquement à la présence du biopesticide à des concentrations plus faibles que les concentrations recommandées. À certaines concentrations, des effets statistiquement significatifs ont été observés, dont la mortalité et des changements dans les caractéristiques morphologiques telles que la taille, le poids, l'index hépatosomatique et l'index gonadosomatique³⁶⁶. Par contre, aucune tendance en fonction de la concentration des traitements de *Bti* n'a été mise en évidence³⁶⁶, et individuellement ces effets ne semblent pas affecter le développement et la survie des stades larvaires de ces deux espèces.

Le temps de métamorphose (médiane) augmente significativement pour les deux espèces jusqu'à 4,5 jours lorsqu'elles sont exposées au VectoBac 1200L³⁶⁶. Cependant, le temps de métamorphose (médiane) augmente significativement pour la grenouille des bois, jusqu'à 3,5 jours, mais diminue de 1 jour pour le crapaud d'Amérique lorsque ces espèces sont exposées au VectoBac 200G³⁶⁶. Chez le crapaud d'Amérique, on observe aussi une diminution du poids significative chez des têtards exposés à certaines concentrations des deux formulations³⁶⁶. L'accélération de la métamorphose amène des individus plus petits qui ont un taux de survie et une fécondité moindres³⁶⁷. Cependant, l'augmentation de temps de métamorphose peut faire en sorte que les têtards n'arrivent pas à atteindre le stade adulte avant que l'étang vernal ne sèche. Ces deux mécanismes pourraient affecter directement le maintien de la population locale.

Il n'y avait pas de modification histopathologique majeure des intestins des têtards, telle que le décollement des différentes couches de tissus³⁶⁶, comme aussi observé par Schweizer et collab. (2019)²²⁴. Ces deux études ont fait des analyses histopathologiques sur les individus qui ont survécu aux expériences, mais pas sur les individus n'ayant pas survécu au traitement. Pour sa part, Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³ ont observé le décollement des couches de tissus dans l'intestin ainsi que la dilatation des vaisseaux sanguins de l'intestin.

Gutierrez-Villagomez et collab. (2021)³⁶⁶ ont mesuré l'expression de gènes (dans les foies et les queues des grenouilles des bois et les queues des crapauds d'Amérique) sur une plus grande variété de gènes que les études précédentes, notamment les gènes impliqués dans la détoxification des produits xénobiotiques et le stress oxydant (c.-à-d. cytochrome P450 1A [CYP1A], superoxyde dismutase [SOD], glutathion-peroxydase [GPx] et glutathion-disulfide réductase [GSR]), ainsi que la réponse des hormones thyroïdiennes qui sont impliquées dans la métamorphose (récepteur des hormones thyroïdiennes de type α [TR α] et récepteur des hormones thyroïdiennes de type β [(TR β)]³⁶⁶. L'expression des gènes est complexe et ne montre pas de tendance claire en fonction de la concentration des traitements de *Bti*, comme mentionné précédemment³⁶⁶.

Chez les têtards du crapaud d'Amérique exposés aux concentrations recommandées des deux formulations, on observe un changement du microbiote intestinal avec une augmentation relative de l'abondance des Verrucomicrobia, Firmicutes, Bacteroidetes et Actinobacteria³⁶⁶. Or, chez la grenouille des bois, aucune modification significative du microbiote intestinal n'a été observée à l'exposition des deux formulations³⁶⁶. En effet, plusieurs études mentionnent que le *Bt*, y compris le *Bti*, peut produire des produits antibactériens et modifier considérablement la communauté bactérienne^{35,43,368–374} (voir aussi section 12). Pour la formulation liquide de *Bti* (VectoBac 1200L), plus d'effets ont été observés, et ce, à concentration moindre que la formulation solide (VectoBac 200G), ce qui suggère une toxicité accrue des agents ajoutés à la formulation liquide³⁶⁶. Les effets sur les processus physiologiques observés, ainsi que le changement du microbiote intestinal, affectent potentiellement ces deux espèces au stade adulte³⁶⁶. Par ailleurs, Knutie et collab. (2017)³⁷⁵ ont observé que la perturbation du microbiote de l'intestin des amphibiens diminue la résistance aux parasites plus tard dans leur vie. De plus, le microbiote de la peau de la grenouille des bois varie avec les saisons³⁷⁶. Il est probable que ce microbiote soit aussi modifié par exposition au *Bti*, ce qui pourrait affecter la résistance des anoues, dont la grenouille des bois³⁷⁶, au champignon pathogène *Batrachochytrium dendrobatidis* (Chytridiomycota : Batrachochytriaceae)^{376,377}. Ce pathogène est présent au Québec³⁷⁸. Il semble qu'il n'y ait pas encore eu d'étude sur les modifications du microbiote de la peau au stade larvaire suivi par la métamorphose et sur les implications potentielles pour les adultes. Des études supplémentaires sont souhaitables afin de s'assurer que les formulations utilisées pour l'épandage du biopesticide *Bti* n'ont aucun effet négatif sur la santé des populations

d'amphibiens du Québec à long terme. À cet effet, les études ne devraient pas s'arrêter quand les têtards atteignent le stade GS 42, c'est-à-dire au début de la métamorphose, mais inclure au moins la fin de la métamorphose et le stade adulte^{366,379}.

L'application de Mosquito Dunks, produit contenant du *Bti* (en vente libre), en mésocosmes au Missouri (un anneau par mésocosme avec 800 l d'eau : 1,59 mg *Bti*/l ou 111 156 ITU/l; voir annexe 1), a entraîné une augmentation significative de près de 80 % de la mortalité de la rainette versicolore (*Hyla versicolor*; Anura : Hylidae) au stade larvaire en présence des prédateurs (larves de libellules; Pauley et collab., 2015³⁸⁰). Par contre, un autre produit testé, également à base de *Bti*, le Mosquito Bits, aussi en vente libre (une cuillère à thé par mésocosme : 1,59 mg *Bti*/l ou 111 156 ITU/l), a réduit la survie des têtards, mais les différences entre les groupes témoin et exposé n'étaient pas statistiquement significatives³⁸⁰. Cette étude n'a pas permis d'identifier les mécanismes responsables des mortalités observées³⁸⁰. Il faut noter que *H. versicolor* est une espèce présente au Québec.

La publication de Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³ a été critiquée par l'industrie, qui faisait valoir que la formulation Introban est seulement utilisée dans quelques pays en Amérique du Sud, et que les concentrations de *Bti* utilisées lors des expériences seraient plus élevées que celles utilisées lors des épandages de VectoBac^{361,381,382}. Cependant, ni Allgeier et collab. (2018)²³² ni Schweizer et collab. (2019)²²⁴ ne critiquent les concentrations utilisées par Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³. Or, quatre des publications précédemment citées^{173,365,232,366} montrent que les différentes formulations de *Bti* testées affectent les processus physiologiques des larves de grenouilles, même à la plus faible concentration testée. Aucune étude n'a jusqu'à maintenant évalué l'effet de l'exposition au *Bti* durant le stade larvaire des amphibiens sur leur survie après la métamorphose, leur capacité à se reproduire une fois adulte et la viabilité de leur progéniture. De plus, il n'y a pas de preuves que l'augmentation des concentrations des enzymes GST, CAT, GR et AChE causent des séquelles épigénétiques, qui affectent les générations futures. Des effets toxiques transgénérationnels ont déjà été observés pour plusieurs pesticides sur d'autres organismes. Par exemple, l'herbicide atrazine, le fongicide vinclozolin, les insecticides DDT, perméthrine et méthoxychlore ont tous des effets toxiques qui peuvent se manifester sur plusieurs générations³⁸³.

Des têtards de trois espèces d'anoures répandues au Québec, la grenouille léopard (*Rana pipiens*; Anura : Ranidae), le crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*; Anura : Bufonidae) et la rainette crucifère (*Hyla crucifer*; Anura : Hylidae), ont été nourris avec des larves de troisième et quatrième stade des moustiques *Aedes astropalpus*, *Ae. triseriatus* et *Cx. restuens*, tuées par du *Bti* (1,5 g/l de VectoBac G, mais sans détails sur la concentration de *Bti* dans ces larves)³⁸⁴. Le développement et la métamorphose des têtards des trois espèces n'ont pas été affectés par le *Bti* contenu dans les larves de moustiques morts³⁸⁴.

Des suivis d'abondance et des malformations de grenouilles au Minnesota en 1999, à la suite de cinq ou six épandages de *Bti* par année (5 à 8 lb/acre; il n'a pas été possible de calculer les équivalents de ces dosages de *Bti* en ITU, car la formulation utilisée n'est pas spécifiée; voir annexe 1), n'ont pas démontré une corrélation significative entre l'épandage de *Bti* et l'occurrence de malformations, ni la présence ou l'absence de grenouilles (Johnson et collab., 2001³⁸⁵). Par contre, les auteurs indiquent qu'il faut être prudent avec l'interprétation de ces résultats, car le nombre d'observations était peu élevé³⁸⁵. Selon Tiwari et collab. (2011)³⁸⁶, l'utilisation de VectoBac WDG (dosage 0,05, 0,1, 0,2, 0,5, et 1g/m²) pour le contrôle d'*Anopheles ulicifacies* (vecteur de malaria) dans des carrières de pierre rurales en Inde n'affecte pas les grenouilles ni leurs têtards. Or, lors de cette étude³⁸⁶, il n'y avait pas de protocole pour suivre les impacts sur des espèces non ciblées.

L'analyse des réseaux trophiques en mésocosmes avec des isotopes stables ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$), avec des larves du triton palmé (*Lissotriton helveticus*; Urodela : Salamandridae), montre qu'ils se nourrissent en grande partie de chironomidés (>56 %) et de zooplancton (>25 %; Brühl et collab., 2019¹⁶¹ et Allgeier et collab., 2019³⁸⁷). Les tritons au stade adulte en mésocosmes, avec l'application de *Bti* (différentes formes de VectoBac WG à des concentrations telles qu'utilisées en Allemagne), étaient de plus petite taille et de plus petit poids (non significatif) que ceux dans des conditions « contrôle », car l'abondance des larves de chironomidés y était réduite de 53 à 65 %^{161,387}. La taille des têtards/grenouilles à la métamorphose est

déterminée par la quantité de nourriture disponible surtout lors des derniers stades de développement larvaires³⁸⁸. Cette observation est probablement aussi valide pour les autres amphibiens^{161,387}. Les tritons aux derniers stades se nourrissent surtout des insectes benthiques³⁸⁹. Ainsi, une réduction de proies disponibles (p. ex. des larves de moustiques, chironomidés ou simuliés) peut amener une taille plus petite si aucune autre source de nourriture ne peut combler ce déficit. Cela augmente aussi le risque de prédation par des poissons, des libellules, etc., et réduit ainsi le potentiel de survie des amphibiens juvéniles^{390,391}. En mésocosmes avec l'application de *Bti* et en présence des larves de libellule (*Aeshna cyanea*), c'est-à-dire un compétiteur pour la nourriture, 27 % des larves du triton ne se sont pas rendues à la métamorphose comparativement à celles en mésocosmes sans *Bti*^{387,161}. Cela ressemble aux observations réalisées dans le cadre de l'étude précédemment mentionnée portant sur des têtards de la rainette versicolore (*H. versicolor*)³⁸⁰. Les amphibiens peuvent développer un comportement anti-prédateur en diminuant leur activité; cela réduit le risque de détection ainsi que la durée et l'intensité des périodes d'alimentation^{392,393}. Des effets sublétaux causés par des pesticides peuvent empêcher le développement de ce comportement anti-prédateur et ainsi augmenter le potentiel de prédation (Reeves et collab., 2011³⁹⁴). Junges et collab. (2017)³⁶⁵ ont démontré que l'exposition des têtards à la formulation de *Bti* Introban change leur comportement et leur activité. La réduction par la prédation du nombre d'amphibiens qui quittent le milieu aquatique après la métamorphose n'a pas seulement d'effet sur la taille de la population, mais aussi sur le fonctionnement de l'écosystème, car le transfert de biomasse et d'énergie vers le milieu terrestre est réduit (Gibbons et collab., 2006³⁹⁵).

Dans sa *Mise à jour sur l'utilisation d'un larvicide (Bti) dans la lutte contre les insectes piqueurs*, Moreau (2020³⁹⁶, employé de GDG Environnement) indique que les résultats obtenus par Allgeier et collab. (2018)²³² et Schweizer et collab. (2019)²²⁴ contredisent les observations de Lajmanovich et collab. (2015)¹⁷³, car ils n'ont enregistré aucune mortalité et aucun impact sur le développement. Or, c'est vrai qu'Allgeier et collab. (2018)²³² n'ont pas observé de mortalité, par contre ils ont observé des impacts sur les processus physiologiques relativement importants, c'est-à-dire une augmentation de l'activité enzymatique de détoxification et antioxydante de même que des changements de l'activité neuronale. Ce sont des effets toxiques qui peuvent se manifester sur plusieurs générations³⁸³ et ainsi réduire l'abondance de la population à long terme; cela est l'équivalent de mortalité.

Il y a très peu d'études concernant les effets indirects d'autres variétés de *Bt* sur les amphibiens. Raimondo et collab. (2003)³⁹⁷ ont étudié des modifications dans la composition de la nourriture de cinq salamandres en éliminant des chenilles de la spongieuse (*Lymantria dispar*; Lepidoptera : Erebidæ) dans une forêt à dominance de feuillus en Virginie-Occidentale, aux États-Unis, par l'épandage de *Btk* (Foray 48F, 16 BIU/ha) ou d'un virus (Gypchek) pendant deux ans. Ni l'abondance de salamandres, qui consomment toutes des chenilles, ni la composition de la nourriture consommée par ces salamandres n'ont varié de manière considérable³⁹⁷. Les chenilles représentaient toujours moins de 10 % de leur consommation de nourriture au total³⁹⁷. Cela est un exemple de situation où le prédateur a accès à une diversité de proies. En ces circonstances, il peut combler le vide créé par l'élimination d'un groupe de proies. Des concentrations de *Btk* (Monterey B.t.) dans la gamme autorisée n'ont pas d'influence significative directe sur la survie des embryons et têtards de la grenouille *Lithobates sphenoccephalus* (*Southern Leopard Frog*; Anura : Ranidae)³⁹⁸. Par contre, des doses plus élevées utilisées pour déterminer la LC₅₀ (96 h) causaient une mortalité significative (Weeks et Parris, 2020³⁹⁸).

8.2 Conclusion

Les observations aux États-Unis, en Argentine, en Allemagne et au Québec montrent que les formulations de *Bti* (Mosquito Dunks, Introban et les différentes formes de VectoBac), aux concentrations utilisées lors des épandages, peuvent avoir un impact sur les processus physiologiques ou sur le comportement chez les huit espèces de têtards étudiées^{173,232,365,366,380}. Des effets génotoxiques, tels que la formation de micronucléi, par exemple, ont également été observés lors de l'étude en Argentine¹⁷³. Ces huit espèces se trouvent dans trois familles, Leptodactylidae et Bufonidae, qui appartiennent à la superfamille Hylodea, et Ranidae, appartenant à la superfamille Ranoidae. Les différentes espèces d'anoures présentes au Québec appartiennent aussi à ces deux superfamilles et plus spécifiquement, aux familles des bufonidés, des hylidés et des ranidés³⁴⁶. Ainsi, il y a une possibilité que ces espèces

soient aussi sensibles aux différentes formulations de VectoBac. De plus, la présence des prédateurs dans les milieux traités au *Bti* pourrait compromettre la survie des larves de triton par la réduction de l'abondance de nourriture.

Le microbiote intestinal des têtards du crapaud d'Amérique a été modifié à la suite de l'exposition aux concentrations recommandées des deux formulations de VectoBac. Le microbiote de la peau des têtards pourrait aussi être affecté par les effets antibactériens de *Bti*. Les perturbations du microbiote peuvent influencer la santé de ces animaux.

Pour ces raisons, et suivant le principe de précaution, l'épandage de *Bti* devrait être évité ou réduit au minimum en présence d'amphibiens, particulièrement en présence d'espèces qui sont menacées ou vulnérables ou susceptibles de l'être. Comme indiqué dans les lignes directrices pour la conservation des habitats fauniques (MFFP, 2015³⁹⁹), s'il y a présence d'amphibiens menacés, vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignés, l'épandage pourrait éventuellement avoir lieu quand les têtards sont métamorphosés et que les autres amphibiens semi-aquatiques, tels que la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus porphyriticus* ; Urodela : Plethodontidae) et la salamandre à quatre orteils (*Hemidactylium scutatum*; Urodela : Plethodontidae), ont migré vers des habitats terrestres.

La réduction de nourriture présente dans l'écosystème à la suite de l'épandage de *Bti* affecte le potentiel de métamorphose des larves du triton palmé³⁸⁷ et le potentiel de survie de la rainette versicolore³⁸⁰. Il est possible que les amphibiens au stade aquatique au Québec soient aussi affectés de manière indirecte par une réduction de la présence de nourriture dans l'écosystème à la suite de l'épandage de *Bti*, s'ils ne sont pas capables de s'adapter à cette perturbation de l'écosystème.

9 Effets sur les poissons

La littérature portant sur l'effet des formulations de *Bti* sur les poissons est plutôt maigre. Selon les études publiées, l'épandage de *Bti* ne semble pas affecter directement les poissons^{8,10,45,251,400}. La section suivante présente l'information disponible dans la littérature concernant les effets directs du *Bti* ainsi que les impacts indirects sur les poissons.

9.1 Information disponible dans la littérature

Effets directs

Des tests de toxicité avec VectoBac sur le choquemort (*Fundulus heteroclitus*; Cyprinodontiformes : Fundulidae), un poisson des eaux saumâtres, ont été faits en Caroline du Sud, aux États-Unis (Lee et Scott, 1989¹⁷⁸). Cette étude, qui a reçu l'appui financier et technique du fabricant de VectoBac, a montré que la CL₅₀ pour le choquemort après 96 h d'exposition à VectoBac (sans spécification de la formulation) était de 1 176 00 ITU/l (980 mg/l)¹⁷⁸. La CSEO était de 26 832 ITU/l (22,36 mg/l)¹⁷⁸. Cette dernière équivaut à 13 fois la concentration maximale des formulations de VectoBac utilisées au Québec pouvant se retrouver dans une profondeur d'eau de 10 cm (voir annexe 1). De plus, bien que le VectoBac n'affectait pas le choquemort, cette étude a montré que le fait d'ajouter cet insecticide biologique à l'insecticide chimique Fenoxycarb (insecticide carbamate) augmente la toxicité de ce dernier pour le choquemort¹⁷⁸. Selon les auteurs¹⁷⁸, l'augmentation de la toxicité du Fenoxycarb a probablement été le résultat d'une augmentation de l'ingestion de ces deux insecticides, et ils recommandent d'explorer les interactions de toxicité entre ces insecticides dans les études futures. Dans la publication¹⁷⁸, on ne mentionne pas la possibilité d'autres interactions chimiques entre les deux formulations, qui auraient pu expliquer aussi l'augmentation de la toxicité de Fenoxycarb.

Brühl et collab. (2020)³⁹ mentionnent qu'il est étonnant qu'il n'y ait pas eu d'études concernant l'impact des épandages de *Bti* sur les réseaux trophiques des poissons, surtout en raison du fait qu'une grande partie des poissons aux jeunes stades mangent des larves de moustiques, chironomes et simules. En Australie, *Melanotaenia duboulayi* (Atheriniformes : Melanotaeniidae) est utilisé pour le contrôle biologique de moustiques (Hurst et collab., 2007⁴⁰⁰). L'exposition pendant 24 h à VectoBac AS (*Bti*) et VectoLex WG (*Ls*), tous les deux à des concentrations 10 fois les concentrations habituelles lors des épandages, n'affecte pas la capacité natatoire de ce poisson⁴⁰⁰. Lors de ces expériences, il n'y a pas eu d'autres analyses⁴⁰⁰. Le Mosquito Dunks et le Mosquito Bits, deux formulations de *Bti* en vente libre, n'ont pas eu d'effet direct sur de jeunes saumons cohos (*Oncorhynchus kisutch*; Salmoniformes : Salmonidae) à Seattle⁴⁰¹, mais les concentrations ne sont pas précisées. De la même manière, Wipfli et collab. (1994)¹⁷² n'ont pas observé d'effets du Teknar HP-D (Valent BioSciences), à des concentrations allant de 0 à 10 000 mg/l pendant 24 ou 48 h (stérilisé en autoclave ainsi que non stérilisé), sur des ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*; Salmoniformes : Salmonidae) aux jeunes stades, sur des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*; Salmoniformes : Salmonidae) et sur des truites brunes (*Salmo trutta*; Salmoniformes : Salmonidae), sauf quand les concentrations dépassaient largement les dosages recommandés. Les auteurs mentionnent que la mortalité observée était reliée aux composés de la formulation, sans préciser lesquelles, et non pas aux toxines de *Bti*¹⁷². De plus, de jeunes truites brunes nourries pendant cinq jours avec des larves de simules mortes à la suite de l'exposition au *Bti* (la concentration de *Bti* dans ces larves n'est pas précisée) n'ont pas été affectées¹⁷². Fortin et collab. (1986)⁴⁰² ont aussi exposé les alevins de l'omble de fontaine (*S. fontinalis*) à des concentrations de 4 500 et de 6 000 mg/l de Teknar pendant 45 min, reflétant les conditions lors du contrôle des mouches noires (où l'on maintient ces concentrations pendant 15 min²⁷⁷), ce qui a entraîné des mortalités de 20 % et de 86 % respectivement. Ces mortalités étaient reliées à la présence de xylène dans cette formulation de *Bti*⁴⁰².

Quelques études récentes ont été faites sur des poissons afin d'établir la génotoxicité du *Bt* sur ce groupe. L'une des méthodes couramment utilisées pour déterminer la génotoxicité est le test de

formation de micronucléi⁴⁰³. Des différentes endotoxines de *Bt* testées, l'exposition à Cry1Aa augmentait le nombre de micronucléi dans les érythrocytes des poissons-zèbres adultes (*Danio rerio*; Cypriniformes : Cyprinidae) ainsi que la combinaison de cette toxine avec d'autres endotoxines⁴⁰⁴. Des expériences avec des stades embryonnaires et larvaires montraient la toxicité de toutes les endotoxines de *Bt* et des retards de développement⁴⁰⁴. Chaque toxine exprimait la toxicité de manière différente⁴⁰⁴.

Grisolia et collab. (2009)⁴⁰⁵ n'ont pas observé d'impacts visibles de *Bti* et de *Btk* à des concentrations de 5×10^6 spores/ml chez des poissons-zèbres adultes ou des tilapias (*Oreochromis niloticus*; Cichliformes : Cichlidae) d'une longueur de 7 à 10 cm. L'injection intra-abdominale de *Bti* et de *Btk* (0,2 ml d'une concentration de 1×10^8 spores/ml) a augmenté de manière significative le nombre d'érythrocytes nécrosés chez des tilapias d'une longueur de 7 à 10 cm⁴⁰⁵. Or, ces tests sont très intrusifs et peu représentatifs du mode d'exposition naturel. L'exposition des tilapias à des concentrations de $3,3 \times 10^6$, $3,3 \times 10^7$ et $3,3 \times 10^8$ CFU/l de trois souches différentes de *Bt* (spores et cristaux) n'entraînait pas de signes de toxicité comportementale ni de cytotoxicité ou de génotoxicité⁴⁰⁶.

L'exposition pendant 24 h et 48 h du pacu (*Piaractus mesopotamicus*; Osteichthyes : Characidae) à la formulation Dipel-WP (*Btk*) dans l'eau (0,13 g/l) et dans la nourriture (0,13 g/kg mélange commercial) a causé des modifications aux processus physiologiques en augmentant et en diminuant certains paramètres sanguins, ainsi qu'en diminuant légèrement l'appétit du pacu, mais sans causer de mortalité (Mariano et collab., 2019⁴⁰⁷).

Effets indirects

Selon la classification des niveaux trophiques des poissons du Saint-Laurent par La Violette et collab. (2003)⁴⁰⁸, 52 % des espèces de poissons sont des insectivores, qui s'alimentent spécialement d'insectes (benthiques ou pélagiques), 28 % sont des piscivores, qui se nourrissent principalement, à l'âge adulte, de poissons, d'autres vertébrés (p. ex. les grenouilles) ou de gros invertébrés (p. ex. les écrevisses), et 12 % sont des omnivores, qui se nourrissent à la fois de matières végétales et animales en proportion importantes (≥ 25 % de chacun en termes de volume) ainsi que de détritus⁴⁰⁸. Ainsi, la diminution de l'abondance des insectes aquatiques tels que les larves de moustiques, de similies ou de chironomes à la suite de l'épandage de *Bti* pourrait affecter l'abondance de nourriture pour les poissons insectivores et par la suite, à travers les réseaux trophiques, affecter les populations des poissons exploités et d'autres organismes piscivores.

Quant aux effets indirects du *Bti* sur les poissons, une seule publication a été trouvée. Dans la rivière Susquehanna, en Pennsylvanie, les larves de similies sont l'une des principales sources de nourriture pour des populations de petits poissons (toutes les espèces de petits poissons confondues)²⁹⁸. Lors de l'application de *Bti* (seulement une fois; VectoBac AS/12AS, 13 à 24 min-mg/l = 15 600 à 28 800 min-ITU/l) pour le contrôle des similies, la dérive des larves de similies dans la rivière augmentait de manière significative moins de 30 min après l'application de ce produit, atteignant un maximum après deux à trois heures pour rester élevée pendant plusieurs heures. Jackson et collab. (2002)²⁹⁸ ne précisent pas si ces larves étaient mortes ou si elles étaient vivantes (phénomène d'évitement). Peu importe le mécanisme, le résultat de la réduction de la population locale de similies est le même : une réduction en source de nourriture potentielle pour les poissons. Le déclin des larves de similies n'avait pas d'impact sur la condition des poissons ni sur leur croissance à court terme, probablement parce que les proies alternatives, telles que les éphémères et les trichoptères, étaient abondantes. Alors, les conditions trophiques pour les poissons ne semblaient pas être affectées par l'élimination des similies dans l'étude²⁹⁸. Par ailleurs, Back et collab. (1985)²⁷⁷ mentionnent que 78,5 % des larves des mouches noires étaient détachées et parties à la dérive 24 h après l'application et que 17 % des larves étaient mortes sans se détacher. Les quelques larves encore vivantes et attachées étaient moribondes²⁷⁷. Ils précisent qu'une mortalité finale pourrait être atteinte en un peu plus de 24 h²⁷⁷, et ils²⁷⁷ considèrent leur détachement comme équivalant à une mortalité.

Lors de l'étude de Jackson et collab. (2002)²⁹⁸, il y a eu seulement une application de *Bti* (présenté plus haut). Or, selon les demandes d'autorisation présentées au MELCCFP et dans le cadre desquelles le Secteur de la faune et des parcs est appelé à collaborer, les applications de *Bti* pour le contrôle de

mouches noires au Québec peuvent être répétées durant toute la période d'émergence. Cette période s'étale du printemps à l'automne, et avec des applications dans toutes les branches des cours d'eau (permanents et intermittents, quand il y a présence de l'eau) des bassins versants de la région couverte par l'autorisation. La rivière Shawinigan a été traitée à 10 reprises durant la saison 2017, et les traitements ont généralement été espacés de 14 jours (GDG Environnement, 2017¹⁹³). Ainsi, dans ces bassins versants, il y a potentiellement une réduction soutenue des populations des larves de chironomidés et de simules pour toute cette période. De plus, le *Bti* peut être transporté avec le courant jusqu'à l'embouchure des cours d'eau, par exemple au lac Saint-Pierre, et éventuellement s'y accumuler dans les sédiments. Il n'y a présentement pas d'études qui ont abordé les applications répétées et le comportement du *Bti* dans le bassin versant pendant une saison d'épandage complète, pas plus qu'il n'y en a eu sur les populations de simules qui s'y trouvent ni sur les populations de poissons. Ainsi, la réduction des populations des larves de simules et éventuellement de chironomidés et de moustiques, à la suite de l'épandage de *Bti* pour contrôler les insectes piqueurs, pourrait affecter la densité de proies disponibles pour des espèces aquatiques insectivores benthiques dans tout le bassin versant. Parmi les espèces menacées ou vulnérables (EMV) au Québec, il y a le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*; Perciformes : Percidae), qui s'alimente principalement de larves de chironomidés et de larves de simules⁴⁰⁹ et que l'on retrouve entre autres aux embouchures des cours d'eau traités et au lac Saint-Pierre. Par ailleurs, il y a très peu d'information détaillée sur l'alimentation des petits poissons comme les cyprinidés au Québec, notamment en lien avec des variations saisonnières et/ou régionales (com. pers. Marc Antoine Couillard, 3 mars 2022).

9.2 Conclusion

Les résultats présentés montrent que l'exposition des poissons aux concentrations habituelles pour l'épandage de *Bti* affecte peu ou pas directement les poissons. Cependant, au Québec, les poissons pourraient être affectés par le *Bti* de deux façons :

- a. Le contrôle des larves de moustiques et de mouches noires dans des cours d'eau, accompagné potentiellement d'une réduction de l'abondance des larves de chironomidés, pourrait diminuer les densités de proies disponibles pour les poissons insectivores et ainsi affecter la structure des communautés et la taille des poissons.
- b. Lors de l'épandage de *Bti* pendant les crues printanières, particulièrement les différentes espèces de poissons qui frayent dans les plaines inondables peuvent notamment être affectées par la réduction des proies causée par l'épandage de *Bti* « frais » ainsi que par la persistance de *Bti* à la suite de son épandage la saison précédente. Ce dernier pourrait aussi réduire la densité des proies disponibles lors d'une période de crue à la suite de précipitations importantes.

Il n'y a présentement pas de données concernant l'effet de l'élimination des larves de moustiques, de simules et de chironomes sur l'abondance ou la disponibilité en nourriture pour les poissons au Québec. De plus, il existe peu d'études sur les effets directs et indirects du *Bti* sur les poissons.

Lors de la crue printanière, plusieurs espèces (perchaude, grand brochet, etc.) frayent dans les plaines inondables des cours d'eau, et les larves se développent durant cette période. Ainsi, les jeunes stades de poissons, qui sont plus sensibles aux pesticides, sont exposés lors des épandages de *Bti* dans les plaines inondables. De plus, les spores et cellules végétales peuvent persister, se recycler et produire de nouvelles toxines d'une année à l'autre. Ces jeunes poissons peuvent conséquemment être exposés au *Bti* ainsi qu'aux autres contaminants présents dans les cours d'eau.

De plus, il est suggéré d'identifier les espèces de poissons (ombre de vase (*Umbra limi*; Umbridae : Esociformes), etc.) qui peuvent être présentes dans les milieux humides où les épandages ont lieu au Québec. Il serait pertinent de réaliser des études en laboratoire sur les effets létaux et sublétaux (reproduction, comportement, génotoxicité) des formulations de *Bti*, particulièrement sur les jeunes stades (embryons, larves et alevins) de poissons présents dans les milieux humides et les zones inondables. La toxicité additive et la synergie du *Bti* avec d'autres composés toxiques, qui peuvent se retrouver dans les sites d'épandage, pourraient aussi être examinées.

En ce qui concerne les impacts indirects du *Bti* sur les populations des poissons dans les cours d'eau, il serait pertinent d'évaluer l'importance des diptères dans la diète des poissons au Québec et d'évaluer l'impact de la réduction des disponibilités des proies à la suite des épandages, spécialement pour les espèces menacées ou vulnérables telles que le dard de sable (*A. pellucida*), qui se nourrit de larves de simuliés et de chironomes⁴¹⁰. De plus, le ministre des Pêches et des Océans a publié, en 2018, un arrêté visant l'habitat essentiel du dard de sable, populations du Québec, qui a déclenché l'interdiction de détruire un élément de l'habitat essentiel de l'espèce⁴¹¹. Une étude pourrait examiner la relation entre l'abondance des poissons et les épandages à partir des données historiques.

10 Effets sur les oiseaux insectivores

Les populations d'oiseaux nord-américains qui se nourrissent d'insectes aériens connaissent un déclin à grande échelle⁴¹². Une analyse des tendances provenant des données de 1966 à 2006 du *North American Breeding Bird Survey* (BBS) en Amérique du Nord indique que les déclinés dans ce groupe sont, en général, significativement plus importants que ceux observés chez les passereaux. De plus, de tels déclinés sont plus remarquables dans le nord-est de l'Amérique du Nord, notamment chez les espèces qui migrent sur de grandes distances, lesquelles sont les plus vulnérables^{412,413}. Les déclinés sont devenus évidents au milieu des années 1980 et ils seraient reliés aux changements dans les populations d'insectes volants⁴¹². Une autre publication, se basant sur des données du BBS et couvrant une période plus longue, de 1966 à 2013, montre que 74 % des populations d'oiseaux nord-américains associées au paysage agricole sont en déclin⁴¹⁴ et que le plus fort déclin a été observé chez les oiseaux qui se nourrissent d'insectes aériens (39 %) ⁴¹⁴. Le dernier rapport sur l'état des populations d'oiseaux du Canada (2019) mentionne un déclin de 59 % pour les insectivores aériens entre 1970 et 2016⁴¹⁵. Récemment, Rosenberg et collab. (2019) ont évalué un déclin de 73 % des insectivores aériens en Amérique du Nord de 1970 à 2017⁴¹⁶. Les populations d'oiseaux insectivores au Québec (c.-à-d. celles du sud du Bouclier canadien et des Maritimes combinées) ont connu une diminution de presque 70 %⁴¹⁷. Parmi ces oiseaux, les populations de martinets ramoneurs (*Chaetura pelagica*; Aves : Apodidae), d'hirondelles noires (*Progne subis*; Aves : Hirundinidae) et d'hirondelles de rivage (*Riparia riparia*; Aves : Hirundinidae; régions des Grands Lacs inférieurs et du fleuve Saint-Laurent) ont toutes diminué d'environ 95 % depuis 1970⁴¹⁷. L'agriculture est un facteur majeur du déclin des oiseaux, principalement à cause de la perte des habitats et de l'exposition aux pesticides⁴¹⁴, ainsi que d'autres modifications anthropiques, telles que les changements de l'utilisation du sol et du climat⁴¹⁸. De plus, les impacts indirects des pesticides, par exemple par la diminution de la disponibilité de proies, peuvent réduire le taux de reproduction ou la survie des jeunes oiseaux ou des adultes⁴¹⁴. De telles observations sont probablement aussi valables pour des zones périurbaines où l'on fait l'épandage de *Bti* souvent dans les derniers milieux humides encore présents dans ces zones. Un point important, quand il s'agit des changements graduels d'abondance d'espèces ou des modifications dans l'écosystème sur de longues périodes, est qu'il peut survenir le syndrome de la référence glissante (*shifting baseline syndrome*)^{325,326}, présenté dans la section 6. C'est-à-dire que chaque génération (population en général ou de biologistes) a tendance à considérer comme le point de référence initial d'un écosystème celui qu'il a connu depuis sa naissance ou depuis le début de sa carrière^{325,326}.

Par ailleurs, comme mentionné dans la section 1, les oiseaux font partie des organismes hôtes, avec les mammifères qui procurent l'apport sanguin nécessaire au développement des œufs des moustiques et simuliés^{10,16}. Ainsi, ils jouent un rôle important dans la phénologie des insectes piqueurs, qui peuvent être un vecteur des zoonoses vers les humains ainsi que vers d'autres organismes (voir section 1.5). Plusieurs espèces d'oiseaux peuvent être affectées par le virus du Nil occidental, par exemple les corvidés, et les populations de certaines espèces en Amérique du Nord n'ont pas encore récupéré de l'impact de la mortalité causée par cette maladie⁴¹⁹. De plus, certaines espèces, telles que le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*; Aves : Turdidae), peuvent avoir une virémie assez élevée pour infecter des moustiques lors de leur apport sanguin⁴²⁰ et, ainsi, éventuellement affecter l'épidémiologie humaine^{421,422}.

10.1 Information disponible dans la littérature

Au Québec, les populations d'oiseaux insectivores aériens sont également toutes en déclin⁴²³. Dans la province, on retrouve à peu près 18 espèces d'oiseaux se nourrissant d'insectes en vol (tableau 3), dont 4 espèces sont susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables selon la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (RLRQ, c. E-12.01)³ du Québec, 7 autres sont désignées à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril (L.C. 2002, c. 29) du Canada⁴ et 1 est classée parmi les espèces candidates comme préoccupantes ou menacées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC)⁵. Il n'y a présentement pas d'études qui permettent d'identifier les causes détaillées du déclin des populations de ces 18 espèces. Les rapports préparés par le COSEPAC pour les sept

espèces en péril mentionnent tous, parmi les facteurs qui pourraient jouer un rôle dans les déclins des populations de ces espèces, la dégradation de l'habitat et une diminution de la disponibilité de la nourriture associées à l'utilisation de pesticides⁴²⁴⁻⁴³¹.

Tableau 3. Oiseaux insectivores aériensⁱⁱ avec leur statut : les espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (*) selon la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec³, les espèces inscrites à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril du Canada⁴ (#) et les espèces qui sont classées candidates par le COSEPAC⁵ (¥; statut avril 2022)

Espèce	Statut			Espèce	Statut		
Engoulevent d'Amérique ⁴²⁴	*	#		Moucherolle à ventre jaune			
Engoulevent bois-pourri ⁴²⁵	*	#		Tyrann huppé			
Martinet ramoneur ⁴²⁶	*	#		Tyrann tritri			
Pioui de l'Est ⁴²⁷		#		Hirondelle rustique ⁴²⁹		#	
Moucherolle à côtés olive ⁴²⁸	*	#		Hirondelle de rivage ^{430,431}		#	
Moucherolle des aulnes				Hirondelle à ailes hérissées			
Moucherolle des saules				Hirondelle à front blanc			
Moucherolle phébi				Hirondelle bicolore			
Moucherolle tchébec			¥	Hirondelle noire			

Effets directs

Le *Bti* ne semble pas affecter directement les oiseaux^{10,45}. Toutefois, il n'y a pas d'études récentes sur ce sujet, et différentes toxines de *Bt*, y compris Cyt1A de *Bti*, sous forme dissoute, peuvent avoir des effets cytologiques sur des cellules de certains vertébrés (voir section 1.1). De plus, de nouveaux groupes des toxines Cry, qui ne sont pas toxiques pour les insectes, sont présentement testés pour leur potentiel thérapeutique en oncologie^{51,52}. Même si ces toxines n'affectent pas des cellules saines (com. pers. Jean-Louis Schwartz, 16 mai 2019), il y a une possibilité de transfert à travers les réseaux trophiques. Comme effet direct des activités d'épandage, il pourrait y avoir des dérangements pendant les épandages tant pour des oiseaux insectivores aériens que pour d'autres espèces sensibles (ex. : sauvagine), qui fréquentent les milieux humides (p. ex. lors des passages des aéronefs ou des personnes)^{209,432}.

Effets indirects

Comme mentionné dans la section 6.1, il y a un déclin important d'abondances des insectes à l'échelle mondiale. Ce déclin d'insectes peut entraîner des répercussions sur les populations d'oiseaux insectivores. Par exemple, Møller (2019)³¹⁶ a observé un déclin des insectes aériens de plus de 80 % entre 1997 et 2017 au Danemark et, simultanément, il a observé un déclin significatif de l'abondance de couples nicheurs de trois espèces d'hirondelles (hirondelle rustique, *Hirundo rustica*; hirondelle de fenêtre, *Delichon urbicum*; hirondelle de rivage, *Riparia riparia*; Passeriformes : Hirundinidae) pendant la période de reproduction. Le taux d'alimentation des oisillons de l'hirondelle rustique était aussi fortement corrélé avec l'abondance d'insectes aériens³¹⁶. Ces observations suggèrent qu'il y a un lien de cause à effet entre l'abondance des insectes aériens et l'abondance des hirondelles³¹⁶.

Becker et collab. (2010)¹⁰ mentionnent que les oiseaux ne sont pas des prédateurs importants des moustiques pour deux raisons. D'abord, parce que les heures d'activité des moustiques adultes, au coucher et au lever du soleil, ne coïncident pas avec les heures d'activité des oiseaux pendant la

ⁱⁱ Liste d'oiseaux insectivores aériens non exhaustive.

journée¹⁰. Au contraire, ce sont des périodes d'alimentation importantes, particulièrement le matin, pour les oiseaux insectivores. La présence des moustiques est irrégulière au cours de l'été; leur abondance est maximale lors des crues printanières et elle peut augmenter après les inondations à la suite de précipitations importantes¹⁰. Ainsi, les moustiques ne sont pas une source de nourriture stable pendant la saison où les inondations sont rares¹⁰. Par contre, les auteurs¹⁰ ne mentionnent pas que les espèces opportunistes profitent de l'abondance temporaire de ces insectes émergents. De plus, les moustiques et les chironomes peuvent être des proies importantes dans le réseau trophique en nourrissant des prédateurs, qui sont par la suite mangés par les oiseaux, surtout lors de la période des crues printanières (voir plus bas).

Selon Allgeier et collab. (2019)²³⁰, la réduction des populations de chironomidés combinée à la réduction des moustiques pourrait entraîner un effet négatif indirect sur les oiseaux, les chiroptères et d'autres organismes qui se nourrissent de ces insectes²³⁰. En effet, Hallmann et collab. (2014)⁴³³ montrent que le déclin des populations d'oiseaux insectivores aux Pays-Bas pendant la période de 2003 à 2010 résulte d'un impact indirect de l'utilisation de pesticides (néonicotinoïdes) pour le contrôle des ravageurs agricoles. L'application de ces pesticides est corrélée à une diminution des populations d'insectes (notamment Diptera, Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera et Hemiptera)⁴³³. Cela diminue la nourriture disponible au printemps pour les oiseaux insectivores, c'est-à-dire lors de la période de reproduction, affectant ainsi les populations de ces oiseaux⁴³³. Les auteurs⁴³³ ajoutent que, les résultats étant corrélatifs, il y a une possibilité qu'il y ait d'autres facteurs, tels que l'accumulation des pesticides à travers les réseaux trophiques, qui contribuent au déclin de ces populations. Depuis, des observations similaires d'impact des néonicotinoïdes sur le fonctionnement des réseaux trophiques et de l'écosystème aquatique ont été confirmées⁴³⁴. Yamamuro et collab. (2019)¹⁸⁷ montrent que les chironomidés *Chironomus plumosus* et *Tanypodinae* spp. ainsi que d'autres organismes aquatiques (benthiques et pélagiques) ont disparu d'un écosystème lacustre après l'introduction des néonicotinoïdes dans les pratiques agricoles d'un bassin versant en 1993. Même s'il y a quelques nouvelles espèces qui se sont établies, cette disparition des chironomes et autres proies a contribué à l'effondrement de la pêche locale¹⁸⁷. Ces résultats appuient la suggestion d'un lien de causalité dans les corrélations obtenues par Hallmann et collab. (2014)⁴³³ et Møller (2019)³¹⁶.

Les épandages de *Bti* n'affectaient pas l'abondance de la nourriture (annélides, mollusques, crustacés et insectes) pour les oiseaux (sauvagine et échassiers) dans des milieux humides salés et à marées sur la côte de Bretagne (site Ramsar; France)²⁵³. Il y a eu 47 applications manuelles pendant une période de 7 ans, à une fréquence d'environ 8 par année, lorsque le nombre de larves de moustiques dépassait 5 par litre. Le VectoBac WG a été utilisé de février 2006 à juin 2011 à une concentration de 300 g/ha, 0,9*10⁹ ITU/ha, et de juillet 2011 à octobre 2012, à une concentration de 220 g/ha, 0,66*10⁹ ITU/ha (correspondant à un dosage recommandé; Lagadic et collab., 2014²⁵³).

St. Louis et collab. (1990)⁴³⁵ ont étudié le comportement de recherche de nourriture des hirondelles bicolores (*Tachycineta bicolor*; Aves :Hirundinidae) dans le nord-ouest de l'Ontario. Ils ont observé que les hirondelles reproductrices consomment une quantité importante de chironomidés adultes provenant des lacs avoisinant les nids avant de chercher leur nourriture ailleurs⁴³⁵. L'abondance des chironomidés est maximale au cours de la période où les hirondelles produisent leurs œufs et diminue significativement au moment de l'incubation et des soins aux oisillons⁴³⁵. Les données indiquent que le succès reproducteur des hirondelles qui nichent près de lacs peut être hypothéqué si surviennent des changements dans la quantité ou la qualité des chironomidés en émergence à la suite des modifications de l'écosystème⁴³⁵, comme c'est possible après des épandages de *Bti*.

Bien que la réduction de la disponibilité des proies devrait affecter la reproduction des oiseaux insectivores, Imlay et collab. (2017)⁴³⁶ ont observé que la quantité de nourriture n'avait pas d'effet sur la survie et le poids des oisillons de trois espèces d'hirondelles (hirondelle rustique, *Hirundo rustica*; hirondelle à front blanc, *Petrochelidon pyrrhonota*; hirondelle bicolore, *T. bicolor*) en 2014 et en 2015 au Nouveau-Brunswick. Ainsi, le succès de reproduction de ces espèces d'hirondelles n'était pas relié à la quantité d'insectes dans l'aire d'étude, où 86,5 % de la biomasse était constituée de diptères, de coléoptères et d'hyménoptères⁴³⁶. La nourriture est tellement abondante dans la région où ces travaux ont été faits que même lorsqu'elle atteint ses niveaux les plus bas, elle n'est toujours pas limitante. De

plus, Imlay et collab. (2018)⁴³⁷ ont comparé le succès de reproduction de ces trois espèces d'hirondelles et de l'hirondelle de rivage (*Riparia riparia*) dans les provinces maritimes avant (1962-1972) et après (2006-2016) le début du déclin des populations des oiseaux insectivores aériens. Lors de ces 57 ans, il y a eu une multitude de modifications anthropiques des écosystèmes telles que l'utilisation des pesticides et les changements climatiques⁴³⁷. Le début de la période de nidification a été devancé de 8 à 10 jours pour toutes les espèces, sauf pour l'hirondelle de rivage⁴³⁷. Les auteurs ont observé un déclin significatif du succès de reproduction des hirondelles de rivage, une augmentation du succès de reproduction pour l'hirondelle rustique et l'hirondelle bicolore ainsi qu'un maintien du succès de reproduction pour l'hirondelle à front blanc⁴³⁷. Ces résultats suggèrent que la diminution du succès de reproduction des hirondelles de rivage pourrait contribuer au déclin de la population de cette espèce, mais le succès de reproduction n'a pas varié pour les trois autres espèces⁴³⁷. Lors de cette seconde étude, il n'y avait pas de données sur l'abondance et la composition des insectes en général ou sur la nourriture ingérée par les hirondelles⁴³⁷. Ainsi, les auteurs⁴³⁷ ne peuvent pas conclure sur les causes des variations des populations d'hirondelles dans la région. Par ailleurs, le COSEPAC (2013)⁴³⁸ attribue le déclin des populations des hirondelles de rivage aux effets cumulatifs de plusieurs facteurs tels que la perte d'habitat de reproduction et d'alimentation, la destruction des nids, l'utilisation des pesticides et des menaces durant la migration.

Plusieurs espèces d'oiseaux granivores passent par un stade insectivore au début de leur vie et pendant la période de reproduction. Donc, la réduction des populations d'invertébrés peut provoquer un problème alimentaire important. Les petites pertes pendant la reproduction s'accumulent nid par nid, diminuant le taux de recrutement de façon telle qu'elles affectent l'autosuffisance des populations⁴³⁹. Cela est surtout important pour des populations d'oiseaux ayant une espérance de vie plus courte (généralement les petites espèces), et pour lesquelles la perte d'une année de reproduction peut affecter l'effectif. De plus, au printemps, les oiseaux granivores migrateurs doivent compenser le manque de graines, leur nourriture préférée, par celle qui est présente, par exemple les insectes émergents⁴⁴⁰. Les populations de martinets ramoneurs (*Chaetura pelagica*) sont un bon exemple canadien du changement de fonctionnement de l'écosystème et du réseau trophique après la disparition de leurs proies habituelles. L'analyse des fientes (guano) des martinets ramoneurs accumulées pendant 48 ans dans des cheminées utilisées par cette espèce, en Ontario, a montré que la diète de l'espèce avait changé considérablement avec une diminution des coléoptères, remplacés par des insectes de plus petites tailles après l'arrivée du DDT^{308,441}.

Ainsi, il y a potentiellement des changements dans le fonctionnement de l'écosystème causés par une augmentation ou une diminution de l'abondance des proies à la suite des épandages. Par exemple, pendant un suivi de six ans, l'épandage de *Bti* (VectoBac G en moyenne 8,5, 11,5 et 15 kg/ha²⁸⁰ ou 170 000, 230 000 et 300 000 ITU/m²; voir annexe 1) n'a pas eu d'effet sur la reproduction, la croissance et le comportement alimentaire des carouges à épauettes (*Agelaius phoeniceus*; Aves : Icteridae) dans des milieux humides du Minnesota⁴⁴². Or, le carouge à épauettes est un oiseau généraliste, dont la diète varie au fil des saisons, et pendant la période de reproduction, il se nourrit plutôt d'insectes capturés au sol⁴⁴⁰. De plus, il n'y a pas eu d'effets de l'application de *Bti* sur la communauté d'oiseaux de 19 espèces, dont 3 insectivores aériens (l'hirondelle bicolore, l'hirondelle à front blanc et l'hirondelle rustique) malgré les réductions importantes des insectes aquatiques au milieu et à la fin de l'été à la suite du traitement avec le *Bti*⁴⁴³.

Rioux Paquette et collab. (2013)⁴⁴⁴ ont analysé les patrons de la distribution spatiotemporelle des diptères de 2006 à 2008 dans des paysages agricoles au Québec en tenant compte d'un gradient d'intensification agricole. Les diptères représentent la principale source de nourriture au printemps pendant la période de reproduction pour les hirondelles bicolores (*T. bicolor*)⁴⁴⁴. Au début juin, l'abondance des diptères (sans identification du genre ou de l'espèce) était similaire dans tous les sites étudiés. Avec le temps, des différences apparaissent quant à l'abondance des proies. Celle-ci diminue en fonction de l'augmentation de l'intensité des activités agricoles⁴⁴⁴. Ces zones pourraient même devenir une sorte de « piège écologique » où le manque de nourriture pour les oiseaux insectivores aériens risque de diminuer la capacité du milieu à soutenir les populations locales⁴⁴⁴.

Dans une deuxième étude effectuée dans la même région, Rioux Paquette et collab. (2014)⁴⁴⁵ présentent des données sur le taux de succès de la reproduction de l'hirondelle bicolor de 2005 à 2011. Ils ont observé un déclin considérable de la population pendant cette période (-19 % de nids occupés)⁴⁴⁵. De plus, le poids des individus diminue, spécialement chez les femelles (-8 %)⁴⁴⁵. La perte de poids n'était cependant pas liée à la qualité de l'habitat de reproduction⁴⁴⁵. Cela suggère qu'elle pourrait être reliée à la qualité de l'habitat pendant la période hivernale⁴⁴⁵. Ainsi, le déclin observé chez ces oiseaux migrateurs et insectivores aériens pourrait être le résultat de multiples facteurs⁴⁴⁵. Des études subséquentes effectuées par la même équipe et dans la même région ne montrent pas de relation entre la contamination par des pesticides de la nourriture des oisillons de l'hirondelle bicolor et la diminution du taux de succès de la reproduction⁴⁴⁶. De plus, la présence de parasites pourrait avoir un effet synergique sur la santé des oisillons⁴⁴⁷, ce qui confirme que le déclin de ces populations semble provoqué par de multiples facteurs.

Bellavance et collab. (2018)⁴⁴⁸ ont comparé la composition des becquées des hirondelles bicolores (*T. bicolor*; Passeriformes : Hirundinidae), espèce fortement en déclin^{415,417} dans le sud du Québec, avec la composition des populations d'insectes aériens disponibles. Parmi ces insectes, les diptères étaient le groupe le plus important, tant en abondance qu'en biomasse, dominé par les espèces du sous-ordre des nématocères (Culicidés [moustiques], Simulidés, Tipulidés, Cécidomyidés, Chironomidés). Ces derniers étaient présents dans la nourriture d'oisillons, mais proportionnellement en quantité moindre par rapport à l'ensemble des insectes disponibles, car les hirondelles bicolores ont tendance à sélectionner des proies plus grosses⁴⁴⁸. Dès la mi-juin, l'abondance ainsi que la biomasse des diptères diminuaient à mesure qu'augmentait la proportion des cultures intensives dans un rayon de 500 m des nids⁴⁴⁸. Ainsi, l'approvisionnement alimentaire des jeunes hirondelles quant à la disponibilité des proies (insectes) préférées était affecté par l'intensification de l'agriculture, soit la conversion d'une agriculture axée sur les cultures pérennes vers des cultures annuelles⁴⁴⁸. Ainsi, ces oiseaux s'adaptent à des changements de nourriture disponible dans des environnements différents en sélectionnant leurs proies⁴⁴⁸.

Dans les années 1980, lors de travaux dans le nord-ouest de l'Ontario en lien avec des pluies acides, les mollusques aquatiques (source de calcium) et les éphémères, dont la répartition dans les milieux humides est fortement influencée par le pH, sont consommés par les hirondelles bicolores, surtout par les oisillons (Blancher et McNicol, 1991⁴⁴⁹). L'acidité des milieux humides affecte le régime alimentaire des oisillons, surtout parce qu'elle entraîne une diminution de la communauté des éphémères et augmente proportionnellement le nombre de diptères aquatiques⁴⁴⁹. La nourriture des oisillons de l'hirondelle bicolor était constituée, en termes de nombre, principalement de chironomes, d'éphémères et d'autres diptères (empidés, muscidés et phoridés), et, en termes de biomasse, elle était constituée de taons (14,8 %), d'éphémères (13,4 %), de chironomidés (5,4 %) et de muscidés (4 %)⁴⁴⁹. Lors de la période de reproduction, la nourriture de cette espèce provient majoritairement des milieux aquatiques : 65 % pour les oisillons, 71 % pour les femelles pondeuses et 55 % pour les adultes en général⁴⁴⁹. La nourriture des femelles pondeuses est surtout constituée de chironomes, de similies et d'éphémères, alors qu'elle est caractérisée par des proies plus grosses chez ces oisillons⁴⁴⁹. Les auteurs de cette étude ne mentionnent pas les moustiques dans leur publication⁴⁴⁹. Ainsi, les moustiques ne semblent pas représenter une source de nourriture importante, ce qui suggère qu'un épandage de *Bti* n'affecterait pas l'hirondelle bicolor dans la région et pour la période étudiée. Or, comme les chironomes sont susceptibles d'être affectés de manière directe par l'épandage de *Bti*, l'hirondelle bicolor pourrait tout de même être affectée indirectement par l'élimination de cette portion de sa nourriture. Les auteurs mentionnent d'ailleurs à plusieurs reprises que les chironomes (et similies) sont importants dans la diète (surtout le matin) de l'hirondelle bicolor⁴⁴⁹.

L'engoulevent d'Amérique (*Chordeiles minor*; Caprimulgiformes : Caprimulgidae) et l'engoulevent bois-pourri (*Antrostomus vociferus*; Caprimulgiformes : Caprimulgidae) s'alimentent très activement dans la période entourant le lever et le coucher du soleil. Ils sont crépusculaires. Ces espèces ne sont cependant pas reconnues pour manger beaucoup de moustiques (com. pers. François Shaffer, 1^{er} mai 2019), mais plutôt des insectes plus grands^{450,451}.

Le suivi des effets des épandages de *Bti* sur une période de 10 ans en Camargue, sur les populations de l'hirondelle de fenêtre (*Delichon urbicum*; Passeriformes : Hirundinidae), a permis d'étudier les effectifs

des populations, le régime alimentaire des oisillons, les disponibilités alimentaires ainsi que le succès reproducteur dans des sites traités et des sites témoins²⁸⁶. À Montréal en 2019, Poulin²⁸⁶ a présenté des données non encore publiées (com. pers. Brigitte Poulin, 15 juillet 2019) où les abondances de moustiques et de chironomes étaient toutes deux réduites de 80 % dans le « plancton aérien » des zones traitées au *Bti*²⁸⁶. L'abondance des chironomes, mesurée avec des pièges, était réduite de 51 % dans les roselières et de 39 % dans des sansouires^{287,286}. De plus, les résultats indiquent que les populations de diptères, ainsi que des coléoptères, des thysanoptères, des araignées et des odonates, ont été affectées^{209,160}. Cela aurait un effet sur les populations de certains oiseaux insectivores. Le taux de recherche de nourriture ainsi que la diète des oisillons de l'hirondelle de fenêtre ont été étudiés avant l'épandage de *Bti* et pendant trois ans avec épandage²¹⁷. La consommation de diptères, de chironomides et de moustiques, ainsi que de leurs prédateurs (araignées et libellules), a diminué de manière significative dans les sites traités au *Bti*. En même temps, la consommation de fourmis volantes y a augmenté significativement pour compenser le déclin en abondance et en consommation des nématocères, araignées et libellules²¹⁷. Les fourmis volantes étaient intactes dans les fientes des poussins des zones traitées au *Bti*, mais il n'y avait plus que des traces des chironomes et moustiques dans les fientes des poussins des zones témoins²⁸⁶. Les fourmis volantes font partie de la nourriture des hirondelles adultes, mais moins de celle des oisillons, probablement à cause de leur contenu élevé en chitine²¹⁷, qui diminue leur valeur nutritive²⁸⁶. L'augmentation de la consommation de fourmis volantes par les oisillons dans les sites témoins pourrait refléter une meilleure assimilation de la nourriture alors qu'ils grandissent²¹⁷. Dans les sites traités, la nourriture consistait davantage en de petites proies (<2,5 mm). Or, dans les sites témoins, les proies étaient plus grandes (>7,5 mm)²¹⁷. Pourtant, avant le début des épandages de *Bti*, en 2006, il n'y avait pas de différence entre les taxons et la taille des proies des sites traités et des sites témoins²¹⁷. Le taux de succès de recherche de nourriture (c.-à-d. le nombre de vols effectués par des adultes permettant de rapporter de la nourriture aux juvéniles par unité de temps) était significativement plus faible dans les sites traités au *Bti*, probablement parce qu'il y avait moins de proies ou parce que les proies étaient d'une moindre qualité²¹⁷. La taille de la nichée et le taux de survie des oisillons étaient significativement plus faibles dans les sites traités comparés aux sites témoins (2,3 et 3,2 oisillons par nid respectivement). Le succès de reproduction a été positivement corrélé avec la consommation de diptères et de leurs prédateurs durant la période de nidification²¹⁷. Le suivi de l'hirondelle de fenêtre, qui couvre actuellement une période de 10 ans (2006-2015)¹⁶⁰, a démontré une baisse de 22 % des effectifs d'hirondelles sur les sites traités par rapport aux sites témoins en 2015¹⁶⁰. De plus, les données sur le régime alimentaire par l'analyse des fientes montrent que les moustiques et les chironomes étaient plus faciles à digérer pour les oisillons de l'hirondelle de fenêtre que les autres insectes²⁸⁶. L'indice de disponibilité alimentaire pour les passereaux paludicoles nichant en roselières était significativement inférieur sur les sites traités au *Bti* (à une concentration légèrement au-dessus du taux recommandé) comparativement aux sites témoins en Camargue²⁰⁹. De plus, dans l'un des sites, il n'y avait eu aucun rétablissement des communautés d'invertébrés servant de nourriture aux passereaux paludicoles, 18 mois après l'arrêt des traitements²⁰⁹. Selon Poulin et Lefebvre (2018)²¹⁰, la réduction des arthropodes causée par le *Bti* représente une diminution de 34 % de nourriture potentielle pour des passereaux dans la Camargue, mais les auteurs ne présentent pas de données sur l'abondance des passereaux pour la période d'étude. Également, une diminution significative (en moyenne 52 %) de plusieurs espèces d'oiseaux d'eau associées aux milieux traités (foulque macroule [*Fulica atra*; Aves : Rallidae], canard colvert [*Anas platyrhynchos*; Aves : Anatidae], canard chipeau [*Mareca strepera*; Aves : Anatidae], grèbe huppé [*Podiceps cristatus*; Aves : Podicepedidae], huîtrier pie [*Haematopus ostralegus*; Aves : Haematopodidea]) dans des sites du suivi a été détectée^{160,209,286}. Ce déclin n'a pas été observé dans les espaces naturels de la Camargue non traités au *Bti*¹⁶⁰. Lagadic et collab. (2014)²⁵³ suggèrent toutefois que des différences autres que le traitement au *Bti*, notamment entre les variables écologiques des sites traités et des sites de contrôle, pourraient expliquer les impacts observés sur la reproduction de l'hirondelle de fenêtre en Camargue^{160,209,217,286,287}. Cet argument est repris par l'industrie^{235,382,396} pour critiquer les résultats de Poulin et collab. (2010)²¹⁷.

Timmermann et Becker (2017)²³⁵, employés de la KABS) ont analysé des données publiées et non publiées, obtenues entre 1989 et 1991, sur l'abondance d'insectes aériens, ainsi que sur la nourriture des oisillons de l'hirondelle de fenêtre (*D. urbicum*) dans la vallée du Rhin en Allemagne. L'analyse a été faite dans des zones avec et sans épandage de *Bti* (voir section 5.2). Contrairement à l'étude en Camargue, les auteurs ont montré qu'il n'y avait pas d'impact sur la communauté d'insectes dans les zones

inondables de la vallée du Rhin. De plus, la nourriture donnée aux oisillons de l'hirondelle changeait de la première couvée à la deuxième, ce qui reflétait le changement observé dans l'abondance d'insectes disponibles. Dans cette étude, le moucheron était à certains moments la proie potentielle la plus abondante (>40 %), mais il n'était pas utilisé pour nourrir la deuxième couvée²³⁵. Les auteurs précisent que leurs résultats ne corroborent pas les observations de Poulin et collab. (2010)²¹⁷ sur les différences dans la composition et l'abondance des proies consommées par l'hirondelle de fenêtre entre les sites traités et non traités au *Bti*. De plus, ils²³⁵ indiquent que Poulin et collab. (2010)²¹⁷ font des inférences sur l'abondance des arthropodes entre les sites traités au *Bti* et les sites non traités à partir des différences observées dans les bols alimentaires ramenés au nid par les adultes sans toutefois avoir mesuré directement la disponibilité et la densité des proies dans les milieux à l'étude (voir aussi Poulin, 2019²⁸⁶ plus haut). Timmermann et Becker (2017)²³⁵ ne se réfèrent pas aux travaux de Poulin et collab. portant sur les stades adultes des odonates (libellules et demoiselles), sur les chironomidés et sur le lien corrélatif entre l'épandage de *Bti* dans la Camargue et la diminution de l'abondance des odonates^{160,287}. Ils ne font pas état du déclin de 75 % d'insectes en Allemagne, plus précisément à Krefeld, un peu plus au nord le long du Rhin (Hallmann et collab., 2017³¹¹ et aussi^{304,308,310}). Ainsi, les densités d'insectes sont beaucoup plus basses aujourd'hui qu'il y a 30 ans lors des travaux initiaux de terrain effectués par Timmermann et Becker et qui ont été publiés en 2017²³⁵.

Schraut et Wink (2018)⁴⁵² ont observé, dans une réserve vouée à la conservation de la nature, entourée par un bras mort du Rhin, un déclin important de la majorité des espèces d'oiseaux nicheurs et une augmentation d'une minorité de ces oiseaux entre 1974 et 1979 et en 2017. Les oiseaux les plus affectés sont les insectivores des milieux humides avec un déclin de -92 %, suivis par des insectivores associés à un paysage ouvert/culture (-86 %) et des insectivores forestiers (-37 %)⁴⁵². Les oiseaux non insectivores les plus affectés sont ceux associés à un paysage ouvert/culture (-82 %), suivis par les oiseaux forestiers (-70 %) et des milieux humides (-35 %)⁴⁵². La KABS a commencé son programme de contrôle d'insectes piqueurs dans la région il y a près de 40 ans²²⁷, et les auteurs mentionnent que cela pourrait avoir affecté les oiseaux insectivores des milieux humides⁴⁵².

De manière générale, les chironomes, tant les larves que les adultes émergents, constituent une source de nourriture majeure pour les niveaux trophiques supérieurs dans les milieux aquatiques temporaires et permanents, car ils sont omniprésents et très abondants^{229,265,453,454}. Charbonneau et collab. (1994)²⁷⁸ ont évalué l'impact de VectoBac G (5,6 kg/ha et 28 kg/ha, c.-à-d. le taux recommandé et 5 fois ce taux, selon²⁷⁸) en mésocosmes dans deux milieux humides au Minnesota, aux États-Unis, sur la survie des macroinvertébrés comme source de nourriture pour la sauvagine. Ils concluent que les épandages n'avaient pas d'impact sur les taxa des macroinvertébrés les plus abondants, mais ils mentionnent aussi qu'il faut faire des études supplémentaires afin de mitiger les impacts potentiels sur les chironomes²⁷⁸.

Dans les forêts boréales scandinaves, les oisillons des canards barboteurs (*Anas* spp.; Anseriformes : Anatidae) dépendent des insectes émergents, surtout des chironomidés, pendant les premières semaines de leur vie^{455,456}. Il a même été suggéré que l'éclosion des oisillons est synchronisée avec les pics d'abondance des insectes émergents⁴⁵⁵. Dessborn et collab. (2009)⁴⁵⁵ ont observé que le succès de reproduction de ces canards était corrélé avec la quantité de chironomidés émergents à l'échelle d'un lac. Cette observation a été confirmée par Hansson et collab. (2014)⁴⁵⁶. Dessborn et collab. (2009)⁴⁵⁵ précisent que la période d'émergence des différentes espèces de chironomidés combinées n'est pas assez courte ni assez prédictible pour jouer un rôle important dans l'évolution de la synchronisation de la reproduction des canards barboteurs⁴⁵⁵. Dans le lac Michigan, aux États-Unis, les chironomidés peuvent constituer jusqu'à 88 % des insectes émergents, avec deux événements d'émergence majeurs, du début du printemps jusqu'au début de l'été ainsi que de la fin de l'été jusqu'au début de l'automne. Ces événements sont une source d'énergie importante pour la reproduction des canards ainsi que pour les oiseaux migrateurs (MacKenzie et Kaster, 2004¹²⁷). Dans leur revue de littérature, Holopainen et collab. (2015)⁴⁵⁷ distinguent les différentes étapes qui déterminent le succès reproducteur pour les canards des milieux humides dans les régions boréales humides : le choix du site (qualité) pour le nid, dont la morphologie du milieu, puis le succès des nids et enfin la survie des canetons. Pour cette dernière étape, les insectes émergents sont un facteur si important que les femelles choisissent l'emplacement dans le lac en anticipant la possibilité de limitation de nourriture⁴⁵⁷. Des larves et des pupes des moustiques ont été observées dans l'œsophage de différents canards au Dakota du

Nord, et les femelles consomment en moyenne de trois à cinq fois plus de moustiques que les mâles (Meyer et Swanson, 1982 dans ⁴⁵⁸). Toutefois, la famine n'est pas nécessairement la cause de mortalité directe. En effet, elle affecte aussi d'autres éléments, tels que la vigilance, augmentant ainsi le risque de mortalité causée par des prédateurs⁴⁵⁹.

Plusieurs espèces de canards barboteurs (Ansériformes : Anatidae, tribu Anatinae), tels que le canard colvert (*Anas platyrhynchos*), nichent partout dans les forêts boréales du Québec méridional (Robert et collab., 2019⁴⁶⁰). Au Québec, le pic de la période de nidification du canard colvert est généralement de la mi-avril à la mi-juin et la période d'élevage est de juin à août, et pour le canard noir (*Anas rubripes*), ces périodes sont de mai à la mi-juin et de juin à août, respectivement (com. pers. Jean Rodrigue, 1^{er} mai 2019;⁴⁴⁰). Cette période correspond aussi à la saison d'épandage de *Bti* au Québec; une diminution de l'émergence d'insectes pourrait donc affecter les populations de ces canards barboteurs.

Beaucoup de canards plongeurs (aussi appelés canards de mer; Ansériformes : Anatidae, tribu Aythyinae) d'Amérique du Nord et d'Europe utilisent des milieux humides des forêts boréales pendant la période de reproduction (Holopainen et collab., 2015⁴⁵⁷). Selon l'espèce, on peut les trouver partout dans le Québec méridional (Robert et collab., 2019⁴⁶⁰). Comme pour les canards barboteurs, le succès de reproduction des canards plongeurs est corrélé avec l'abondance de nourriture en invertébrés benthiques, les nectoniquesⁱⁱ ainsi que le zooplancton⁴⁵⁷. De plus, la composition taxonomique ainsi que la distribution des classes de taille peuvent jouer un rôle important pour la sélection des plans d'eau⁴⁵⁷. L'arlequin plongeur (*Histrionicus histrionicus*; Ansériformes : Anatidae)⁴⁶¹ et le garrot d'Islande (*Bucephala islandica*; Ansériformes : Anatidae) sont des canards plongeurs désignés préoccupants dans l'est du Canada⁴⁶². L'arlequin plongeur est reconnu pour s'alimenter de larves de simules sur les aires de nidification^{463,464}. Il niche cependant peu là où il y a des épandages de *Bti*, sauf peut-être en Gaspésie, en Basse-Côte-Nord et dans le nord du Québec. Il n'y a pas de données sur le régime alimentaire de la population de l'est du garrot d'Islande publiées à ce jour (com. pers. Michel Robert, 4 mai 2020). Lors de la période de reproduction, le garrot d'Islande fréquente de préférence des lacs sans poissons au Québec⁴⁶⁵. Les femelles du garrot d'Islande ayant des canetons suivent les plus hautes densités des larves de simules, source principale de nourriture pour les jeunes, dans la région du lac Myvatn, en Islande⁴⁶⁶. Et dans des lacs de l'intérieur en Colombie-Britannique, l'essentiel du régime pendant la période de reproduction du garrot d'Islande serait composé d'insectes (Trichoptères, Anisoptères, Zygoptères, Corixidae, Chaoboridae, Chironomidae)⁴⁶⁷. L'abondance de différentes proies aquatiques, telles que les espèces ciblées par le *Bti* (les moustiques et mouches noires), mais aussi des espèces non ciblées, comme les chironomidés^{230,263}, les daphnies et les copépodes³³³ et les ostracodes³³⁷, pourrait être affectée par l'épandage de *Bti*, de même que l'abondance des organismes aquatiques carnivores qui dépendent de ces organismes, comme discuté dans la section 6. Ces modifications dans les réseaux trophiques pourraient affecter la reproduction des canards plongeurs.

Par ailleurs au Canada, les populations de sauvagine (canards et oies) de la région du sud du Bouclier canadien et des Maritimes augmentent^{415,417}. Cet accroissement est dû entre autres aux activités de restauration et de conservation des sols, à la réduction des contaminants et au succès de la gestion de la chasse ainsi que de la gestion des milieux humides dans le cadre du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine⁴¹⁷. Rosenberg et collab. (2019)⁴¹⁶ estiment que la population de la sauvagine a augmenté de 44 % en Amérique du Nord entre 1970 et 2017 et celle des oiseaux associés aux milieux humides, de 47 %⁴¹⁶.

En Camargue, Poulin et collab. (2021)⁴³² ont comparé les observations sur l'abondance des oiseaux aquatiques d'avant (2000-2006) et pendant la démoustication (2006-2013). Ils ont observé une réduction de l'abondance des groupes d'espèces les plus abondantes : les canards, les foulques et les grèbes (foulque macroule [*Fulica atra*] : -69 %; canard colvert (*Anas platyrhynchos*) : -30 %; canard chipeau [*Mareca strepera*] : -46 %; tadorne de Belon [*Tadorna tadorna*] : -52 %; grèbe huppé [*Podiceps cristatus*] : -70 %; grèbe castagneux [*Tachybaptus ruficollis*] : -93 %). Par contre, la population de canard

ⁱⁱ Qui nagent pour se déplacer.

souchet (*Spatula clypeata*), une espèce dans le même groupe que les précédentes, a connu une augmentation importante (+90 %) ⁴³².

En plus du déclin d'abondance de nourriture dû à l'épandage de *Bti*, Poulin et collab. (2021) ⁴³² ont incorporé dans leurs analyses les perturbations par des aéronefs pour les épandages aériens ou par le personnel pour les épandages terrestres, ainsi que les modifications dans la gestion du niveau d'eau et de la salinité. Cela a permis, pour la première fois dans la littérature consultée pour cette revue, d'estimer l'impact de chaque facteur en lien avec le contrôle des insectes piqueurs sur l'abondance relative des différentes espèces d'oiseaux aquatiques ⁴³². Certaines espèces, comme la mouette rieuse (*Chroicocephalus ridibundus*; Aves : Laridae) et le pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*; Aves : Charadriidae), semblent plus sensibles au changement dans la gestion de l'eau ⁴³². Par contre, l'huîtrier pie (*Haematopus ostralegus*) s'avère davantage influencé par l'abondance de nourriture et le canard colvert (*Anas platyrhynchos*), plutôt par les perturbations causées par le passage des aéronefs ⁴³². Pour la majorité des espèces, c'est une combinaison de ces trois facteurs qui expliquerait les changements observés dans leur abondance respective, et ce, avec des impacts relatifs variables ⁴³².

Il y a peu d'études portant sur les effets indirects de l'épandage des différentes variétés de *Bt* sur les oiseaux. Toutefois, Sopuck et collab. (2002) ⁴⁶⁸ n'ont pas observé une modification de la diversité des oiseaux chanteurs après l'épandage de *Btk* (Foray 48B) sur l'île de Vancouver, sauf pour le tohi tacheté (*Pipilo maculatus*; Aves : Passerellidae), chez qui il y avait une réduction significative du nombre de nichées l'année d'épandage. Norton et collab. (2001) ⁴⁶⁹ ont observé en Ontario des effets indirects sur la croissance des poussins de tétras du Canada (*Dendragapus canadensis* Aves : Phasianidae) à la suite de l'épandage de *Btk* (Thuricide 48 LV, 20 BIU ha⁻¹; dose : 1,8 l ha⁻¹ et 2,4 l ha⁻¹ la 2^e année) pour le contrôle de la tordeuse du pin gris (*Choristoneura pinus*; Lepidoptera : Tortricidae). Les poussins de tétras du Canada sont carnivores pendant les deux premières semaines après l'éclosion, avant de devenir plutôt herbivores ⁴⁶⁹. Pendant cette période, leur nourriture est principalement constituée de chenilles de différentes espèces de lépidoptères (avec une teneur élevée en protéines et en gras) ⁴⁶⁹. La croissance des poussins dans les zones avec épandage de *Btk* était significativement plus faible (-30 %) que celle dans les zones témoins ⁴⁶⁹. De plus, les gésiers des individus situés dans les zones témoins avaient un contenu 2,5 fois plus lourd et consistant en chenilles. Par ailleurs, les gésiers des individus situés dans les zones avec épandage contenaient plutôt des fourmis et des araignées ⁴⁶⁹. Une croissance réduite pendant les deux premières semaines des poussins peut entraîner des conséquences importantes pour les populations de tétras du Canada dans les zones avec épandage de *Btk* ⁴⁶⁹. L'épandage de *Btk* (Thuricide 32LV) dans des forêts de feuillus au New Hampshire, aux États-Unis, réduit de manière significative la biomasse de chenilles pendant la période de reproduction des oiseaux, ce qui entraîne une réduction significative du nombre de nichées de la paruline bleue (*Setophaga caerulescens*; Aves Parulidae) dans les zones traitées. Cependant, aucune influence n'a été observée sur le succès reproducteur pour ces nichées (Rodenhouse et Holmes, 1992 ⁴⁷⁰). À la suite d'épandages de *Btk*, il y a eu une réduction du nombre de larves de lépidoptères, lesquelles sont une source importante de nourriture pour certains oiseaux et chiroptères (Miller, 2000 dans ³⁵).

L'épandage de *Btk* pour contrôler les populations de la spongieuse nord-américaine (*Lymantria dispar* L.) dans des forêts de feuillus du comté d'Augusta en Virginie, aux États-Unis, pendant quatre ans (de 1996 à 1999) a changé le comportement de recherche de nourriture chez les adultes de la paruline vermivore (*Helmitheros vermivorum*; Aves Parulidae), ce qui a entraîné la diminution de la biomasse des oisillons et un déclin de la population (Awkerman et collab., 2011 ⁴⁷¹). Les auteurs ⁴⁷¹ concluent que l'utilisation pendant plusieurs années d'un insecticide peu toxique peut avoir des effets négatifs sur des populations d'organismes non ciblés par la réduction des proies. Cela s'explique par des modifications dans le réseau trophique et le fonctionnement de l'écosystème, ce qui n'est généralement pas inclus dans l'évaluation du risque associé à l'utilisation de cet insecticide ⁴⁷¹.

10.2 Conclusion

De façon générale, les pesticides représentent des facteurs de stress importants pour les populations d'oiseaux insectivores qui sont déjà en déclin. Parmi les différentes études recensées, peu abordent les

impacts directs des toxines du *Bti* ou de ses formulations sur les oiseaux. Toutefois, il ne semble pas y avoir d'effet sur la morbidité ou sur la mortalité des oiseaux^{10,45}. Certaines toxines de *Bt* nouvellement isolées, les parasporins⁵¹, ne font pas encore l'objet d'études. Actuellement, le seul impact direct anticipable en lien avec le contrôle des insectes piqueurs est associé au dérangement, lors des épandages pendant la période de nidification ou d'élevage des oisillons^{209,432}.

À première vue, il semble y avoir un lien entre le déclin des populations d'oiseaux insectivores aériens et le déclin des populations de leurs proies, comme observé pour l'hirondelle de fenêtre en Camargue^{160,217}. Afin de mesurer les effets indirects du *Bti* et les risques liés aux épandages sur les oiseaux au Québec, il serait pertinent de connaître l'importance des diptères qui sont ciblés par cet insecticide (dont les chironomidés) dans leurs régimes alimentaires et qui sont nécessaires pour maintenir leurs populations et l'intégrité de l'écosystème. Étant donné l'importance des chironomidés comme nourriture pour les oisillons des canards barboteurs^{455,456,472,473} ainsi que la susceptibilité de ces insectes au *Bti*, les épandages peuvent potentiellement avoir un effet sur la population de sauvagine au Québec. De plus, plusieurs espèces de canards sont particulièrement sensibles au dérangement causé par les avions et hélicoptères volant à basse altitude (canard colvert et canard chipeau, en Camargue)⁴³². Dans la section précédente, certaines publications mentionnent que les larves de chironomidés semblent beaucoup moins sensibles au *Bti* que les larves de moustiques^{45,360,251}. Or, d'autres études^{174,269,229,260} montrent que les larves de chironomes peuvent être tuées aux concentrations de *Bti* qu'on pourrait observer à la suite d'épandages avec des taux d'application utilisés au Québec. Cette situation pourrait aussi s'aggraver lorsque les spores de *Bti* s'accumulent à la suite de multiples épandages ou du recyclage du *Bti*^{200,73} (voir section 4). Les canetons des canards barboteurs (*Anas* spp.) ont besoin d'une nourriture riche en protéines pendant les premières semaines de vie afin de croître et de survivre. La majorité de leur nourriture pendant cette période provient d'insectes émergents, et ce sont les diptères, spécialement les chironomidés, qui constituent la majorité de la diète des canetons^{455,456,472,473}. Ainsi, dans des sites où le *Bti* pourrait se recycler ou s'accumuler, les larves de chironomidés, dont certaines espèces présentes au Québec¹⁰, pourraient être éliminées et la croissance ou la survie des canetons de canards barboteurs pourrait être affectée.

Les insectes émergents tels que les moustiques et les chironomidés font partie des principales sources de nourriture pour les araignées et les libellules dans des zones riveraines et dans les milieux humides. En Camargue, la réduction des densités de moustiques et de chironomidés a provoqué une réduction considérable de l'abondance des araignées et des libellules, qui sont la nourriture préférée des oisillons de l'hirondelle de fenêtre. Ainsi, l'épandage de *Bti* a diminué le succès de la reproduction de cette espèce d'hirondelle⁸⁰. L'épandage de *Bti* pourrait modifier le fonctionnement de l'écosystème quand une espèce clé, comme les chironomes, est supprimée du réseau trophique. Cela crée un effet ascendant (*bottom-up*), ou une baisse d'abondance ou de qualité des premiers niveaux trophiques entraîne une diminution de la production aux niveaux trophiques supérieurs. Il est possible que la situation de la Camargue soit unique, néanmoins il est important de considérer que partout dans le monde, des oiseaux ou d'autres organismes occupent des niches écologiques équivalentes à celle de l'hirondelle de fenêtre.

En général, face à des perturbations, les écosystèmes en santé semblent résilients et les diverses composantes du réseau trophique peuvent s'adapter au changement. Dans ce cas, l'impact serait inversement proportionnel à la complexité de l'écosystème, car plus les écosystèmes sont complexes, plus il y aura de doublons et de maillons dans les réseaux trophiques^{474,475}. Cependant, il n'y a pas consensus sur cette conclusion (Landi et collab., 2018⁴⁷⁶). En effet, différentes espèces et différentes communautés réagissent diversement à des perturbations de l'écosystème, telles que l'élimination d'une source de nourriture, et cela peut déstabiliser cet écosystème⁴⁷⁶⁻⁴⁸⁰. La majorité des facteurs de stress, dont une diminution de la biodiversité, entraînent généralement une simplification des réseaux trophiques en concentrant les flux d'énergie par moins de chemins⁴⁸¹. Cela peut affecter la persistance des communautés présentes dans les écosystèmes⁴⁸¹. De plus, les caractéristiques propres de chaque écosystème, dont les différentes sources de stress, détermineront le niveau de résilience. C'est pourquoi il serait important d'examiner le lien historique entre l'état des populations des oiseaux insectivores et les épandages de *Bti* au Québec depuis 1982, si ces données peuvent être retrouvées, afin de déterminer si ces écosystèmes se sont modifiés par rapport à ceux où il n'y a jamais eu d'épandage. Dans cette perspective, on peut s'attendre à ce qu'à l'intérieur des groupes d'oiseaux qui se nourrissent d'insectes

émergents au printemps, les espèces d'oiseaux spécialistes des insectes sensibles au *Bti* puissent être plus affectées. Les oiseaux généralistes seraient moins touchés, car étant plutôt opportunistes, ils peuvent s'acclimater aux variations de nourriture.

11 Effets sur les chauves-souris

Au Québec, il y a huit espèces de chauves-souris⁴⁸², dont cinq sont identifiées comme susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables³. Un peu plus de 90 % des populations des chauves-souris cavernicoles ont été décimées par le syndrome du museau blanc⁴⁸². Parmi ces espèces, la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*; Chiroptera : Vespertilionidae), la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*; Chiroptera : Vespertilionidae) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*; Chiroptera : Vespertilionidae) ont été désignées « en voie de disparition » au Canada⁴⁸³, alors que la pipistrelle de l'Est est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au Québec³. Considérant l'état fragile des populations de la majorité des espèces de chauves-souris au Québec, l'évaluation de l'impact d'une réduction potentielle de l'abondance de nourriture par des épandages de *Bti* est primordiale. Les analyses des effets directs et indirects sur un groupe d'espèces non ciblées sont encore très rares, mais il y a eu récemment une première analyse des effets directs et indirects d'un groupe de pesticides (néonicotinoïdes) sur les chauves-souris⁴⁸⁴.

11.1 Information disponible dans la littérature

Effets directs

Les chauves-souris vivent à proximité de l'eau. Elles sont rarement en contact direct avec l'eau, mais elles ont besoin de boire une eau douce de bonne qualité⁴⁸⁵. En principe, l'effet direct des épandages de *Bti* sur les chauves-souris (toxicité directe) est peu probable, car les mammifères ne sont pas affectés par les toxines de *Bti*, selon des publications qui datent d'avant 2000⁴⁵. Par contre, Rubio-Infante et Moreno-Fierros (2016)⁵⁶ concluent dans leur revue de littérature que, si le terme « toxique » n'est peut-être pas approprié pour des mammifères, les toxines de *Bt* ont néanmoins des effets sur les processus physiologiques qui peuvent devenir pathologiques. Différentes formes de spores et cristaux de *Bt* montraient des impacts cytotoxiques et génotoxiques sur des érythrocytes de souris (injection intra-abdominale 27, 136 et 270 mg/kg)⁴⁸⁶. Or, d'autres études n'ont pas observé les mêmes impacts⁴⁸⁷⁻⁴⁸⁹. Cependant, Freire et collab. (2014)⁴⁸⁹ ont observé des troubles hématologiques chez des souris après une exposition orale pendant 72 h (2 et 4*10⁹ spores/kg). Ils concluent que même si les effets observés sont reliés à des concentrations qui ne se trouvent normalement pas dans la nature, les spores et cristaux de *Bt* ne sont pas sans effet pour les souris⁴⁸⁹. Toutefois, des études sur les effets des formulations de *Bti* sur les chauves-souris semblent manquantes. Quant aux dérangements occasionnés par l'épandage, ils sont faibles, car les chauves-souris ne sont pas présentes dans le milieu pendant le jour. Des spores de *Btk* et de *Bti* ont germé dans des intestins de rat, mais sans causer d'impacts, probablement en raison du nombre de cellules qui n'était pas assez élevé⁴⁹⁰. En effet, on estime que des impacts surviennent quand il y a au moins 10⁶ cellules végétatives de *Bt* par ml dans des cultures de cellules⁴⁹⁰.

Effets indirects

Les impacts indirects des épandages méritent plus d'attention, car les changements dans l'écosystème et le réseau trophique pourraient causer une diminution de proies potentielles pour les différentes espèces de chauves-souris. Par exemple, Allgeier et collab. (2019) suggèrent que la réduction des populations de chironomides, en plus de la réduction des moustiques, peut entraîner un effet négatif indirect sur les oiseaux, les chiroptères et d'autres organismes qui se nourrissent de ces insectes²³⁰.

Étant donné que les chauves-souris sont des chasseuses nocturnes, il y a un chevauchement important de leur période d'activité avec celle des moustiques, surtout pendant le crépuscule. Cependant, selon Becker et collab. (2010¹⁰; employés de la KABS), les moustiques ne sont pas une source de nourriture importante pour la majorité des chauves-souris, qui sont en général des prédateurs opportunistes d'insectes nocturnes¹⁰. Ils citent plusieurs études européennes qui ont démontré qu'une grande variété de ces insectes, souvent de plus grande taille que les moustiques, forment une part importante de la nourriture des chauves-souris. Les papillons nocturnes (Lepidoptera), les scarabées (Coleoptera), les

chrysopes (Planipennia), les trichoptères (Trichoptera), les éphémères (Ephemeroptera) et les chironomidés (Chironomidae) se retrouvent parmi les proies préférées des chauves-souris¹⁰. En de rares occasions, quand leurs densités sont très élevées, les moustiques peuvent devenir des proies importantes pour certaines espèces de chauves-souris, par exemple pour la sérotine de Nilsson (*Eptesicus nilssonii*; Chiroptera : Vespertilionidae), durant l'été dans le nord de la Suède (Rydel, 1990 dans ¹⁰).

En Australie, une étude sur l'utilisation du territoire de chasse dans différents habitats côtiers par 13 espèces de chauves-souris en lien avec des densités de moustiques, principalement *Aedes vigilax*, et d'autres proies montre que seulement pour le genre *Vespadelus* spp. (Chiroptera : Vespertilionidae), il y a une corrélation positive entre les zones d'abondance de moustiques et l'activité d'alimentation de ces chauves-souris (Gonsalves et collab., 2013⁴⁹¹). Celles-ci sont très petites et utilisent un système d'écholocation haute fréquence adapté pour de petites proies⁴⁹¹. Les différences du système d'écholocation et de la morphologie des ailes déterminent les zones de chasse des autres espèces⁴⁹¹. Dans une deuxième étude, ayant eu cours dans la même région, sur les étendues du territoire d'alimentation de la petite chauve-souris forestière (*Vespadelus vulturnus*), dans des marécages côtiers où l'implantation d'un programme de déoustication à l'aide du *Bti* était envisagée, il a été observé que ces chauves-souris adaptaient leurs zones de chasse à la densité de moustiques. Quand les moustiques s'éloignaient de la côte, les chauves-souris se déplaçaient aussi vers l'intérieur des terres⁴⁹². Les auteurs suggèrent d'éviter les épandages de *Bti* au printemps et en début d'été, pendant la période de lactation de ces chauves-souris durant laquelle les femelles sont plus vulnérables⁴⁹². Les chauves-souris du genre *Vespadelus* sont plus petites que les espèces québécoises, ainsi ces observations ne sont pas nécessairement applicables pour nos espèces (com. pers. Nathalie Desrosiers, 12 juin 2019).

Une étude japonaise a démontré que les insectes aquatiques émergents déterminent la distribution de deux espèces de chauves-souris (*Myotis* sp.). Ces dernières ne s'alimentaient pas au-dessus des sections de cours d'eau et d'étangs où les insectes émergents étaient bloqués par des filets avec des mailles de 1 mm²³⁹.

La petite chauve-souris brune (*M. lucifugus*) est présente partout au Canada (sauf au Nunavut)⁴⁸³. Elle se nourrit d'insectes émergents⁴⁹³ au-dessus des plans d'eau, tels que les diptères et les trichoptères⁴⁹⁴. En combinant toutes les observations à travers le Canada, on constate que la diète des populations présentes dans les maternités, c'est-à-dire en majorité composées de femelles et de jeunes, est dominée par des diptères (sans précision sur les espèces) pendant la période de reproduction de mai à la mi-juin (analyses génétiques du guano)⁴⁹⁴. Pendant cette période, en Saskatchewan, la nourriture était composée exclusivement de diptères⁴⁹⁴. Par la suite, les populations de la petite chauve-souris brune ont consommé plus de lépidoptères et de trichoptères. Ce changement est moins prononcé en Ontario⁴⁹⁴. Au New Hampshire, la nourriture des femelles de la petite chauve-souris brune consiste en grande partie en diptères⁴⁹⁵. Rydell et collab. (2002)⁴⁹⁶ estiment à 92 % l'efficacité des captures des moustiques par la petite chauve-souris brune. Les résultats pour le Québec (dans les parcs nationaux de la Jacques-Cartier et d'Aigüebelle ainsi que dans la forêt Montmorency) montrent que les petites chauves-souris brunes mâles consomment surtout des diptères⁴⁹⁴. Les données pour les femelles sont manquantes⁴⁹⁴. En général, les lépidoptères représentent 35 % de la nourriture au début de l'été et 55 % à la fin d'été pour la petite chauve-souris brune⁴⁹⁴. Une autre étude, effectuée en Ontario, montre que les individus dans les maternités de la petite chauve-souris brune consomment des diptères, particulièrement les chironomidés, et des éphémères, surtout du genre *Caenis*⁴⁹⁷. Les proies identifiées à l'espèce suggèrent que les différentes colonies de chauves-souris utilisent des habitats différents : les individus d'une maternité en milieu agricole mangent davantage les insectes qui émergent des rivières et ruisseaux (milieux lotiques) et les individus associés au milieu forestier attrapent plus des proies provenant des mares et des lacs (milieux lentiques)⁴⁹⁷. Aucun moustique n'a été détecté dans le guano lors de cette étude ontarienne⁴⁹⁷. Sur Grosse-Île, au Québec, le domaine vital des femelles de la petite chauve-souris brune en lactation est en moyenne de 17,6 ha et celui des femelles gravides de 30,1 ha (Henry et collab., 2002⁴⁸⁵). Les femelles en lactation consomment jusqu'à 100 % de leur poids en insectes par nuit⁴⁹³ et s'éloignent rarement de plus de 600 m de la maternité⁴⁸⁵.

Dans le Wisconsin, aux États-Unis, les petites chauves-souris brunes consomment une plus grande diversité de moustiques que les grandes chauves-souris brunes (*Eptesicus fuscus*; Chiroptera : Vespertilionidae)⁴⁹⁸. Quinze espèces de moustiques ont été identifiées dans 71,9 % des échantillons de guano des petites chauves-souris brunes. Le guano des grandes chauves-souris brunes a montré des traces de sept espèces de moustiques dans 33 % des échantillons⁴⁹⁸. Les auteurs suggèrent que la consommation de moustiques par des chauves-souris est plus importante que démontré dans le passé et que l'importance des interactions trophiques entre les moustiques et les chauves-souris devrait être réévaluée⁴⁹⁸.

Les grandes chauves-souris brunes utilisent une grande variété d'habitats, dont des milieux humides, et ont ainsi accès à une grande variété de proies⁴⁹⁹. Une étude faite en Ontario a montré que ces chauves-souris sont généralistes et qu'en plus d'une variation saisonnière, les proies de cette espèce montrent une variation annuelle. Les coléoptères sont les proies principales⁴⁹⁹. Toutefois, la consommation de coléoptères varie, alors que celle de lépidoptères et d'éphémères est plutôt constante. La diversité alimentaire augmente vers la fin de l'été, quand la diversité d'insectes diminue⁴⁹⁹. Les diptères étaient les proies dominantes au printemps (période de reproduction) une année sur deux et l'autre année, la proportion de proies était stable de mai à septembre⁴⁹⁹. En 2008, au début de l'été, les diptères dominaient la diète des grandes chauves-souris brunes avec 43 % des espèces consommées, alors qu'en 2011 les coléoptères ont été le groupe dominant, avec 39 % des espèces consommées. Parmi les 28 espèces de diptères détectées, il y avait 9 espèces de chironomes, 2 espèces de culicidés (*Culex pipiens* et une espèce non identifiée) et 1 espèce de similie⁴⁹⁹. Cependant, la chauve-souris rousse (*Lasiurus borealis*; Chiroptera : Vespertilionidae) consomme surtout des lépidoptères (Clare et collab., 2009⁵⁰⁰).

Les diptères font partie des proies de la chauve-souris nordique (*M. septentrionalis*) et des proies de la pipistrelle de l'Est (*P. subflavus*)⁴⁸³, mais l'importance de ces insectes dans leur diète n'est pas connue. Reiskind et Wund (2009)⁵⁰¹ ont observé une réduction de 32 % de l'oviposition des moustiques (*Culex* spp.) due à la prédation par la chauve-souris nordique sur les moustiques pendant des expériences dans des enclos. En Alberta, les diptères étaient présents dans 50 à 60 % des estomacs des chauves-souris argentées (*Lasionycteris noctivagans*; Chiroptera : Vespertilionidae) et dans 25 à 45 % des estomacs des chauves-souris cendrées (*Lasiurus cinereus*; Chiroptera : Vespertilionidae), étudiées lors de la migration automnale⁵⁰². Il n'y a pas de données détaillées sur la composition de la diète des autres espèces de chauves-souris au Canada. Toutes les espèces québécoises utilisent une grande variété d'habitats et sont généralistes (com. pers. Nathalie Desrosiers, 12 juin 2019).

En Allemagne, les chironomes sont la nourriture principale du murin de Daubenton (*Myotis daubentonii*; Chiroptera : Vespertilionidae); ils sont capables de fournir l'énergie nécessaire aux femelles gestantes ainsi qu'aux mâles lors des périodes de spermatogénèse⁵⁰³. L'état des populations de chauves-souris n'est pas évalué dans le cadre du suivi relatif à l'épandage de *Bti* dans les plaines inondables de la vallée du Rhin (com. pers. Carsten Brühl, 5 novembre 2019), à part les observations de 1994 à 1997 présentées par Arnold et collab.^{504–506} et qui ont été faites en collaboration avec la KABS. La pipistrelle de Nathusius (*P. nathusii*; Chiroptera : Vespertilionidae) et le murin de Daubenton se nourrissent d'arthropodes, de petite et moyenne tailles, majoritairement des diptères⁵⁰⁶. Le murin de Daubenton se nourrit, au printemps, principalement de chironomidés (jusqu'à 82 %) et en été d'insectes d'origine non aquatique⁵⁰⁶. Les essaims de chironomes sont une source de nourriture importante pour les populations de murins de Daubenton et de pipistrelles de Nathusius au printemps dans cette région⁵⁰⁶.

En Finlande, le murin de Daubenton se nourrit aussi principalement de chironomes, selon des analyses génétiques des fèces⁵⁰⁷, même à la fin de la saison quand les mouches noires deviennent plus abondantes parmi les proies potentielles⁵⁰⁸. De plus, la comparaison de la nourriture des différents individus montre qu'il n'y a pas de préférences ou de spécialisation parmi les individus pour les différentes sources de nourriture⁵⁰⁸. L'analyse des fèces de 5 espèces de chiroptères finlandaises (sérotine de Nilsson [*Eptesicus nilssonii*], murin de Brandt [*Myotis brandtii*], murin de Daubenton [*M. daubentonii*], murin à moustaches [*M. mystacinus*] et Oreillard roux [*Plecotus auritus*]) montre que les diptères et lépidoptères combinés constituent entre 80 et 90 % de toute la nourriture consommée par ces 5 espèces⁵⁰⁹. Chaque espèce consomme des proies différentes et a une préférence pour des proies de

taille différente⁵⁰⁹. Une autre étude scandinave⁵¹⁰ montre que les chiroptères, principalement sérotine de Nilsson (*E. nilssonii*) et Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*), se nourrissent en mai et juin près des milieux humides et lacs eutrophes et en juillet et août, plutôt loin des plans d'eau. Leur distribution est directement liée à l'abondance des insectes⁵¹⁰. Plus de 90 % des insectes étaient des chironomes (41 espèces différentes) et les essaims de ces insectes attiraient des chauves-souris en grand nombre⁵¹⁰. En Grande-Bretagne, la majorité des espèces de chiroptères se nourrissent principalement des diptères, parmi lesquels les chironomes dominent souvent⁵¹¹.

Selon l'évaluation d'impact environnemental indépendante faite en Camargue, en France, l'utilisation de *Bti* à des dosages légèrement au-dessus du taux recommandé (voir section 5.1) peut réduire les émergences d'insectes aquatiques de plus de 50 %, notamment celles des nématocères^{160,209}. Il est démontré dans cette étude que la diminution des proies potentielles pourrait avoir un impact négatif sur les chiroptères de la Camargue (les auteurs font référence spécifiquement aux pipistrelles insectivores), par la migration des individus qui ne trouvent plus à se nourrir suffisamment, la baisse de la natalité et une mortalité juvénile accrue. Des études préliminaires ont montré un effet négatif du *Bti* sur l'activité de chasse et le taux de capture de proies par la pipistrelle pygmée (*Pipistrellus pygmaeus*), qui se nourrit essentiellement de chironomes^{160,209}. Cependant, l'amplitude de ces effets n'est pas précisée. Par ailleurs, la colonisation de nichoirs pendant trois ans n'a pas été affectée par l'épandage de *Bti*. Sur un total de 40 nichoirs installés en 2012, le nombre de nichoirs colonisés a augmenté graduellement, passant de 1 en 2012 à 27 en 2015, avec 15 nichoirs situés en zones démoustiquées (c.-à-d. 75 % des nichoirs sont occupés) et 12 en zones non démoustiquées (60 %)¹⁶⁰.

Sample et Whitmore (1993)⁵¹² ont déterminé la composition de la nourriture de la *Virginia big-eared bat* (*Plecotus townsendii virginii*; Chiroptera : Vespertilionidae) par l'analyse des restes dans le guano de trois maternités dans des grottes dans l'ouest de la Virginie, aux États-Unis, ainsi que la disponibilité de nourriture dans les environs de ces maternités avec des pièges lumineux. Les proies de l'ordre Lepidoptera étaient les plus importantes dans leur diète (> 90 % du volume), suivies par Coleoptera, Diptera et Hymenoptera⁵¹². Le patron de consommation des Diptera suivait leur abondance à la limite de la forêt, mais le pourcentage du volume de ce groupe était en moyenne < 2 %⁵¹². Les auteurs indiquent que les populations des espèces qui dépendent des lépidoptères, comme la *Virginia big-eared bat*, pourraient être touchées par l'utilisation de *Btk* pour, par exemple, le contrôle de la spongieuse nord-américaine ou de la tordeuse des bourgeons de l'épinette⁵¹². De plus, les populations de certaines plantes qui dépendent de papillons pour la pollinisation pourraient être influencées par le contrôle des larves de ravageurs avec le *Btk*⁵¹².

11.2 Conclusion

Les conclusions des travaux relatifs aux effets directs de *Bti* sur les mammifères sont contradictoires, mais il semble que les toxines de *Bt* pourraient affecter des mammifères³⁵ ou provoquer des impacts sur les processus physiologiques qui peuvent devenir pathologiques⁵⁶. Or, comme les chauves-souris québécoises sont rarement en contact direct avec l'eau, les risques de contamination semblent peu élevés. Les impacts directs sur les chiroptères sont donc peu probables.

Bien que certaines publications signalent que les chauves-souris sont des prédateurs opportunistes pouvant s'adapter aux changements d'abondance et de diversité des insectes, des études faites sur la petite chauve-souris brune (*M. lucifugus*) à travers le Canada indiquent que les diptères forment une part importante de la diète de cette espèce. On remarque aussi que pendant le mois de mai jusqu'à la mi-juin, bien que les données sur les femelles pour le Québec ne soient pas disponibles, les diptères, notamment les chironomides pour les populations forestières⁴⁹⁷, constituent la diète principale des individus au Québec (jeunes et adultes confondus)⁴⁹⁴. Ainsi, les épandages de *Bti* pourraient constituer un risque pour la petite chauve-souris brune, particulièrement pendant la période de reproduction. Même si les espèces peuvent s'adapter à une variété d'insectes dans leur diète, on ignore si les femelles peuvent remplacer l'apport nutritif des insectes émergents par d'autres insectes présents lors de la période reproductive.

Étant donné que le domaine vital des femelles de la petite chauve-souris brune pendant la période de lactation est d'environ 18 ha⁴⁸⁵, le risque pour ces populations peut être important si l'on considère que les épandages aériens peuvent couvrir jusqu'à 5 000 ha au Québec, sans l'obligation de faire une évaluation environnementale.

Quant aux autres espèces de chauves-souris au Québec, il serait pertinent de mener une évaluation de l'importance saisonnière des diptères dans leur diète, tout en poursuivant un suivi des populations dans les régions où les épandages de *Bti* ont lieu. Néanmoins, l'impact du *Bti* appréhendé pour la petite chauve-souris brune pourrait être plus important que pour les autres espèces, car elle dépend plus des petites proies.

En plus de l'importance de la nourriture lors de la période de reproduction, l'abondance de nourriture à la fin de l'été et à l'automne est aussi critique pour les chiroptères au Québec, car ils doivent accumuler des réserves afin de survivre à l'hibernation (comme étudié en Finlande⁵⁰⁸).

Finalement, si l'on considère que le syndrome du museau blanc⁴⁸² est un facteur de mortalité important pour les chauves-souris, et que la petite chauve-souris brune ainsi que deux autres espèces sont en « voie de disparition », le *Bti* constitue un stress additionnel pour les populations de chiroptères au Québec, car il peut réduire la disponibilité des proies pour ces organismes et ainsi s'additionner à l'impact du syndrome du museau blanc sur ces populations.

12 Effets sur les écosystèmes, le phytoplancton, les communautés microbiennes et les cycles biogéochimiques

La présente section aborde l'effet du *Bti* sur plusieurs variables de l'écosystème et sur d'autres organismes non décrits dans les sections antérieures. Ce type d'études n'est pas systématique dans la littérature, alors il n'est pas possible de comparer les résultats obtenus pour une même variable environnementale.

12.1 Information disponible dans la littérature

Effets directs et indirects

Les études sur l'effet du *Bti* dans les écosystèmes montrent que les impacts de ce composé peuvent être complexes. Les algues phytoplanctoniques représentent une source de nourriture importante pour les invertébrés des milieux humides (dont les larves de moustiques, chironomes et simuliés). Elles jouent ainsi un rôle majeur dans les réseaux trophiques et le fonctionnement de ces écosystèmes. Les toxines du *Bti* ou d'autres composés présents dans leurs formulations pourraient affecter le phytoplancton directement. Une réduction du nombre de larves de moustiques à la suite des épandages pourrait modifier l'abondance et la composition de la communauté du phytoplancton par une réduction du broutage sélectif (Fayolle et collab., 2016⁵¹³). Toutefois, des suivis à court terme (11 jours après l'épandage, répétés annuellement de 2006 à 2011) n'ont pas démontré d'effets négatifs ou positifs de l'application de VectoBac 12AS (2,5 l/ha = 319 750 ITU/m² ou 640 ITU/l; voir annexe 1) sur la densité totale et la diversité du phytoplancton dans des étangs vernaux de la Camargue⁵¹³. Les auteurs de cette étude concluent que l'application de *Bti* n'est pas un stress anthropogène pour la communauté phytoplanctonique et que le phytoplancton n'a pas été affecté indirectement par l'élimination des larves de moustiques⁵¹³. Ils ont quand même observé que la composition du phytoplancton a changé en seulement 11 jours, car les diatomées ont été remplacées par des algues résistantes à la sécheresse, mais ce changement ne semble pas dû au *Bti*⁵¹³. Koskella et Stotzky (2002)⁵¹⁴ n'ont pas trouvé d'effets directs sur diverses espèces, surtout des algues vertes et des diatomées, à la suite de l'exposition à certaines toxines isolées et purifiées de différentes formes de *Bt*, dont le *Bti*. De plus, la croissance de huit bactéries à Gram positif et de cinq bactéries à Gram négatif, d'une cyanobactérie et de sept espèces de champignons (deux zygomycètes, un ascomycète, deux deutéromycètes et deux levures) n'a pas été affectée lors de tests en laboratoire⁵¹⁴. Par contre, dans leurs revues de littérature récentes, Martínez-Zavala et collab. (2020)⁴³ et Belousova et collab. (2021)³⁵ énumèrent plusieurs études portant sur la production des agents antimicrobiens par *Bt*, tels que les thuricines³⁵ et les chitinases⁴³. De plus, Yudina et collab. (2003)³⁶⁸ ont montré une activité antimicrobienne de Cry4B, Cry11A et CytA de *Bti*. Yudina et collab. (2007)³⁶⁹ ont confirmé l'activité antimicrobienne pour les protéines Cry de *Btk*, de *Btg* et de *Btt*. Ainsi, *Bti* et *Bt*, en général, peuvent à plus ou moins longue échéance, modifier la composition de la communauté bactérienne de manière considérable^{35,43,368-374}. Par exemple, la communauté dans le sol non traité au *Bt* était dominée par des membres du phylum *Firmicutes*, mais dans des sites traités, ce sont plutôt les Gammaproteobacteria qui étaient dominants³⁵. Les chitinases, présents dans *Bt* dans la rhizosphère, ont des effets antifongiques qui peuvent avoir un impact négatif sur les mycorhizes des plantes, alors que *Bt* peut avoir un effet positif sur les nodules bactériens des légumineuses qui fixent l'azote³⁵. En plus, le *Bt* peut être présent comme spore et bactérie endophyte dans les tissus de plusieurs plantes et dans la rhizosphère, ou les cellules végétatives, et peut représenter une grande proportion des communautés associées³⁵. Le *Bti* pourrait avoir des effets indirects sur la communauté bactérienne des milieux humides, car les larves de moustiques se nourrissent principalement de microorganismes (bactéries, protozoaires et algues). En effet, l'élimination des larves de moustiques par l'application de *Bti* (VectoBac G 15 kg/ha ou 300 000 ITU/m²) entraîne une augmentation de 4,5 fois la densité et de 60 % de la diversité des protozoaires hétérotrophiques comparativement aux zones non traitées dans les plaines inondables autour du lac Färnebofjärden en Suède (Östman et collab., 2008⁵¹⁵). Ainsi,

l'élimination des larves de moustiques a modifié de façon importante le fonctionnement du réseau trophique au niveau microbien. Une étude plus récente (Duguma et collab., 2015⁵¹⁶) a montré qu'une dose de 0,6 kg/ha ou 12 000 ITU/m² de la formulation VectoBac G n'a pas affecté le fonctionnement du réseau trophique (communauté microbienne, production primaire, abondance du phytoplancton, concentration de seston, de phosphore et d'azote total dans l'eau et cycles biogéochimiques). Une dose de 48,1 kg/ha ou 962 000 ITU/m² donne des résultats contraires, mais le taux maximal recommandé pour cette formulation est de 22,417 kg/ha ou 448 340 ITU/m² (voir annexe 1). Les auteurs de cette étude ont voulu dupliquer la dose utilisée dans une étude antérieure faite par Su et Mulla (1999)⁵¹⁷, laquelle avait montré une réduction significative (de 95 à 99 %) de l'abondance de deux espèces de microalgues (*Closterium* sp. et *Chlorella* sp., Chlorophyta) dans des microcosmes traités avec la dose maximale recommandée pour le VectoBac G.

Les toxines de *Bt*, et probablement aussi celles de *Bti*, peuvent cheminer dans le réseau trophique sous des formes non prévues à l'origine. Par exemple, l'algue verte phytoplanctonique *Chlorella pyrenoidosa* (Chlorophyta : Chlorellaceae) est capable d'adsorber et de dégrader l'insecticide Cry1Ca, une des protéines toxiques de *Bt* provenant des plantes OGM, dans le milieu aquatique, sans influencer de manière positive ou négative leur croissance⁵¹⁸. De multiples spores de *Bti* peuvent être ingérées par le protozoaire *Tetrahymena pyriformis* (Ciliophora : Tetrahymenidae; organisme eucaryote unicellulaire) et être encapsulées dans une vacuole alimentaire²¹¹. À la suite de l'excrétion de cette vacuole, le *Bti* est capable de se multiplier, de sporuler et de produire des endotoxines stables et actives²¹¹. Ainsi, ce mécanisme pourrait faire partie des cycles naturels de transmission et de recyclage du *Bt* et avoir un impact sur des espèces non ciblées^{27,211}.

Le *Bti* est capable de germer et de survivre dans des conditions marines⁵¹⁹. Il pourrait se retrouver dans le milieu marin par accident à la suite de l'épandage dans des marais salés intertidaux ou en dehors de la zone visée ainsi que par le réseau hydrique connecté à la mer⁵¹⁹. Par ailleurs, le *Bti* a été trouvé dans les récifs coralliens en Australie en association avec des éponges malades⁵¹⁹. Toutefois, le VectoBac G ne semble pas être toxique de manière aiguë pour certaines espèces de coraux et d'éponges⁵¹⁹. Negri et collab. (2009)⁵¹⁹ mentionnent le risque d'un transfert horizontal de matériels génétiques de *Bti* exotiques vers des bactéries indigènes, après une colonisation du milieu marin.

Tetreau et collab. (2018)⁵²⁰ ont observé, pendant une expérience en laboratoire, que le microbiote intestinal des larves d'*Ae. aegypti* (souche Bora-Bora) est modifié seulement quelques heures après l'exposition à des concentrations croissantes de spores et cristaux de *Bti* isolés à partir de VectoBac WG, c'est-à-dire sans les différents composés de la formulation. Les larves de moustiques les plus tolérantes au *Bti* semblaient être capables d'éliminer le *Bti* de leur système intestinal⁵²⁰. Sehna et collab. (2021)⁵²¹ ont fait une revue de littérature sur les microbiotes des vertébrés aquatiques tels que le microbiote de l'intestin, celui de la peau et celui des branchies des organismes aquatiques ainsi que sur leur rôle pour la santé de l'animal.

La composition du microbiote de la peau des poissons est influencée par la composition de la communauté des bactéries dans l'eau ainsi que par la pollution et l'état physiologique de l'organisme. Il manque cependant d'études au sujet du lien pouvant exister entre le microbiote des branchies et la contamination environnementale⁵²¹. Le microbiote de l'intestin des poissons joue un rôle dans le système immunitaire, et certaines bactéries intestinales montrent une activité inhibitrice contre des pathogènes⁵²¹. Ce microbiote semble plus sensible que celui de la peau ou celui des branchies aux différentes formes de stress immunitaires chez les poissons⁵²¹. En plus de ces trois formes de microbiotes, on trouve aussi le microbiote buccal ainsi que le microbiote respiratoire, par exemple chez les mammifères aquatiques⁵²¹. Les auteurs⁵²¹ présentent des indices qui laissent supposer que des composés antimicrobiens produits par des cyanobactéries peuvent affecter les différents microbiotes, mais ne discutent pas des effets de l'exposition à d'autres contaminants tels que le *Bti*. De plus, Sehna et collab. (2021)⁵²¹ ne mentionnent pas les amphibiens dans leur analyse, mais les résultats obtenus par Gutierrez-Villagomez et collab. (2021)³⁶⁶ montrent que l'exposition des têtards du crapaud d'Amérique (*Anaxyrus americanus*; Anura : Bufonidae) au VectoBac 200G et au VectoBac 1200L, à des concentrations opérationnelles, modifie le microbiote intestinal (voir section 8). Toutefois, le microbiote intestinal de la grenouille des bois

(*Lithobates sylvaticus*; Anura : Ranidae) n'était pas affecté³⁶⁶. Cela montre que le microbiote des amphibiens est aussi susceptible d'être affecté par des modifications de l'environnement.

Selon Ross et collab. (2019)⁵²², le microbiote de la peau des amphibiens est plus étudié que celui des autres vertébrés, car ils sont susceptibles aux infections de la peau. Il y a peu d'études sur le microbiote de la peau des reptiles⁵²². La composition des communautés microbiennes des différents microbiotes des organismes peut varier dans l'espace et dans le temps ainsi que d'un individu à l'autre^{375,521-523}. Considérant les effets antimicrobiens du *Bti* et du *Bt*, il y a une possibilité que cette bactérie puisse modifier les différents microbiotes des organismes aquatiques tels que les insectes, les poissons et les amphibiens^{375,521-523}. Cela peut provoquer une dysbiose qui affecte la santé de ces organismes^{375,521-523}. Par ailleurs, l'importance de la recherche récente sur le rôle des microbiotes, ainsi que les sujets à approfondir au cours des prochaines années, est abordée dans le numéro spécial que la revue *Science* a publié à la fin de mai 2022⁵²⁴.

Finalement, il faut tenir compte des effets synergiques potentiels du *Bti* avec d'autres composés toxiques qui se retrouvent dans les écosystèmes ou les composants des formulations (voir section 3). À ce jour, il y a très peu d'études sur ce sujet.

12.2 Conclusion

Bien que la littérature portant sur les effets du *Bti* sur plusieurs variables des écosystèmes humides ne soit pas abondante, plusieurs éléments peuvent être identifiés :

- a. Les toxines du *Bti* et certaines de ses formulations commerciales ne semblent pas avoir d'effets directs sur le phytoplancton, excepté certaines chlorophytes.
- b. Certaines algues et bactéries ne sont pas affectées indirectement par les toxines du *Bti*.
- c. Il ne semble pas y avoir d'effets indirects sur la densité ou la diversité du phytoplancton à la suite de l'élimination de larves de moustiques par le *Bti*.
- d. Différentes variétés de *Bt*, dont le *Bti*, peuvent produire des agents antimicrobiens. Ces produits peuvent modifier la communauté microbienne dans l'écosystème, qui altérera les cycles biogéochimiques dans l'écosystème.
- e. Le microbiote intestinal des larves d'*Ae. aegypti* et des têtards du crapaud d'Amérique est modifié après l'exposition avec des spores et cristaux du *Bti*. Cela montre que les différents microbiotes des organismes non ciblés peuvent être modifiés à la suite d'une exposition au *Bti*. La modification de ces microbiotes peut affecter la santé des organismes tant aquatiques que terrestres.
- f. Il pourrait y avoir un effet indirect sur la prédation ou le broutage sélectif des communautés microbiennes aquatiques (bactéries, protozoaires et algues) par les larves de moustiques ou de chironomes à la suite de leur élimination. Plus d'études seraient toutefois nécessaires pour bien démontrer cet effet au Québec.
- g. Les toxines du *Bti* peuvent être transportées, et cette bactérie peut proliférer et se recycler dans les écosystèmes aquatiques. Les bactéries et les toxines peuvent ainsi se retrouver éventuellement dans les milieux marins ou d'autres milieux aquatiques non souhaités. Toutefois, la littérature sur ce sujet est presque inexistante.

Comme mentionné dans les sections précédentes, chaque environnement possède ses particularités, ce qui peut faire varier les effets du *Bti*. C'est pourquoi des données locales sont nécessaires.

13 Résistance au *Bti*

Le développement de la résistance de populations d'insectes aux insecticides synthétiques et biologiques est une grande menace envers une utilisation efficace de ces produits pour le contrôle des vecteurs de maladies et des ravageurs. Ces résistances engendrent l'utilisation de doses de plus en plus fortes pour l'obtention d'un même rendement, jusqu'à ne plus être efficaces ou à rendre les risques environnementaux trop élevés.

13.1 Information disponible dans la littérature

La résistance, même à des niveaux élevés, aux différentes formes de *Bt*, autres que le *Bti*, a été observée pour différents ordres d'insectes⁵²⁵. La toxicité de *Bti* dépend surtout des quatre principales toxines (Cry4Aa, Cry4Ba, Cry11Aa et Cyt1Aa) produites lors de la sporulation⁴⁶, et le développement de la résistance nécessiterait de multiples mutations simultanément⁵²⁶. Tabashnik (1994)⁵²⁷ mentionne dans sa revue de littérature que la résistance de 2 à 16 fois au *Bti* a été observée. Ferré et van Rie (2002)⁵²⁸ décrivent trois modes d'action pour la résistance au *Bt* : la transformation protéolytique des prototoxines de *Bt*, la régénération de l'épithélium de l'intestin et la modification du site de liaison de la Cry protéine. Rey et collab. (1998)²⁶⁰ attribuent la moindre innocuité du *Bti* sur le cladocère *Simocephalus vetulus* (Cladocera : Daphniidae) au manque de cellules vulnérables à l'insecticide dans l'épithélium de son intestin ainsi qu'à la rapidité de renouvellement de cet épithélium. Les changements histopathologiques semblables à ceux observés chez les diptères étaient maximaux après 16 h²⁶⁰. Cependant, 24 h après l'exposition au *Bti*, les cellules atteintes ont commencé à se rétablir et par la suite, elles semblaient de nouveau normales²⁶⁰. Dans certaines revues de littérature récentes (2015-2016)^{529,530}, une résistance au *Bti* a été observée chez des culicidés dans la nature. Cette observation est probablement liée à un mécanisme de détoxification par les glutathion S-transférases⁵³⁰.

Becker et Ludwig (1993)⁵³¹, employées de la KABS) n'ont pas observé de développement de résistance au *Bti* chez des larves d'*Aedes vexans* dans des sites de la vallée du Rhin où des épandages ont été effectués pendant plus de 10 ans en les comparant avec des sites où il n'y a jamais eu d'épandages. Becker et collab. (2018)⁵³² mentionnent qu'il n'y a pas de résistance après des épandages de *Bti* pendant 36 ans.

Dans la région du Rhône-Alpes, en France, le *Bti* est utilisé depuis 1990 afin de contrôler les populations de moustiques. Boyer et collab. (2012)⁵³³ rapportent que des larves d'*Aedes rusticus* situées sur des sites traités au *Bti* ont une mortalité significativement inférieure à celle de populations sur des sites qui n'ont pas été traités⁵³³. La valeur moyenne de CL₅₀ pour des larves des sites traités est 0,460 mg/l et pour des sites non traités, 0,252 mg/l⁵³³ (cela correspond à 4 600 et 2 550 ITU/l, respectivement; voir annexe 1). Il y a donc développement d'une résistance au *Bti*⁵³³. Boyer et collab. (2007)⁵³⁴ ont observé que les populations naturelles de larves de moustiques, qui ont été les moins exposées dans le passé au *Bti* et à l'organophosphoré téméphos, étaient les plus sensibles à ces pesticides, comme reflété par la plus forte activité d'enzymes de détoxification Cytochrome P450 monooxygénases, glutathion S-transférases (GSTs) ainsi que des estérases. Ces enzymes pourraient être impliquées dans le développement de la résistance à ces pesticides⁵³⁴.

Paris *et al.* (2010)⁵³⁵ ont observé une sélection positive dans certaines régions du génome comme première étape vers la résistance dans des populations naturelles de moustiques au *Bti* dans la région du Rhône-Alpes.

Després et collab. (2011)⁷² et Paris et collab. (2011)⁵³⁶ mentionnent que la résistance aux différentes toxines Cry de *Bti* se développe rapidement en laboratoire chez des moustiques, mais pas avec l'addition de Cyt1Aa. Le développement de la résistance à différentes toxines Cry pourrait être le début du processus de développement de la résistance au complexe de toxines de *Bti*⁵³⁶. Toutefois, Il n'y a pas eu de développement de résistance dans la nature ou en laboratoire contre les toxines des cristaux de *Bti*^{72,536}. Paris et collab. (2012)⁵³⁷, Tetreau (2012)⁷⁴ et Tetreau et collab. (2018)⁵²⁰ ont observé différents

niveaux de tolérance au *Bti* au sein d'une population de larves de moustique d'*Ae. aegypti* élevées en laboratoire et ils suggèrent que les hôtes contrôlent de manière active l'infection avec *Bti*. Després et collab. (2014)⁵³⁸ ont observé, chez des larves d'*Ae. aegypti* résistantes au *Bti*, une augmentation de la transcription de beaucoup de gènes qui codent pour des endopeptidases et peu d'activités pour des gènes encodant des enzymes de détoxification. Par la suite, Bonin et collab. (2015)⁵²⁶ ont identifié des régions dans leur génome potentiellement impliquées dans la résistance au *Bti*. Tetreau et collab. (2012)⁵³⁹ ont observé chez des larves d'*Ae. aegypti* moins sensibles au *Bti* une modification de l'expression des phosphatases alcalines, des N-aminopeptidases et des V-ATPases qui se lient aux toxines, ainsi qu'une augmentation de l'activité protéolytique dans des extraits de l'intestin (Tetreau et collab., 2013)⁵⁴⁰. Paris et collab. (2013)⁵⁴¹ ont observé une résistance au *Bti* chez des populations naturelles d'*Ae. aegypti* de la Martinique après seulement 2 années de traitement avec VectoBac WG (3 000 UTI/mg; sans spécification des fréquences ou dosages). Or, Carvalho et collab. (2018)⁵⁴² n'ont pas observé le développement de résistance au *Bti* (VectoBac WG; 0,5 mg/l) après 30 générations d'exposition d'*Ae. aegypti* isolé à Recife, au Brésil. Ils n'ont pas observé de modifications au niveau des enzymes de détoxification (α - et β -estérases, glutathion S-transférases et oxydases à différentes fonctions) dans des larves de deux générations (F19 et F25), sauf une augmentation de β -estérases dans F25⁵⁴².

Les travaux en laboratoire montrent que l'augmentation de la résistance chez *Ae. aegypti* et *Cx. pipiens* va de pair avec une réduction de la fécondité chez les femelles ainsi qu'avec une augmentation du temps de développement des larves^{543,544}. De plus, cette résistance diminue après quelques générations quand les larves ne sont plus exposées au *Bti*^{543,544}.

Dans l'État de New York, Paul et collab. (2005)¹⁴⁶ ont observé que des larves de *Cx. pipiens* ont développé une forte résistance (34 fois) au *Bti* près de Syracuse, mais pas à Albany. Les valeurs de CL₅₀ et de CL₉₅ pour les larves de *Cx. pipiens* de Syracuse sont de 11,4 et 157 μ g/l, ou 114 et 1 570 ITU/l, respectivement, et pour celles d'Albany, de 1,98 et 54,0 μ g/l, ou 19,8 et 540 ITU/l, respectivement¹⁴⁶ (voir annexe 1). Vu cette différence de résistance, les auteurs concluent qu'il n'y a pas beaucoup de contact entre ces deux populations de *Cx. pipiens*¹⁴⁶. La différence entre les CL₅₀ observées pour *Ae. rusticus* et *Cx. pipiens* reflète les différences entre les espèces.

Silva-Filha (2017)⁵⁴⁵ rapporte qu'il n'y a pas d'indice apparent de résistance pour les différentes espèces de moustiques dans la nature et qu'il manque des données sur la sensibilité chez des populations de moustiques, avant le début d'épandage de *Bti*, étudié par Paul et collab. (2005)¹⁴⁶. Par contre, elle n'a pas inclus les articles de De Almeida Melo et collab. (2016)⁵²⁹, Siegwart et collab. (2015)⁵³⁰ et Boyer et collab. (2012)⁵³³ dans sa revue de littérature. Bortoli et Jurat-Fuentes (2019)⁵⁴⁶ mentionnent qu'en principe, la résistance aux multiples toxines de *Bti* pourrait se développer, mais qu'elle est rare, et pour l'instant limitée aux travaux de laboratoire. Brühl et collab. (2020)³⁹ concluent que le développement d'une résistance significative chez des populations de moustiques dans la nature est improbable, mais qu'un suivi est important.

Par contre, dans sa revue de littérature, Heckel (2020)⁵⁴⁷ mentionne qu'il y a un développement accru de résistance chez les insectes contre les toxines de *Bt* au cours des dernières années. Les transporteurs ABC ou transporteurs à cassettes liant l'ATP (*ATP-binding cassette transporters* ou *ABC transporters*) semblent être les plus importantes protéines avec lesquelles les toxines Cry interagissent pour créer des pores dans l'intestin moyen des insectes⁵⁴⁷. Les mutations dans ces transporteurs ABC, ainsi que des cadhérines, sont les plus importants mécanismes pour le développement de résistance présentement connus⁵⁴⁷.

Boyer et collab. (2006)¹⁸⁰ ont observé que l'herbicide atrazine augmente la résistance des larves du quatrième stade du moustique *Aedes aegypti* au *Bti* (voir section 3).

Le développement de résistance au *Ls* est l'un des principaux problèmes pour l'usage de ce larvicide (Lacey, 2007⁴⁶). Santos et collab. (2019)⁵⁴⁸ et différents auteurs cités dans cette publication mentionnent que la résistance au *Ls* est le résultat de quatre mutations sur des allèles des gènes *cqm1/cpm1* chez *Cx. quinquefasciatus* et *Cx. pipiens* au Brésil ou que *Cx. quinquefasciatus* est un vecteur pour

Wuchereria bancrofti (un ver parasitique). De plus, la résistance peut être présente chez des populations de *Cx. quinquefasciatus* qui n'ont jamais été exposées au *Ls*⁵⁴⁸. L'utilisation d'un larvicide combinant *Ls* et *Bti* a réduit la fréquence des allèles qui causent la résistance au *Ls*⁵⁴⁸.

En plus des mécanismes décrits ci-haut, il y a des changements comportementaux chez des populations de moustiques à la suite des applications répétitives d'insecticides ou de l'installation des moustiquaires, qui peuvent ressembler à une forme de résistance comportementale. Carrasco et collab. (2019)⁵⁴⁹ présentent dans leur revue de littérature, entre autres, que l'activité nocturne peut se déplacer vers la soirée ou le matin, avec un changement de préférences des hôtes.

13.2 Conclusion

La littérature consultée montre des résultats contradictoires sur le développement d'une résistance au *Bti*. La présence de multiples toxines semble ralentir le développement de résistance au *Bti* chez des moustiques. Considérant la facilité qu'ont les insectes à développer une résistance aux insecticides en général, il faut s'attendre à ce que cette résistance puisse éventuellement se développer. De plus, étant donné l'augmentation du risque de développement d'une résistance lorsque le *Bti* est combiné à l'atrazine, il ne faut pas exclure que les tests en laboratoire soient trop ciblés pour mettre en évidence les multiples interactions avec les autres contaminants présents en milieux naturels. Davantage d'études sont nécessaires pour évaluer ces interactions et les risques de développement d'une résistance.

14 Méthodes alternatives pour le contrôle des insectes piqueurs

Comme mentionné dans l'introduction (section 1), l'inaction ou la non-intervention n'est généralement pas considérée comme une option par les administrations municipales quand la population réclame des actions pour le contrôle des insectes piqueurs afin de réduire leur nuisance²⁰. Or, l'éducation de la population sur l'importance de la biodiversité et les rôles des différents organismes des milieux humides et hydriques, ainsi que sur les déclin au niveau mondial de la biodiversité dont les insectes et les oiseaux insectivores aériens, pourrait augmenter l'acceptabilité sociale des nuisances causées par les moustiques et les simulies. Une meilleure connaissance des méthodes alternatives pourrait aussi contribuer à réduire les interventions dans ces écosystèmes tout en répondant aux attentes des populations humaines de réduction des nuisances plus localement. Il existe plusieurs méthodes alternatives aux épandages de *Bti* (Benelli et collab., 2016⁵⁵⁰; figure 4). Certaines de ces méthodes sont connues depuis longtemps, tandis que d'autres ont été développées au cours des dernières années. Toutefois, il y a encore peu de données quant à leur impact sur les écosystèmes. Une brève description d'une sélection de ces méthodes est exposée dans la présente section.

L'un des principes à la base de la gestion intégrée est l'application rationnelle d'une combinaison des différentes méthodes afin de maintenir la présence des organismes nuisibles en dessous d'un seuil acceptable pour les humains tout en réduisant au minimum les impacts sur les écosystèmes⁵⁵¹. Or, dans leur publication récente sur la mise en œuvre d'un code de bonnes pratiques pour la gestion intégrée du contrôle des moustiques, Martinou et collab. (2020⁵⁵², les auteurs sont employées des organismes qui font le contrôle des moustiques ainsi que le président de l'EMCA) ne mentionnent pas qu'il y a des solutions alternatives à l'utilisation du *Bti* pour réduire les nuisances causées par les insectes piqueurs. Ils⁵⁵² mettent l'accent sur l'importance de bien connaître l'écologie des milieux humides où les épandages sont effectués ainsi que de faire le suivi des impacts sur des espèces non ciblées et de réduire au minimum les impacts environnementaux. Par contre, ils⁵⁵² ne mentionnent pas les impacts potentiels directs ou indirects du contrôle des moustiques sur l'intégrité de l'écosystème et le fonctionnement des réseaux trophiques décrits dans la présente revue de littérature. Dans cet article⁵⁵², les expressions « contrôle des moustiques », « contrôle de vecteur de maladie » et « contrôle des nuisances » semblent être utilisées comme synonymes. Or, elles ont des définitions et des utilisations bien différentes.

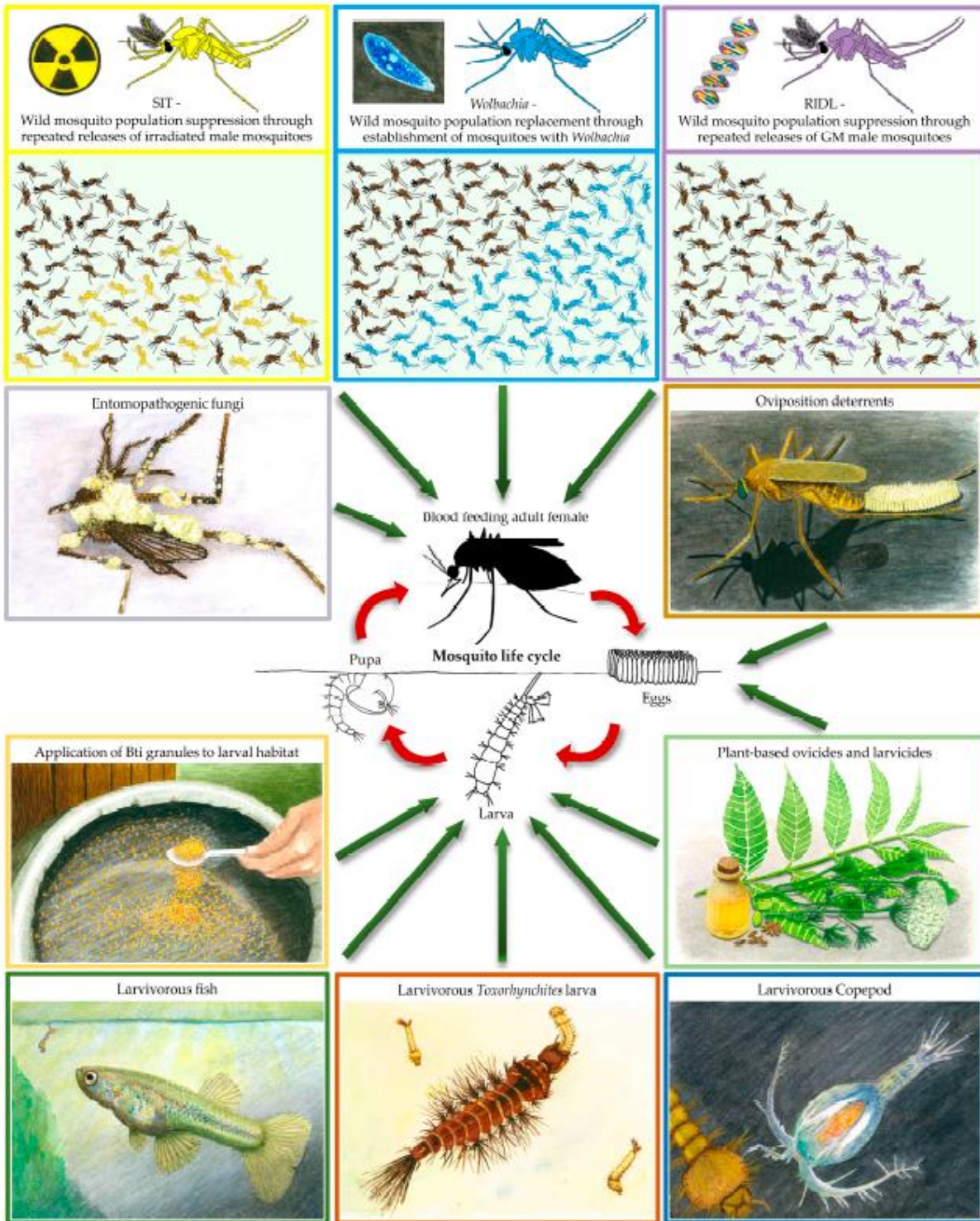


Figure 4. Exemples de contrôle de moustiques avec des moyens biologiques ciblant différents stades du cycle de vie des moustiques (Benelli et collab., 2016⁵⁵⁰)

14.1 Pièges

Les pièges ont été conçus afin de réduire la transmission des maladies telles que la dengue, la malaria, le virus du Nil occidental et, plus récemment, le virus Zika. Beaucoup de pièges utilisent de l'électricité (lumière ou aspiration) et/ou du gaz CO₂ (issu des processus industriels, de la glace sèche ou de la combustion du propane ou du butane) et des leurres olfactifs afin d'attirer les insectes. D'autres pièges sont énergétiquement autonomes. Les pièges peuvent être distribués de différentes manières sur le terrain afin d'obtenir le résultat recherché (p. ex. individuel, en barrière; figure 5). Les pièges ont l'avantage d'être peu nocifs pour l'environnement et de ne pas affecter directement des espèces non ciblées, car, généralement, ils n'utilisent pas de toxines. Ils sont très sélectifs, notamment en éliminant seulement les femelles des diptères piqueurs. Ils sont déployés localement sur de petites superficies, là où une réduction d'insectes piqueurs est souhaitée. De plus, les larves des moustiques et les adultes restent disponibles comme source de nourriture jusqu'à leur capture²⁸⁸. Par ailleurs, les pièges peuvent être utilisés plusieurs années. McDermott et Mullens (2018)⁵⁵³ présentent une évaluation des pièges lumineux avec aspiration tels que les CDC^{kk} Light Traps, qui sont souvent utilisés lors des études entomologiques. Ils indiquent que ces pièges ne capturent pas nécessairement toutes les espèces vectrices de maladies et qu'ils ne sont pas toujours efficaces quand il y a des sources lumineuses aux alentours⁵⁵³.

Nous présentons dans cette section quelques exemples de développements récents de pièges et leur efficacité sur le terrain comme méthodes alternatives pour le contrôle des insectes piqueurs.

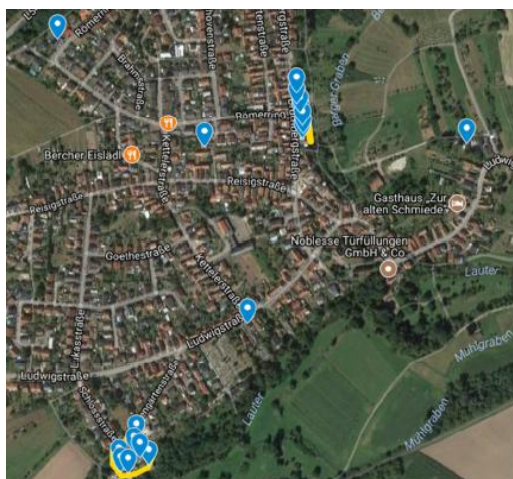


Figure 5. Distribution des pièges à moustiques lors des expériences à Berg (Pfalz, Allemagne) : piège pour maison individuelle, cercle de pièges et barrière de pièges (Allgeier, 2019²⁸⁸ et Brühl et collab., 2019¹⁶¹)

In2Care

In2Care (Wageningen, Pays-Bas) a conçu un piège pour le contrôle de la transmission des maladies par les moustiques (p. ex. *Ae. aegypti* et *Ae. albopictus*)⁵⁵⁴. Ce piège attire et exploite le comportement des moustiques, et tue les larves et les adultes. Il a seulement besoin d'une intervention toutes les quatre à six semaines et n'a pas besoin d'électricité ou de gaz. La technique ne vise pas à tuer les moustiques dans les pièges, mais plutôt à éliminer les larves aux sites de reproduction. Cela se fait par la contamination des femelles qui visitent les pièges avec une très petite quantité de larvicide pyriproxyfène (inhibiteur de la croissance des insectes avec écotoxicité élevée) et des spores du champignon entomopathogénique *Beauveria bassiana* (Hypocreales : Cordycipitaceae)^{555,556}. La femelle peut pondre

^{kk} CDC : Centers for Disease Control and Prevention (États-Unis).

dans le piège, et les larves issues de ces œufs y meurent. Le champignon tue l'adulte au bout de quatre à six jours. Condamné à mort par le champignon, l'adulte peut s'échapper, mais ses pattes sont contaminées par le larvicide. Il contamine ensuite les sites favorables aux dépôts d'œufs, tels que de petits contenants avec de l'eau (figure 6). Les larves sont ainsi éliminées dans ces gîtes de reproduction.

Le champignon a une distribution géographique très vaste et est utilisé en lutte biologique. Il provoque la maladie « muscardine blanche » chez divers insectes en se comportant comme un parasite. Les spores germent en contact avec l'hôte et pénètrent dans le corps, tuant finalement l'insecte en l'utilisant comme source de nourriture. Une moisissure blanche se développe sur l'individu contaminé, qui véhicule le champignon lors de ses déplacements jusqu'à sa mort. Les pièges contiennent seulement une petite quantité d'adulticide (le champignon) et de larvicide, qui doivent être renouvelés toutes les quatre à six semaines. Une petite fraction de ces insecticides arrive finalement dans l'environnement et spécifiquement aux sites fréquentés par les moustiques. De cette manière, la possibilité d'affecter des espèces non ciblées est réduite au minimum. La surface couverte par un piège est de 400 m².



Figure 6. Fonctionnement du piège In2Care⁵⁵⁴

Aux États-Unis, ces pièges ont reçu une approbation temporaire, par l'EPA, sur recommandation du Center for Disease Control and Prevention, pour le contrôle de moustiques (principalement *Ae. aegypti*) dans les États américains aux prises avec le virus Zika. En 2017, ces pièges ont reçu une homologation conditionnelle par l'EPA et 40 autres pays⁵⁵⁴ (en tant que nouveau produit) pour un usage professionnel. Les pièges ont été testés en Floride par le Manatee County Mosquito Control District (un organisme indépendant du fabricant In2Care), où ils ont décimé les multiples stades des deux principales espèces (*Ae. aegypti* et *Ae. albopictus*) dans des conditions contrôlées (semi-naturelles)⁵⁵⁷.

Par ailleurs, même si l'on parle ici des pièges homologués pour le contrôle des insectes vecteurs de maladies, il demeure que l'introduction des spores du champignon entomopathogénique *B. bassiana* ainsi que du larvicide pyriproxifène, même à de faibles quantités, a le potentiel d'affecter des insectes non ciblés qui s'abreuvent dans les petits points d'eau.

Biogents

Biogents (Regensburg, Allemagne) conçoit des pièges passifs et des pièges qui ont besoin d'un apport de CO₂ ou d'électricité pour fonctionner⁵⁵⁸. Les pièges doivent être installés stratégiquement afin d'assurer un bon contrôle des moustiques (figure 7). Il y a eu plusieurs publications de chercheurs indépendants, ou en collaboration avec l'équipe du fabricant⁵⁵⁹⁻⁵⁶¹, qui ont démontré l'efficacité de ces pièges et des leurres olfactifs^{288,562}. De plus, ils ont développé un système capable de compter le nombre

de moustiques qui sont piégés en distinguant les moustiques d'autres insectes⁵⁵⁸. Degener et collab. (2019)⁵⁶³; plusieurs auteurs sont employés de Biogents) comparent un nouveau modèle de piège plus robuste et conçu pour une utilisation à long terme avec leurs pièges utilisés depuis une décennie et concluent que l'efficacité est similaire. Un nouveau leurre mis au point par l'entreprise augmente l'efficacité des pièges Biogents ainsi que de plusieurs pièges d'autres fabricants, et les auteurs concluent que leurs pièges sont plus efficaces que les pièges avec CO₂ provenant de la combustion de propane⁵⁶³.

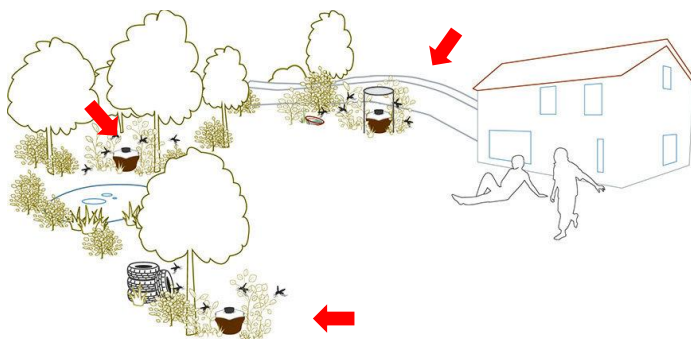


Figure 7. Localisation des pièges pour réussir le contrôle des moustiques⁵⁵⁸

Allgeier (2019)²⁸⁸ et Brühl et collab. (2019)¹⁶¹, qui présentent les mêmes données, ont utilisé 38 pièges (BG-Mosquitaire CO₂) selon différentes configurations dans la zone urbaine de la municipalité de Berg dans la vallée du Rhin (Allemagne) afin de contrôler les nuisances par des moustiques (figure 5). Ils mentionnent que les périodes de canicule et de sécheresse en 2017 et en 2018 ont entraîné des densités de moustiques plus faibles que d'habitude. Mais en combinant toutes les données, ils ont quand même observé une réduction significative de 89 % de moustiques qui se posent sur les humains dans les zones protégées par des pièges^{161,288}. De plus, ils mentionnent que l'efficacité des pièges n'est pas optimale les premières semaines, car ils doivent perdre l'odeur du « nouveau » produit^{161,288}.

Qista

Qista (Aix-en-Provence, France) a conçu des bornes/pièges anti-moustiques (BAM) pour les particuliers et pour les collectivités⁵⁶⁴. Le piège attire la femelle moustique en simulant la respiration de l'hôte grâce à du dioxyde de carbone provenant du recyclage de déchets industriels, en faible quantité, et en le combinant à un leurre olfactif (octénol, acide lactique ou autre). Le moustique attiré par le piège est ensuite aspiré par une cheminée et capturé dans un filet à l'intérieur de la borne (figure 8)⁵⁶⁴.

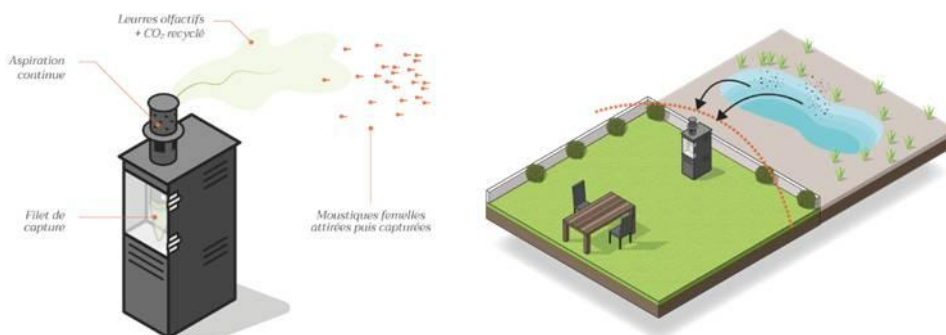


Figure 8. Principe de fonctionnement de la Borne BAM Evo 2++ de Qista⁵⁶⁴

Dans la Camargue, en France, les pièges Techno BAM (Qista) ont été testés comme solution alternative à l'épandage de Bti⁵⁶⁵. Dans un village, 16 pièges émettant du CO₂ et de l'octénol ont été placés d'avril à

novembre 2016. Les pièges ont un rayon d'action de 60 m. La performance des pièges était estimée à une réduction de 70 %, basée sur le nombre de moustiques qui se posent sur le mollet humain pendant une période donnée dans des zones couvertes par des pièges, comparée à l'abondance des zones éloignées à plus de 550 m des pièges⁵⁶⁵. La réduction de l'abondance de deux espèces ciblées par les épandages de Bti, *Ochlerotatus caspius* (Diptera : Culicidae) et *Oc. detritus*, a été de 74 % et de 98 % respectivement. Les pièges étaient moins efficaces pour *Anophèles hyrcanus* (Diptera : Culicidae), avec 46 % de réduction de l'abondance de ce moustique. Des tests antérieurs ont révélé que cette espèce est plus attirée par l'acide lactique que par l'octénol⁵⁶⁵.

L'impact environnemental, basé sur la proportion d'espèces non ciblées capturées, était généralement limité à de petits chironomes, qui sont attirés par des lampadaires. Le succès de reproduction des hirondelles de fenêtre (*Delichon urbicum*) n'était pas affecté de manière significative dans des zones ayant des pièges, comme c'était le cas avec les épandages de Bti⁵⁶⁵. On pourrait améliorer l'efficacité des pièges en combinant différentes sources olfactives afin de cibler d'autres espèces.

Le rapport final de l'évaluation environnementale de 2015 faite dans la Camargue (section 5.1) et portant sur l'utilisation des pièges conclut notamment qu'« une approche centrée sur le piégeage des moustiques, comme l'expérimentation menée au hameau du Sambuc en 2015, apparaît comme une solution permettant de mieux concilier la réduction de la nuisance et le risque sanitaire (moustique tigre), avec la protection de l'environnement. Davantage en adéquation avec la vocation de développement durable des parcs naturels régionaux, cette option offre également l'avantage d'une plus grande implication et participation de la part des habitants »¹⁶⁰. Ainsi, les effets négatifs sur la faune de l'utilisation des pièges pour contrôler les moustiques localement semblent négligeables comparativement à ceux observés lors des épandages de Bti¹⁶⁰.

Expériences avec des pièges au Québec

Au Québec, quelques expériences de contrôle de moustiques par des pièges ont été faites. Un programme spécial de piégeage intensif, faisant partie d'une étude pilote au stade expérimental⁵⁶⁶, a été exécuté pendant six semaines. Le but de ce programme était de tester l'effet d'une capture prolongée durant plusieurs semaines sur la population de l'espèce *Coquillettidia perturbans* (Diptera : Culicidae) sur le territoire de Châteauguay⁵⁶⁶. L'épandage de Bti n'étant pas prévu sur les territoires de Kahnawake et de l'île Saint-Bernard, ces zones sont devenues des sources de moustiques qui peuvent migrer vers la ville de Châteauguay⁵⁶⁶. Une barrière de 30 pièges lumineux (CDC Light Traps avec glace sèche), avec la glace sèche comme source de CO₂ et à une distance de 100 m les uns des autres, a été installée afin d'isoler la ville de Châteauguay de Kahnawake ainsi que de l'île Saint-Bernard⁵⁶⁶. Pendant ce temps, il y a aussi eu un traitement par voies terrestres ou aériennes des milieux humides de la ville⁵⁶⁶. Un total de 1 221 792 moustiques (3,47 kg) ont été capturés par cette chaîne de pièges, et le nombre de moustiques, principalement *C. perturbans*, dans les stations de suivi à l'intérieur de la ville est demeuré faible⁵⁶⁶. L'entreprise considère que ce projet pilote a permis de réduire la période de forte nuisance causée par cette espèce et, surtout, de diminuer la propagation de celle-ci de Kahnawake vers la ville de Châteauguay⁵⁶⁶.

En 2018, 10 pièges lumineux (CDC Light Traps avec glace sèche) ont été installés par GDG Environnement à la limite de la baie au Chêne, dans la municipalité de Pointe-à-la-Croix en Gaspésie, afin de contrôler la migration des insectes piqueurs vers les zones habitées pendant la période de juin à août^{328,567}. Il s'agit d'un territoire qui comporte une aire de concentration d'oiseaux aquatiques (ACOA) ainsi qu'un territoire grevé d'une servitude de conservation^{328,567}. Ce traitement s'est révélé efficace contre les mouches noires (réduction de presque 100 %)^{328,567}. Par contre, le traitement n'était pas efficace pour les moustiques. Lors des contrôles d'efficacité (cinq minutes à l'aide d'un filet entomologique), plus de moustiques ont été capturés en zone protégée par les pièges qu'à l'extérieur de cette zone^{328,567}. Le nombre de captures de moustiques était toujours plus élevé dans la zone protégée que dans la zone non protégée^{328,567}. Ainsi, GDG Environnement conclut que la barrière des pièges, qui demande beaucoup d'entretien (p. ex., ajouter tous les jours la glace sèche comme source de CO₂), a seulement capturé près de 10 000 moustiques et n'était pas efficace pour le contrôle des moustiques^{328,567}.

Du 17 mai au 26 août 2021, GDG Environnement a mené un projet pilote à Gatineau en installant une barrière de 17 pièges (probablement des CDC Light Traps) avec glace sèche comme leurre, ainsi que de l'octénol (à partir de juillet)¹⁹⁴. L'objectif était de réduire les nuisances causées par les moustiques pour les résidents vivant près de la baie McLaurin¹⁹⁴, car l'épandage de *Bti* n'était pas autorisé en raison d'une servitude de conservation sur ces terres. Les pièges étaient en fonction 24 h sur 24 h¹⁹⁴. En juin, les captures ont augmenté avec l'émergence du *Coquillettidia perturbans*¹⁹⁴. L'abondance de cette espèce a atteint son maximum en juillet¹⁹⁴. Un total de 925 419 moustiques ont été piégés durant l'été¹⁹⁴. *C. perturbans* était le moustique le plus capturé avec 57,6 % de captures, suivi d'*Anopheles* sp. (12,8 %) et d'*Aedes cinereus* (10,7 %)¹⁹⁴. Les espèces printanières représentaient près de 20 % des captures¹⁹⁴. En plus des moustiques, 19,5 % des captures étaient des organismes non ciblés, parmi lesquels 40,5 % de chironomes¹⁹⁴. Ces captures d'espèces non ciblées sont probablement des effets collatéraux de l'utilisation des pièges lumineux, car les captures des chironomidae étaient, en Camargue, directement en lien avec l'emplacement d'un piège sous un lampadaire⁵⁶⁵. La réduction d'abondance des moustiques par la barrière de pièges est estimée à 52,9 %¹⁹⁴. Cette réduction est le résultat combiné des captures par les pièges et de l'éloignement du gîte¹⁹⁴. La description de l'analyse de la réduction de la nuisance n'est pas très claire dans le rapport⁵⁶⁵, car il semble que les tests d'abondance des moustiques ont été effectués à l'intérieur de la zone d'exclusion de traitement au *Bti* de la baie McLaurin (figure 1 dans le rapport⁵⁶⁵) au lieu d'être faits dans la zone habitée. La réduction d'abondance des moustiques pourrait ainsi être sous-estimée par cette méthode. Une autre expérience de piégeage est en cours dans la municipalité de Saint-André-de-Kamouraska, laquelle a démarré un projet pilote de contrôle des moustiques avec l'installation d'une trentaine de pièges électriques à moustiques (Borne anti-moustique ou BAM) de la marque Qista⁵⁶⁴ sur son territoire en 2017 (voir aussi Poulin et collab., 2017⁵⁶⁵). Les coûts d'acquisition des pièges étaient de 50 000 \$ pour une trentaine de pièges⁵⁶⁸, et les coûts associés à leur entretien et à leur fonctionnement (p. ex. achat de CO₂), par la suite, sont estimés à 10 000 \$ par année pour l'ensemble des pièges. Les coûts pour faire l'épandage de *Bti* sont de 100 000 \$ par année (com. pers. Francine Côté, 7 juin 2018). Au début du mois de septembre 2018, on estimait avoir capturé 1 million de moustiques (figure 9)⁵⁶⁹. Il n'y a pas encore eu d'évaluation entomologique détaillée ni d'évaluation sociologique à Saint-André-de-Kamouraska.



Figure 9. Quantité de moustiques capturés en une semaine dans les pièges installés à Saint-André-de-Kamouraska, soit à peu près 89 000 moustiques si l'on estime qu'un millilitre de moustiques correspond à 38 insectes⁵⁶⁹

14.2 Répulsifs, insectifuges et chasse-moustiques

Parmi les répulsifs efficaces et qui peuvent remplacer l'épandage de *Bti* pour éviter les piqûres d'insectes (moustiques, similies et tiques) et contrôler la transmission de maladies par les moustiques, le US Center for Disease Control and Prevention (CDC, 2019)⁵⁷⁰, Santé Canada (2019)⁵⁷¹ et la Société canadienne de pédiatrie (2019)⁵⁷² suggèrent entre autres les insectifuges suivants :

- DEET (N,N-Diéthyl-meta-toluamide), développé il y a 60 ans^{ll} et disponible dans plusieurs marques de chasse-moustiques. Les moustiques mâles et femelles détectent le DEET directement et ils sont repoussés par l'odeur⁵⁷³;
- Icaridin, icaridine ou picaridine (hydroxyethyl isobutyl piperadine carboxylate)^{mm}, homologué au Canada en 2012, mais peu répandu dans les chasse-moustiques; peut être utilisé pour les enfants à partir de 6 mois (ARLA, 2012)⁵⁷⁴;
- Huile d'eucalyptus citronné (p-Menthane-3,8-diol)ⁿⁿ, vendue sous le nom commercial de Citriodol), elle est le produit actif dans les insectifuges personnels Citrepel 30 et Natrapel, qui ont été homologués au Canada (ARLA, 2014)⁵⁷⁵;
- IR3535 (butylacétylaminopropionate d'éthyle), une marque enregistrée de Merck KGaA qui est homologuée au Canada;
- 2-Undecanone (méthyl nonyl cétone ou IBI-246), homologué au Canada.

Le fonctionnement des trois premiers produits de cette liste est similaire. Ils utilisent le même mécanisme-récepteur d'odeurs des insectes piqueurs^{576,577}.

De plus, depuis quelques années, il existe des appareils portables ou stationnaires qui dégagent des insectifuges. D-cis/trans-alléthrine ou métofluthrine sont des pyréthrinoides synthétiques. Ce sont les ingrédients actifs dans les appareils insectifuges tels que les ThermoCELL, qui éloignent entre autres les moustiques et les mouches noires et qui sont homologués au Canada^{578,579}.

On pouvait mesurer des concentrations estivales de DEET allant jusqu'à 2,5 µg/l dans l'eau de surface de certains fleuves pendant les années 1990. Du DEET fut même détecté dans la mer du Nord, car le traitement dans les stations d'épuration n'est pas efficace pour éliminer ce type de contaminant des rejets d'eaux usées (Knepper, 2004⁵⁸⁰ et publications citées par⁵⁸⁰). Avec l'augmentation de l'utilisation de ces répulsifs de moustiques les dernières années, pour des raisons de santé publique, les concentrations des répulsifs dans les plans d'eau pourraient augmenter et éventuellement avoir des effets sur la faune aquatique (Almeida et collab., 2018⁵⁸¹ et publications citées dans⁵⁸¹). Les larves de moustiques n'étaient toutefois pas affectées par les concentrations de DEET ou de picaridine observées dans la nature (98, 980 et 9 800 ng/l, 20, 200 et 2 000 ng/l, respectivement)⁵⁸¹. Les larves de la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*; présente au Québec) n'étaient pas affectées par l'exposition de DEET pendant 25 jours aux concentrations mentionnées ci-haut⁵⁸¹. Par contre, l'exposition de ces larves à la picaridine pendant 25 jours aux concentrations mentionnées a entraîné une mortalité entre 45 et 65 %, des malformations de la queue ainsi qu'une réduction de croissance⁵⁸¹. Cette mortalité se produisait généralement au-delà du quatrième jour d'exposition⁵⁸¹. Les tests de toxicité aiguë étant normalement plus courts que quatre jours, la picaridine serait probablement classée comme non toxique pour cette espèce⁵⁸¹. Comme les larves de salamandre mangent beaucoup de larves de moustiques⁵⁸¹, cette hausse de mortalité pourrait augmenter l'abondance de moustiques adultes, par une diminution de la prédation⁵⁸¹.

Récemment, des vêtements faits de tissus imprégnés d'un répulsif basé sur la perméthrine, de la famille des pyréthrinoides, ont été conçus. Ces tissus lavables offrent une nouvelle forme de protection individuelle contre différents insectes (p. ex. : moustiques, mouches, poux, puces, fourmis et cafards) et les arachnides. Ils ont d'ailleurs été homologués par Santé Canada^{oo} et l'EPA^{pp}.

^{ll} <https://en.wikipedia.org/wiki/DEET>; consulté le 23 février 2023.

^{mm} <https://en.wikipedia.org/wiki/Icaridin>; consulté le 23 février 2023.

ⁿⁿ <https://en.wikipedia.org/wiki/P-Menthane-3,8-diol>; consulté le 23 février 2023.

^{oo} <https://www.burlingtonfabrics.com/performance-technology/insect-repellency/nfz-canada/>; consulté le 13 août 2019.

14.3 Autres formes de contrôle biologique

Le contrôle biologique naturel des diptères piqueurs peut être amélioré par la stimulation de l'activité des antagonistes, tels que des prédateurs des larves de moustiques⁵⁸² ou des compétiteurs pour des ressources qui réduisent la croissance des populations des larves de moustiques³³⁰. Il y a d'autres formes de contrôle biologique pour réduire l'abondance des moustiques, telles que l'introduction de manière répétitive des mâles stérilisés par irradiation (cf. le relâchement des mouches à oignon roses en Montérégie) ou des mâles génétiquement modifiés, voire l'introduction à répétition des moustiques adultes porteurs de maladies ou de parasites (figure 4). Cette dernière technique ressemble un peu au fonctionnement des pièges d'In2care, efficaces à petite échelle. Ces techniques ne sont pas présentées en détail ici, car elles sont plutôt utilisées en derniers recours par la santé publique. Par exemple, dans une publication récente, Becker et collab. (2022)⁵⁸³ montrent l'efficacité en Allemagne de la technique du relâchement des moustiques mâles stériles dans un programme intégré pour contrôler les populations locales du moustique tigre (*Aedes albopictus*), afin de réduire le risque de transmission de différents arbovirus ainsi que les nuisances causées par ce moustique. Les deux premières étapes de ce programme consistaient en l'élimination des gîtes et en l'utilisation de *Bti* dans tous les plans d'eau⁵⁸³. Ce moustique, originaire de l'Asie, est envahissant et il est considéré comme agressif, car les femelles piquent surtout pendant la journée⁵⁸³. On trouve les gîtes de reproduction de cette espèce surtout en milieu urbain plutôt qu'en milieux humides⁵⁸³.

Poissons

Les menés têtes-de-boule ou menés à grosse tête (*Pimephales promelas*; Cypriniformes : Cyprinidae), une espèce commune et répandue dans beaucoup de bassins versants au Québec, peuvent être efficaces pour le contrôle des moustiques en mangeant en moyenne 74 larves de *Cx. pipiens* par jour, comme le démontrent des expériences en laboratoire⁵⁸⁴. Des sites expérimentaux dans lesquels des menés têtes-de-boule ont été introduits (1 000 poissons/ha) ne nécessitaient pas d'autres interventions pour contrôler les moustiques, alors que les sites de contrôle (sans poissons) ont eu besoin de 19 traitements avec *Ls* (VectoLex) pendant les 10 semaines de l'expérience⁵⁸⁴. Toutefois, l'impact de la réduction des larves de moustiques sur les menés têtes-de-boule présents naturellement dans ces écosystèmes n'a pas été étudié.

Le comté de Rockland, dans l'État de New York, distribue des menés têtes-de-boule à la population pour le contrôle des moustiques afin qu'on les introduise dans des plans d'eau et des étangs, etc., qui ne sont pas connectés à d'autres cours d'eau (dans ce cas, une autorisation n'est pas nécessaire)⁵⁸⁵. Il y a des articles dans des journaux nationaux⁵⁸⁶ et des publicités sur Internet sur l'introduction des menés têtes-de-boule dans des étangs pour le contrôle de moustiques^{587,588}. Cette pratique pourrait avoir un impact local sur l'abondance de moustiques sur les propriétés privées. Toutefois, l'ensemencement de poissons est une pratique écologiquement risquée et réglementée au Québec.

Par ailleurs, afin de contrôler l'abondance de moustiques, des gambusies (*Gambusia affinis* et *G. holbrooki*; Cyprinodontiformes : Poeciliidae), qui se nourrissent entre autres des larves de moustiques, ont été introduits dans des plans d'eau aux États-Unis⁴⁵⁸. Or, l'introduction de ce poisson vorace et fécond a souvent provoqué des impacts importants sur les populations de poissons indigènes ainsi que sur les autres organismes aquatiques⁴⁵⁸. De plus, les populations de poissons indigènes sont souvent plus efficaces pour réduire l'abondance des insectes piqueurs⁴⁵⁸.

Amphibiens

Les larves de la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*; présente au Québec) sont des prédateurs voraces des larves de moustiques consommant en moyenne 12 larves par heure (Almeida et collab., 2018⁵⁸¹, information supplémentaire). Les grenouilles et les crapauds sont des prédateurs de moustiques adultes. Ils peuvent consommer à peu près 100 moustiques par nuit, par individu⁵⁸⁹. Les têtards se

pp <https://www.burlingtonfabrics.com/performance-technology/insect-repellency/nfz-us/>; consulté le 13 août 2019.

nourrissent des œufs et des larves de moustiques⁵⁸⁹. Les anoures peuvent donc contribuer à réduire la densité de moustiques. Par contre, le prélèvement des œufs d'anoures dans la nature, l'élevage des têtards suivi de leur introduction dans des étangs et des fontaines comme proposés par Sarwar (2015)⁵⁸⁹ sont interdits au Québec et nécessitent un permis délivré par le MELCCFP pour la capture des animaux sauvages à des fins scientifiques, éducatives ou de gestion de la faune (permis SEG⁵⁹⁰).

Crustacés

Comme mentionné à la section 6, la présence d'une communauté diversifiée de crustacés peut être un bon atout pour la gestion de la densité de moustiques, car la prédation des larves et la compétition pour la nourriture faites par des crustacés affectent le nombre et la taille des moustiques qui se métamorphosent³³⁰. De plus, les moustiques femelles évitent de pondre dans ces milieux³³⁰. La biodiversité est généralement plus élevée dans des écosystèmes intègres.

14.4 Conception de nouveaux produits biologiques

Il y a plusieurs nouveaux produits biologiques mis au point pour éviter les piqûres de moustiques ou contrôler leurs populations. Ces méthodes sont encore au stade expérimental.

Conception de nouveaux ovicides

Benelli (2015)⁵⁹¹ décrit dans sa revue de littérature les produits à base des plantes qui empêchent le développement des moustiques au niveau des œufs. Il y a plusieurs produits qui démontrent une efficacité de 60 à 100 %, mais il reste encore beaucoup de travail à faire avant que ces produits puissent être utilisés pour le contrôle de transmission des maladies, notamment identifier leurs mécanismes, leur efficacité dans des conditions naturelles ainsi que leurs impacts sur les espèces non ciblées⁵⁹¹.

Conception de nouveaux larvicides

L'exposition de quatre stades de larves de moustiques à la méthionine, un acide aminé essentiel pour l'humain, peut entraîner une mortalité semblable à celle observée avec le *Bti* (Weeks et collab., 2019⁵⁹²). Les larves de différentes familles de moustiques montrent des différences de sensibilité⁵⁹². La méthionine ne semble pas affecter d'autres insectes comme les abeilles (Weeks et collab., 2018⁵⁹³ et références dans^{592,593}).

Ochola et collab. (2022)⁵⁹⁴ montrent, au Kenya, qu'une formulation d'huile émulsifiée d'une espèce de basilic (*Ocimum kilimandscharicum*; *hoary basil*) est plus efficace que le *Bti* pour tuer des larves de moustiques, tant en laboratoire que lors des tests simulant les conditions du terrain. L'huile essentielle d'*O. kilimandscharicum* contenait 39 composés chimiques, les plus importants étant d-camphre et limonène⁵⁹⁴. Les auteurs⁵⁹⁴ considèrent ce larvicide botanique potentiellement comme une solution alternative intéressante pour le contrôle effectif et écologique des vecteurs de maladies dans les pays en développement. Cependant, les effets sur des organismes non ciblés dans les milieux aquatiques doivent encore être déterminés⁵⁹⁴.

Développement de produits qui empêchent les moustiques de piquer

À la suite de leur repas sanguin, les femelles d'*Ae. aegypti* perdent leur forte attraction vers les humains pendant plusieurs jours. Le mécanisme qui contrôle cette suppression d'attraction est un neuropeptide Y⁵⁹⁵. Duvall et collab. (2019)⁵⁹⁵ ont identifié la molécule « NPYLR7 », qui est l'agoniste de cette protéine. Chez des femelles *Ae. aegypti*, elle induit l'arrêt de recherche de nourriture et du besoin de piquer pendant deux jours⁵⁹⁵. Cette molécule pourrait être ajoutée dans des pièges comme celui d'In2Care afin de réduire le risque de transmettre des maladies avant que l'adulte soit tué par le champignon. Toutefois, le niveau d'avancement actuel de la recherche ne permet pas encore une utilisation à l'extérieur des laboratoires⁵⁹⁵.

Empêcher l'éclosion des œufs avec des nano-bio-particules

Benelli et collab. (2017)⁵⁹⁶ présentent un survol des développements récents sur le contrôle biologique des moustiques (à l'exception des techniques basées sur le comportement telles que la manipulation de l'essaimage), dont la production d'insecticides sous forme de nano-bio-particules. Il s'agit de nanoparticules de métal fabriquées par des plantes ou des animaux et qui sont très toxiques pour les œufs et les larves de moustiques ainsi que pour les moustiques adultes. Il y a encore peu d'études sur la toxicité aiguë et chronique de ces nanoparticules vertes pour des organismes aquatiques non ciblés, mais, d'après les résultats des études présentées par Benelli et collab. (2017⁵⁹⁶, 2018⁵⁹⁷), ces produits semblent empêcher l'éclosion de larves de moustiques des œufs. De plus, ils n'affectent pas les prédateurs de larves de moustiques aux concentrations qui tuent ces larves. En effet, ces nanoparticules d'argent ou d'or semblent augmenter l'efficacité des prédateurs de larves de moustiques pour contrôler les populations de moustiques, mais leurs fonctionnements ne sont pas encore compris⁵⁹⁶. Ce nouveau développement scientifique est en expansion, mais pour l'instant, il y a très peu d'information sur les autres impacts environnementaux, et les mécanismes de toxicité sur des espèces ciblées et sur les espèces non ciblées (toxicité aiguë et chronique) ne sont pas encore bien étudiés⁵⁹⁷. Il s'agit d'un développement ayant un potentiel intéressant pour le contrôle des moustiques comme vecteurs de maladies telles que les arbovirus⁵⁹⁷. La réglementation actuelle n'est probablement pas adaptée pour l'homologation et l'utilisation de ces nanopesticides.

14.5 Conclusion

Parmi les méthodes de contrôle alternatives au *Bti*, l'utilisation de pièges pourrait s'avérer appropriée pour le Québec, car ils ont démontré leur efficacité ici et ailleurs. Les expériences à Châteauguay, à Gatineau ainsi qu'à Saint-André-de-Kamouraska ont démontré que de bons résultats peuvent être obtenus. De plus, comme mentionné, les coûts associés à cette méthode sont intéressants, car ils semblent moins élevés que le coût annuel des épandages. Étant donné que ces pièges sont conçus pour capturer spécifiquement les insectes ciblés, soit les femelles qui piquent, leurs effets directs sur des organismes non ciblés devraient être faibles ou négligeables (p. ex. en Camargue, seulement 0,7 % des insectes dans les pièges étaient des espèces non ciblées¹⁶⁰). Ces pièges présentent aussi l'avantage de réduire la gêne causée par les moustiques précisément là où le contrôle est souhaité. Les moustiques peuvent se déplacer sur des distances importantes, allant de 50 m à plus de 50 km⁹. Ainsi, pour être efficace, la démoustication doit être réalisée sur de grandes superficies. La mise en place de barrières⁵⁶⁶ ou de pièges dans les zones habitées^{561,562,565} pourrait être plus avantageuse et moins dommageable pour l'intégrité de l'écosystème que l'épandage de *Bti* sur de grandes superficies (p. ex. Saint-André-de-Kamouraska). L'installation des pièges devrait être planifiée en fonction des endroits stratégiques de reproduction de diptères nuisibles, et ce, afin de limiter leur dispersion. Cette approche permet d'éviter des impacts collatéraux directs sur des organismes non ciblés et indirects, comme la modification de l'écosystème et du réseau trophique sur les superficies traitées. Toutefois, la performance des pièges doit être suivie dans le temps afin d'adapter cette technique avec l'utilisation des leurres olfactifs pour les espèces de moustiques locales. Par exemple, il faut identifier les variables les plus importantes pour attirer ces espèces dans les pièges au Québec et étudier comment ces variables interagissent avec l'environnement. L'importance de telles études a déjà été soulignée par McDermott et Mullens (2018)⁵⁵³ pour des pièges lumineux.

En plus des pièges, l'utilisation des organismes antagonistes aux diptères nuisibles pourrait être envisagée dans certaines situations. Par exemple, les menés têtes-de-boule pourraient être utilisés dans les étangs isolés, selon la réglementation applicable (pour cette raison, cette option est plutôt hypothétique au Québec). Des communautés aquatiques riches en crustacés sont aussi importantes pour limiter la croissance populationnelle des diptères dans les milieux humides.

L'utilisation des répulsifs d'insectes piqueurs peut être très efficace pour éviter des piqûres. Par contre, certains de ces produits peuvent avoir des effets sur des organismes aquatiques quand ils se trouvent dans des effluents des stations d'épuration. Finalement, il est souhaitable que les citoyens demandent aux municipalités d'établir des programmes intégrés de gestion des diptères nuisibles, en considérant les méthodes qui comportent le moins de risques directs et indirects pour les écosystèmes. Dans ce cas, une

combinaison de toutes les méthodes de contrôle, à la suite de l'analyse des habitats concernés, pourrait être envisagée. Il est souhaitable qu'un programme intégré de gestion de diptères inclue aussi un suivi régulier des effets directs et indirects des méthodes de lutte utilisées, accompagné des études d'efficacité et d'impact collatéral à court et à long terme. De plus, l'implication de la communauté dans de tels programmes est une externalité positive de cette approche.

15 Études sociologiques portant sur la gouvernance et sur les recours juridiques engagés par des groupes environnementaux : le cas du parc de la Camargue en France et le dossier politisé en Allemagne

Le contrôle des insectes piqueurs dans le sud de la France commence au début des années 1960, car les moustiques étaient omniprésents dans l'arrière-pays des plages de la Méditerranée, freinant le développement économique de la région. L'EID Méditerranée a été créée en 1958 afin de favoriser le développement économique et touristique. La démoustication était fixée comme préalable incontournable à toute démarche d'aménagement de la zone côtière^{598,599}. L'EID Méditerranée a d'abord utilisé des produits chimiques et par la suite le *Bti*, sauf dans le Parc naturel régional de Camargue, où la démoustication était interdite (voir section 5.1). Finalement, l'organisme a effectué des traitements aériens avec du *Bti* dans ce parc naturel régional à partir de 2006, accompagnés d'un suivi environnemental et sociologique effectué par des chercheurs indépendants de l'EID Méditerranée^{220,210}. Parmi les organismes ayant participé au suivi scientifique, la Tour du Valat, institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, a proposé de faire le suivi du volet « oiseaux » (passereaux paludicoles et hirondelles de fenêtre), travail coordonné par la chercheuse Brigitte Poulin²¹⁴. À l'exception des publications de cette équipe et de l'équipe de sociologie, il n'y a pas eu beaucoup de publications scientifiques sur ces suivis. Dans l'étude de cas (section 5.1), le contexte environnemental du parc de la Camargue a été décrit. Les principaux résultats de l'étude environnementale sont exposés dans les différentes sections portant sur l'effet du *Bti* sur les organismes non ciblés. Dans la présente section, les aspects sociologiques et de gouvernance sont développés.

Une équipe allemande, sous la direction de Carsten Brühl, a reçu un financement pour la période 2013-2018 pour le développement d'une approche de contrôle de moustiques afin de documenter et de diminuer les impacts écologiques de la démoustication dans les sites voués à la conservation de la biodiversité et de l'écosystème dans la vallée du Rhin (voir l'étude de cas, section 5.2)^{161,222,600}.

15.1 Information disponible dans la littérature

Les études sociologiques portant sur la gouvernance en lien avec la biodiversité et le contrôle de la nuisance causée par les moustiques sont relativement rares. Guillet et Mermet (2020)²¹⁵ présentent un état des connaissances sur la communication des faits scientifiques portant sur la biodiversité. Ils décrivent comment les décideurs s'appuient sur l'implantation d'une étude de cas pour permettre l'épandage dans un écosystème protégé. C'est ainsi que le projet pilote d'épandage de *Bti* dans le Parc naturel régional de Camargue en France s'est déroulé pendant une période de cinq ans (2006-2011) (voir section 5.1). Ce projet a été élaboré à la suite des pressions socioéconomiques provenant majoritairement de l'industrie touristique après une éclosion exceptionnelle de moustiques à l'automne 2005²¹⁵.

Ce projet pilote a été accepté par le Parc parce qu'il était limité dans le temps et accompagné d'une étude de suivi d'impact environnemental. La Camargue était la seule région sur la côte méditerranéenne française où il n'y avait pas eu de contrôle de moustiques, et cela afin de conserver cet écosystème exceptionnel⁸⁰. Les acteurs environnementaux souhaitaient mesurer les impacts du projet sur l'écosystème. L'équipe de biologistes savait d'ores et déjà qu'il serait extrêmement ardu de réaliser un suivi écologique sur le terrain afin de démontrer les conséquences écologiques du traitement sur le milieu²¹⁵. L'étude sociologique de Guillet et Mermet (2020)²¹⁵ a conclu que :

1. Malgré les impacts sur la biodiversité documentés par les biologistes, après seulement trois années²¹⁷, le traitement au *Bti* a perduré jusqu'à la fin du projet pilote en 2011, ce qui est en contradiction avec les principes de la charte du parc naturel²¹⁵. Cette charte, modifiée afin d'autoriser le projet pilote de démoustication, prévoyait l'arrêt ou la diminution de la

démoustication s'il y avait des impacts sur la biodiversité, car la région voulait s'assurer de protéger l'écosystème de manière stricte²¹⁵.

2. En 2011, les autorités locales et régionales ont décidé de prolonger de cinq ans le programme de démoustication et le suivi scientifique sur la majorité du territoire traité. Ils souhaitaient confirmer les impacts observés sur la biodiversité, lesquels contredisaient l'état des connaissances de l'époque qui n'attribuait pas d'impact écosystémique aux épandages de *Bti*. Les autorités n'auraient jamais eu la légitimité d'implanter un programme de traitement au *Bti* dans un parc voué à la conservation, sans assurer que le projet serait arrêté en présence d'un impact écologique. Ainsi, la décision de faire un projet pilote de cinq ans était un développement très rationnel et stratégique des décideurs. Après cinq ans de réduction des nuisances par les moustiques, la balance des relations de pouvoir entre les opposants et les défenseurs de traitement par *Bti* devrait avoir changé et les risques politiques pour les décideurs de maintenir le traitement par *Bti* seraient moindres²¹⁵.
3. En 2016, soit après la deuxième période de cinq ans d'épandage de *Bti*, en raison de restrictions budgétaires, les autorités proposaient d'arrêter le traitement, car le coût global pour la communauté de 9 000 habitants était trop élevé (1 M€/an). À ce moment, la pression populaire a poussé les autorités à trouver le financement pour poursuivre la démoustification²¹⁵.
4. En 2016, les personnes interrogées dans l'étude de Guillet et Mermet²¹⁵ ont présenté des positions opposées :
 - a. Selon les représentants du gouvernement régional, il n'y a pas de preuves scientifiques claires de l'impact des épandages sur le réseau trophique et le fonctionnement de l'écosystème²¹⁵.
 - b. Selon les biologistes, le projet pilote a montré avec des données scientifiques probantes l'impact des épandages sur le réseau trophique et le fonctionnement de l'écosystème²¹⁵.
 - c. Selon les représentants du promoteur-opérateur du programme de contrôle de moustiques (EID Méditerranée), les impacts sont seulement marginaux. Ils affirment qu'« il y a plein d'études sur l'utilisation de *Bti*. Les résultats sont très controversés. Le *Bti* a été approuvé et présente les plus faibles impacts de tous les produits disponibles sur le marché. Mais il a aussi entendu que le *Bti* pourrait avoir plus d'impacts que les produits utilisés dans le passé »²¹⁵.

Certaines parties prenantes ne considèrent pas les faits scientifiques comme preuves tant qu'elles ne sont pas prêtes à adopter elles-mêmes des changements comportementaux, et tant qu'elles n'ont pas encore pris de décision basée sur ces preuves : la décision prise à partir des données scientifiques probantes ne précède pas la prise de position sur la solution à adopter, ce sont des processus simultanés²¹⁵.

5. Après la première ronde de prises de décisions au niveau politique et de recherche scientifique (2005-2011), les travaux des chercheurs sur la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème n'ont pas été en mesure d'influencer les décisions ultérieures. Par contre, les travaux réalisés entre 2011 et 2016 montrent qu'il y a de nouveaux développements qui permettent de mieux comprendre le lien entre la science et la politique²¹⁵.
6. L'équipe scientifique ayant fait le suivi écologique a développé des techniques alternatives à l'épandage de *Bti*. Elle a commencé à tester des pièges à moustiques à partir de 2013 autour de son laboratoire. L'objectif associé aux pièges était de créer et de procurer une zone de confort locale aux citoyens, là où se trouvent les populations humaines, tout en préservant les écosystèmes et leur fonctionnement sur de grandes superficies. Certains décideurs et entrepreneurs locaux ont appuyé ce développement. En 2015, le premier test grandeur nature avec des pièges était effectué dans un petit village au centre de la Camargue. La population locale était satisfaite des résultats jusqu'en septembre quand des vents favorables ont transporté une éruption importante de moustiques au village. Les habitants se demandaient si les pièges attiraient les moustiques au lieu de créer une barrière. Un deuxième test, conduit en 2016, avec plus de pièges et aussi mieux distribués sur le territoire, était concluant et a convaincu les

habitants. Ainsi, l'équipe scientifique a utilisé l'innovation technique pour générer un changement de nature sociale, environnementale et technologique en plus de l'accumulation de preuves écologiques²¹⁵.

7. Dans la Camargue, le changement de gouvernance ne s'est pas mis en place. Cette étape nécessite la continuation et la consolidation du réseau avec des interlocuteurs à différents niveaux gouvernementaux. L'entreprise qui fournit les pièges doit aussi poursuivre l'amélioration du produit et la réduction des coûts. De plus, cette proposition sera mieux acceptée quand les données écologiques permettront de démontrer que les espèces non ciblées sont épargnées par les pièges (seulement 0,7 % des insectes dans les pièges étaient des espèces non ciblées¹⁶⁰). L'organisme ayant participé à l'épandage de *Bti* dans la Camargue (EID Méditerranée) a l'habitude de s'adapter à l'évolution des nouvelles techniques et législations mises en place au cours des 60 dernières années dans le sud de la France²¹⁵.
8. En même temps que le développement de pièges, les suivis écologiques ont continué pendant la période de 2011 à 2016. Les impacts de l'utilisation de *Bti* ont été confirmés. En outre, les études longitudinales sont importantes pour mieux comprendre ces impacts. De plus, elles améliorent les réseaux sociotechniques entre les différents partenaires ainsi que ceux qui militent pour une meilleure prise en compte de la biodiversité dans les décisions politiques prises au sein des différents paliers de gouvernements²¹⁵.
9. Les travaux sur la biodiversité dans la Camargue ont ouvert le débat scientifique sur le contrôle des moustiques dans des zones vouées à la conservation de la biodiversité. Les données écologiques ont été présentées au sein des communautés scientifiques engagées dans la démoustication et des congrès axés sur la biodiversité. Démontrer l'impact de l'épandage du *Bti* sur l'écosystème de la Camargue pourrait mener à un changement de gouvernance, c'est-à-dire à une meilleure protection de la biodiversité. Les différents organismes gouvernementaux engagés dans la démoustication du sud de la France se questionnent désormais sur les impacts de l'épandage de *Bti*, et d'autres insecticides, à grande échelle et sur de longues périodes²¹⁵.
10. Cette étude²¹⁵ montre que le fait de documenter l'impact du *Bti* sur l'écosystème n'est pas suffisant pour remettre en question les programmes d'épandage de *Bti* si des solutions alternatives ne sont pas testées et proposées aux communautés. En d'autres mots, des preuves fournies par la communauté scientifique deviennent incontournables seulement quand les décideurs reconnaissent et acceptent que leurs positions et décisions iront dans le sens de ces preuves²¹⁵. Ainsi la décision prise à partir des preuves scientifiques ne précède pas la prise de position sur la solution à adopter, c'est un processus concomitant²¹⁵.

Dans une publication antérieure sur le même sujet, les mêmes auteurs, Guillet et Mermet (2013)²¹⁴, présentent plusieurs facettes plus en détail et discutent entre autres du fait « que l'expertise instituée par l'appareil politico-administratif peut aider ce dernier à faire fi d'engagements écologiques pourtant pris par les politiciens eux-mêmes »²¹⁴.

Comme mentionné précédemment, dans la Camargue, l'utilisation des bornes anti-moustiques a recommencé après un arrêt de deux ans à la suite de l'élection d'un nouveau maire à Arles, qui est aussi président de la communauté d'agglomération Arles-Crau-Camargue-Montagnette²¹⁸. Cela reflète l'influence politique sur le programme de démoustication dans la région.

De temps à autre, des associations environnementales remettent en cause la démoustication, instrumentalisant des éléments écologiques ou juridiques, s'en prenant, par exemple, aux arrêtés préfectoraux au titre desquels l'opérateur EID Méditerranée effectue ses interventions⁶⁰¹. Ces initiatives hostiles sont souvent déboutées en cour. Ainsi, un jugement du tribunal administratif de Marseille, en date du 6 octobre 2014, a rejeté la requête de trois associations qui contestaient l'arrêté du préfet des Bouches-du-Rhône pour la campagne de démoustication de 2012 sur la base des conclusions de Poulin et collab. (2010)²¹⁷. Ce jugement⁶⁰¹ a débouté ces groupes en précisant qu'« au regard des travaux scientifiques disponibles en France et à l'étranger, il apparaît difficile de conclure à une atteinte significative de ces activités de démoustication sur l'état de conservation des sites »⁶⁰¹.

Allgeier (2019)²⁸⁸ et Brühl et collab. (2019)¹⁶¹, qui présentent les mêmes données, ont fait une étude socioéconomique dans les plaines inondables de la vallée du Rhin. Ils mentionnent que les citoyens sont généralement en faveur des programmes de contrôle de moustiques (même dans les zones protégées pour la biodiversité), car ils ont eu depuis longtemps l'information que le *Bti* est très sélectif et qu'il n'y a pas d'impact sur les organismes non ciblés. Ils ont observé que la population ne souhaitait pas modifier les programmes existants, puisqu'elle désirait que le contrôle de moustiques se poursuive^{288,161}. Près de 50 % des personnes se sentent « gênées » à « très gênées » par la présence des moustiques et 90 % des personnes prennent des mesures afin d'éviter de se faire piquer, telles qu'user de répulsifs, mettre des vêtements longs, éviter certains milieux, rentrer au crépuscule ou installer des moustiquaires^{288,161}. De plus, 69 % de la population craint des maladies potentielles qui peuvent être transmises par des moustiques, même si elles ne sont pas présentes dans la région^{288,161}. Plus de 40 % des répondants n'étaient pas au courant du fait que leur municipalité paie pour le programme de contrôle de moustiques. Près de 90 % de la population se dit en faveur des techniques alternatives pour le contrôle de moustiques, telles que des pièges^{288,161}.

Le contrôle des moustiques est devenu très politisé en Allemagne, où des représentants politiques de tous les niveaux se sont demandé si des études d'impact des épandages de *Bti* sur des espèces non ciblées et l'écosystème étaient indispensables et ont demandé l'arrêt du financement de ces travaux¹⁶¹. Ainsi, Brühl et collab. (2019)¹⁶¹ concluent qu'il n'est pas possible d'effectuer des études d'impact des épandages de *Bti* sur des espèces non ciblées et le fonctionnement de l'écosystème sans le soutien des autorités politiques, car depuis des décennies, on présente le produit comme extrêmement spécifique et sans impact sur l'environnement¹⁶¹. En outre, ils ont observé que les personnes reliées à l'industrie de contrôle de moustiques par le *Bti* ont dérangé à plusieurs reprises le déroulement de rencontres publiques, d'ateliers scientifiques ainsi que d'autres activités dans le cadre de ce projet de recherche¹⁶¹.

L'éducation de la population sur l'importance des services écologiques fournis par les milieux humides et aquatiques, de la biodiversité et des rôles exercés par les différents organismes que recèlent ces milieux pourrait accroître l'acceptabilité sociale des nuisances causées par les insectes, dont les moustiques et les simuliés. De plus, ces personnes ne sont généralement pas au courant des modifications des écosystèmes observées telles que les déclinés de la biomasse et de l'abondance des insectes au niveau mondial ainsi que celui des oiseaux insectivores aériens.

Au Maryland, aux États-Unis, un groupe de résidents a demandé le contrôle des mouches noires (*Simulium jenningsi*; Diptera: Simuliidae) sur de grandes superficies afin de diminuer les nuisances qu'elles causent (Wilson-Ounekeo et Lamp, 2020⁶⁰²). Une enquête en ligne et en personne a révélé que pour les répondants ayant des enfants et les personnes plus jeunes ou récemment aménagées dans la région, les mouches noires sont extrêmement contraignantes au point d'influencer le temps passé à l'extérieur pendant l'été⁶⁰². Des personnes ayant vécu plus de 40 ans dans la région avaient trouvé des façons de s'adapter à la situation⁶⁰². Les personnes consultées manquaient de connaissances sur la biologie des mouches noires et elles ne pouvaient pas indiquer la localisation des sites de reproduction de ces insectes. Elles nettoyaient donc par précaution leur cour en éliminant tous les contenants avec un peu d'eau dans lesquels les moustiques pourraient se reproduire⁶⁰².

15.2 Conclusion

Il y a peu d'études sur les enjeux sociaux liés au contrôle des insectes piqueurs auprès des communautés humaines. Toutefois, l'idée de contrôler les nuisances causées par les insectes piqueurs jouit encore de larges appuis au sein de la société. D'où l'importance de développer des méthodes alternatives et efficaces de démoustication qui doivent démontrer leur efficacité et être considérées pour entraîner une modification des pratiques. Cela est fondamental en présence d'enjeux de santé publique (tels que la transmission du virus du Nil occidental et du virus Zika) et d'enjeux de nuisance pour les communautés. De plus, l'expérience en Camargue montre qu'il est très difficile d'arrêter la démoustication une fois qu'elle est lancée, même lorsque sa réalisation pose des problèmes environnementaux, financiers et sociétaux.

16 Études économiques

Il y a très peu d'études sur les aspects économiques en lien avec les nuisances causées par les insectes piqueurs.

16.1 Information disponible dans la littérature

Les pertes économiques dues à des nuisances causées par des similies peuvent être considérables, mais elles sont rarement documentées¹⁶. Sariözkan et collab. (2014)⁶⁰³ ont estimé les pertes des revenus de l'industrie du tourisme et de l'agriculture, en plus des coûts pour contrôler les mouches noires en 2006-2007 dans la région de Cappadoce, en Turquie, à 5,45 millions de dollars américains. Cela est une estimation conservatrice, car plusieurs pertes n'ont pas pu être évaluées lors de ces travaux⁶⁰³.

Halasa et collab. (2014)⁶⁰⁴ ont essayé de quantifier l'impact des nuisances causées par les moustiques sur la qualité de vie des résidents de deux comtés du New Jersey, avec des programmes de contrôle des moustiques. La présence des moustiques est considérée par la majorité des répondants (54,6 %) comme une nuisance lors d'activités à l'extérieur. Les résidents considèrent que la présence des moustiques diminue leur qualité de vie avec une valeur de 0,13, ce qui donne une valeur d'utilité de $0,87 \pm 0,03$ sur l'échelle descriptive de santé EuroQol-STO (0 étant le minimum et 1 le maximum). Dans cet outil, la valeur 0,13 correspond par exemple à vivre avec des facteurs de risque de développer des maladies inquiétantes⁶⁰⁴. Ainsi, les auteurs concluent que les nuisances causées par les moustiques pourraient être comparées à un risque réel pour la santé des résidents, tel que vivre avec deux facteurs de risque de développer le diabète (obésité, problèmes de cholestérol, hypertension, etc.) ou pour les femmes, éprouver des troubles menstruels⁶⁰⁴. Or, dans cette étude, les auteurs n'ont pas comparé des populations qui vivent dans des zones où s'effectue un contrôle de moustiques avec d'autres habitants dans des zones où il n'y en a pas. Par ailleurs, la méthode d'évaluation contingente a révélé que les répondants avaient une volonté de payer de 935 \$US, en moyenne, pour un été sans moustiques à l'extérieur⁶⁰⁴. Shepard et collab. (2014)⁶⁰⁵ ont fait l'évaluation économique de ce programme de contrôle de moustiques et concluent que ce programme apporte 43 h de temps supplémentaire à l'extérieur, par exemple dans le jardin, ce qui correspond à 356 \$US. Il aurait toutefois été intéressant de comparer des populations qui vivent dans des zones où s'effectue un contrôle de moustiques avec d'autres habitant dans des zones où il n'y en a pas, mais ça n'était pas inclut dans l'étude.

Von Hirsch et Becker (2009)⁶⁰⁶, les auteurs sont employés de la KABS) ont fait une analyse coûts-bénéfices du programme de contrôle de moustiques avec du *Bti* dans les plaines inondables de la vallée du Rhin pour atténuer l'inconfort des gens par rapport aux piqûres d'insectes, en utilisant une évaluation contingente. La volonté de payer par résident était 3,50 € par personne par an. Cela donne pour toute la région concernée une somme totale de 8,4 M€, c'est-à-dire 3,8 fois plus élevée que les coûts associés au programme. Ainsi la KABS, l'organisme qui effectue les épandages, considère qu'elle contribue en moyenne chaque année de 6 M€ au bien-être social de la région⁶⁰⁶.

Par ailleurs, la volonté de payer d'une population du Texas, aux États-Unis, pour un programme de contrôle des moustiques au moyen de pesticides chimiques, était 1,9 fois plus élevée que les coûts réels pour exercer ce contrôle. De plus, les répondants étaient d'accord avec l'idée de payer le double pour l'utilisation de produits qui pourraient moins affecter l'écosystème (John et collab., 1992⁶⁰⁷).

Brühl et collab. (2020)³⁹ mentionnent dans une revue de littérature que les impacts écologiques sur des espèces non ciblées ont été ignorés dans les analyses économiques, de même que les modifications des services écologiques rendus par ces espèces.

Allgeier (2019)²⁸⁸ et Allgeier et collab. (2019)¹⁶¹ ont fait une étude dans la vallée du Rhin, en Allemagne, et une partie du volet sociologique est présenté dans la section précédente. Pour le volet économique, ils ont utilisé la méthode d'évaluation contingente, qui montre une ouverture de la part de la population pour payer en moyenne 118 €, par ménage par an, pour l'utilisation des techniques alternatives^{288,161}. Cela est

nettement supérieur à la somme de 3,50 € par personne par an obtenue par Von Hirsch et Becker en 2009⁶⁰⁶. Les répondants sont d'accord avec l'usage de techniques alternatives à l'épandage de *Bti* pour diminuer l'impact sur les espèces non ciblées et le fonctionnement de l'écosystème, mais ils ne sont pas encore prêts à éliminer l'épandage, probablement par crainte d'invasions de moustiques. Cela montre la nécessité de démontrer l'efficacité des méthodes alternatives^{288,161}. En même temps, déjà 25 % des ménages sont d'accord avec l'idée d'acheter des pièges à moustiques et près de la moitié des ménages paierait plus que 100 € par année^{288,161}. Le choix de contrôler les moustiques là où ils gênent, au lieu de les éliminer à la source (dans les milieux humides), est perçu positivement, même si cela implique une augmentation des densités de moustiques à l'extérieur des agglomérations municipales^{288,161}.

Les milieux humides permettent de mieux contrôler les niveaux d'eau lors des crues et réduisent les risques d'inondations, et c'est pour cette raison que les gouvernements les aménagent et les restaurent. Ces projets d'aménagement ou de restauration sont généralement bien perçus par la population qui habite à proximité, quand les programmes de contrôle des insectes piqueurs sont mis en place lors de la période de planification des projets (Westerberg et collab., 2010⁶⁰⁸). Afin de ne pas affecter le potentiel des services écologiques reliés à ces milieux humides, il apparaît important d'implanter des programmes de gestion intégrée des insectes piqueurs privilégiant des moyens autres que l'épandage de *Bti*, car ces milieux humides procurent des services écologiques d'une grande valeur à la société (Dupras et collab., 2015⁶⁰⁹; He et collab., 2016⁶¹⁰), y compris la conservation et la mise en valeur de la biodiversité, et augmentent le potentiel faunique dont bénéficient les observateurs de la nature, les ornithologues, les chasseurs, les pêcheurs et les piégeurs.

16.2 Conclusion

Les aspects économiques en lien avec les nuisances causées par les insectes piqueurs n'ont presque pas été étudiés. Parmi les sujets qui ne sont pas abordés, on ne trouve, par exemple, que peu ou pas de détails concernant la reddition des comptes sur les coûts des programmes d'épandage de *Bti*, les récurrences des traitements ainsi que l'efficacité en matière de réductions des populations des insectes piqueurs. Les coûts des programmes d'épandage de *Bti* sont, au Québec, généralement ajoutés à la taxe foncière par les municipalités. Ainsi, les citoyens savent qu'ils paient pour le service, mais ils ne savent pas combien le traitement coûte à la société. On ne connaît pas précisément le nombre de municipalités (environ 130) qui ont recours aux programmes de contrôle des nuisances causées par les insectes piqueurs au Québec ni le total des sommes dépensées ou des superficies traitées. De plus, les études économiques publiées sur le sujet n'incluent pas les externalités négatives sur les écosystèmes et les services écosystémiques : les pertes de services écologiques rendus, la diminution de la biodiversité, la modification du fonctionnement des écosystèmes et des réseaux trophiques, ainsi que la fragilisation de la résilience de ces écosystèmes. Afin de choisir la meilleure avenue pour le contrôle des insectes piqueurs, il importe de faire des analyses économiques sur les coûts et les bénéfices réels, en incluant notamment les services écologiques et les externalités reliées aux programmes de contrôle de moustiques générés par des méthodes alternatives et par l'utilisation de *Bti*.

17 Lacunes identifiées dans la littérature scientifique et recommandations pour la situation au Québec

La grande majorité de la littérature disponible avant 2012 traitait de l'efficacité du *Bti* pour le contrôle des insectes piqueurs⁸⁰. La littérature qui concerne les effets du *Bti* sur les organismes non ciblés porte sur des groupes taxonomiques auxquels plusieurs espèces présentes au Québec appartiennent, mais il manque généralement d'études sur les espèces retrouvées dans la province, sous des conditions et avec les formulations utilisées au Québec, sauf quelques exceptions (p. ex. ^{71,212,277,366}). L'objectif de cette revue de littérature était d'orienter le travail de rédaction d'avis fauniques et l'analyse des demandes d'autorisation pour le contrôle des insectes piqueurs en considérant les contre-indications des épandages dans des zones où les populations fauniques non ciblées sont les plus à risque. L'épandage de *Bti* peut représenter un risque, surtout pour certaines espèces désignées menacées ou vulnérables. Dans certains cas, il serait souhaitable d'éviter ou de réduire au minimum les épandages de *Bti* dans leurs habitats. Étant donné le manque de données sur les espèces, les écosystèmes québécois et les conditions locales, il est souhaitable que des études visant à évaluer l'effet du *Bti* sur la faune, les réseaux trophiques et le fonctionnement des écosystèmes québécois soient réalisées. L'usage des formulations de *Bti* (VectoBac 1200L, VectoBac 200G) et de *Ls* (VectoLex) utilisées au Québec, aux taux d'application opérationnelle, serait requis. La grande variation de sensibilité observée dans la littérature pour différentes espèces non ciblées, telles que les chironomidés, devrait être vérifiée pour les espèces québécoises. L'effet de ces formulations sur les insectes non ciblés, tels les chironomes ainsi que les arthropodes prédateurs de diptères, doit être suivi après les épandages. Spécifiquement, il est pertinent de mener des suivis de populations de ces organismes pendant la saison des épandages en tenant compte des différentes variations environnementales, mais aussi de le faire à long terme, car les impacts des traitements se manifestent souvent seulement après plusieurs années. Les données ainsi recueillies refléteraient davantage l'impact cumulatif des épandages de *Bti*. Afin de mieux comprendre le fonctionnement et les transferts d'énergie des réseaux trophiques, des analyses avec des isotopes stables ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$) pourraient être intégrées à tous les niveaux trophiques possibles³⁸⁷. De plus, depuis l'utilisation de différents gènes de *Bt* dans les plantes génétiquement modifiées en agriculture, différents gènes et différentes toxines de *Bt* sont observés dans les eaux de surface des cours d'eau en milieu agricole⁶¹¹⁻⁶¹³ et dans le Saint-Laurent. Ces gènes et toxines peuvent ainsi affecter des organismes aquatiques^{465,614,615} alors qu'on les retrouve, par exemple, dans des moules d'eau douce^{345,616,617}.

Il n'y a présentement pas d'études sur l'impact de ces toxines combinées avec le *Bti*. L'utilisation de l'ADN environnemental (ADNe) pourrait permettre d'associer des toxines spécifiques au *Bti* ou aux autres formes de *Bt* potentiellement présentes dans les écosystèmes. Cette revue de littérature montre que la plupart des publications sur le contrôle des insectes piqueurs traitent de moustiques, vecteurs de maladies ou constituant une nuisance. Il y en a relativement peu sur le contrôle des simuliés. Comme le contrôle des mouches noires est fait dans les cours d'eau et non dans les milieux humides où l'eau est stagnante, il est important d'améliorer les connaissances pour l'ensemble des écosystèmes aquatiques où le produit est susceptible d'être appliqué. Ainsi, il importe de connaître l'abondance de *Bti* tant dans les milieux humides que dans les cours d'eau, et tant les souches indigènes que les formes allochtones ajoutées lors des épandages. Ces travaux pourraient être faits avec des techniques récentes comme l'analyse de l'ADNe.

Plus précisément :

- Il n'y a présentement pas de protocole standardisé et approuvé pour déterminer les concentrations de *Bti* et de *Bt* (souches indigènes et allochtones) déjà présents dans un écosystème et pour vérifier si les doses épandues respectent le dosage figurant sur les étiquettes approuvées par l'ARLA pour les différentes formulations. La technique microbiologique généralement utilisée pour détecter la présence de *Bti* est de cultiver des échantillons dilués sur des plaques d'agar-agar et d'identifier la colonie par sa morphologie et sa couleur spécifique à

Bt^{366,618}. Les techniques génétiques ont été utilisées depuis les années 1980 pour identifier les différentes souches et toxines⁶¹⁹. L'ADNe a été utilisée récemment, par exemple^{202,203}, mais il n'y a pas encore de protocole standardisé. Cette technique pourrait permettre d'identifier et d'évaluer aussi les densités des autres variantes de *Bt* dans la nature, ainsi que de les comparer avec les concentrations réelles mentionnées dans les publications.

- En plus de ces suivis sur le terrain, des études de laboratoire devraient être menées sur les arthropodes, surtout des espèces représentatives des chironomes québécois, qui sont à risque d'exposition et qui sont généralement importants dans les réseaux trophiques, ce qui permettrait de fournir de l'information sur la sensibilité de ces organismes aux formulations de *Bti*.
- Des évaluations de l'effet létal et des effets sublétaux et chroniques seraient fort pertinentes pour documenter les effets des épandages au Québec. Ces évaluations devraient étudier la reproduction pendant plusieurs générations, les comportements individuels des arthropodes non ciblés, mais aussi l'évolution démographique des populations et des communautés. Tous les stades de développement des organismes devraient être représentés dans ces recherches.
- Le comportement du *Bti* dans les écosystèmes humides et hydriques doit également être considéré en fonction des conditions locales, telles que l'effet de la température de l'eau sur son efficacité pour des espèces ciblées ainsi que pour des espèces non ciblées. Une grande partie de ce type d'études a l'avantage d'être réalisable dans une courte période de temps. La synergie du *Bti* avec d'autres composés toxiques, tels que les pesticides et contaminants émergents présents dans les milieux humides et hydriques, doit aussi être examinée.
- Afin de s'assurer d'évaluer l'impact de l'application de *Bti* sur des insectes émergents tels que des chironomes, il est important d'utiliser des pièges émergents pendant longtemps et de ne pas seulement se fier à des données ponctuelles d'émergence quelques jours après l'épandage ou des abondances de ces insectes aériens ou des larves aquatiques²⁶³. De plus, l'échantillonnage aquatique ou la récolte des larves à partir des sédiments ne donne pas toujours les meilleurs résultats²⁶³.

Les oiseaux insectivores sont un groupe qui risque de subir les effets indirects de l'application du *Bti*, car plusieurs insectes faisant partie de leurs diètes pourraient être affectés par les épandages tant une seule fois que de manière répétitive. Dans ce contexte, la corrélation entre la diversité et l'abondance des oiseaux, particulièrement parmi les groupes de sauvagine et des insectivores aériens, et les épandages de *Bti* doit être examinée. La réduction des insectes émergents pourrait affecter directement les oisillons des oiseaux insectivores aériens et des canards barboteurs, causant potentiellement un déclin local de leurs populations. En plus de cette réduction des insectes émergents, le contact avec les composés de la formulation de *Bti* peut entraîner des modifications au niveau des processus physiologiques, sur le développement, des effets génotoxiques ainsi que des effets épigénétiques. De plus, la réduction de nourriture pourrait affecter la vigilance des oisillons et ainsi augmenter le risque de prédation.

Puisque les chiroptères risquent aussi de subir des effets indirects liés aux épandages de *Bti*, la diète des individus des maternités, particulièrement des espèces désignées menacées, vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées et associées aux milieux humides, pourrait être caractérisée par exemple par l'analyse de l'ADN dans des fientes. Si le remplacement du *Bti* par d'autres méthodes de contrôle d'insectes piqueurs est envisagé, cette information servira aussi à évaluer le risque indirect de ces méthodes alternatives de contrôle. Le suivi des populations de chauves-souris menacées et vulnérables est déjà fait par le Ministère. Il y a peut-être une possibilité d'y inclure des sites où les épandages de *Bti* sont faits. Si des données historiques tant sur le contrôle des insectes piqueurs que sur les populations de chiroptères existent, l'effet de ces épandages sur les chiroptères au Québec pourra être évalué plus précisément.

La physiologie des amphibiens est affectée par l'exposition aux formulations de *Bti*. L'étude des effets chroniques et aigus ainsi que létaux et sublétaux de cet insecticide sur l'état immature des amphibiens associés aux régions touchées par les épandages est souhaitable, notamment sur les espèces menacées ou vulnérables d'anoures et de salamandres. De plus, les effets génotoxiques ainsi que l'effet

épigénétique (qui peut s'exprimer dans des générations futures) ne sont pas connus. L'effet de l'exposition chronique du *Bti* sur la reproduction des amphibiens est aussi un aspect qui doit être évalué, car il n'existe pas de publications sur ce sujet. L'effet indirect du *Bti* sur les amphibiens pourrait aussi être examiné, tel l'effet des réductions des populations d'insectes en tant que proies des amphibiens, à la suite d'épandages. Également, des suivis des populations des amphibiens associés aux régions des épandages sur le terrain sont souhaitables. La synergie du *Bti* avec d'autres composés toxiques présents dans les milieux humides pourrait aussi être examinée, particulièrement avec des pesticides agricoles tels que l'atrazine, à laquelle les amphibiens sont particulièrement sensibles. Ce travail pourrait inclure tous les autres groupes d'espèces, voire d'autres formulations de pesticides.

Par ailleurs, des études concernant l'effet direct des formulations de *Bti* sur les poissons sont manquantes pour la majorité des espèces, sauf quelques salmonidés, pour lesquels des tests de toxicité aiguë ont été réalisés. Des études pourraient être réalisées en considérant l'effet léthal, les effets sublétaux, les modifications des processus physiologiques et génotoxiques, ainsi que les effets sur la reproduction et le comportement. Les synergies des formulations de *Bti* avec d'autres composés toxiques présents dans les milieux humides pourraient aussi être examinées. La proportion des insectes dans la diète des poissons est un aspect qui doit également être élucidé afin d'estimer le risque indirect des épandages sur ces espèces.

En plus des recherches sur l'effet des formulations du *Bti* sur les organismes mentionnés, des suivis d'autres populations d'organismes aquatiques devront être effectués. C'est le cas des ostracodes, lesquels pourraient particulièrement être sensibles au VectoBac 12AS. Il est souhaitable que des études en laboratoire concernant l'effet léthal et les effets sublétaux sur des espèces d'ostracodes locales sélectionnées sur la base de leur importance écologique soient effectuées. Le même principe doit s'appliquer à d'autres organismes aquatiques sur lesquels il n'existe pas d'études à ce jour, par exemple les annélides et les mollusques, notamment les moules d'eau douce. Par ailleurs, dans les tissus de ces moules d'eau douce, qui se nourrissent des organismes benthiques et planctoniques, Douville et collab. (2009)³⁴⁵ ont observé des toxines et des gènes de *Bt* d'origine agricole. Les interactions entre les crustacés et les moustiques, face aux formulations de *Bti*, sont un sujet négligé qui mérite d'être examiné davantage.

Les épandages de *Bti* posent un risque pour d'autres composantes de l'écosystème qui pourraient être évaluées, telles que la communauté microbienne, l'abondance de phytoplancton et les cycles biogéochimiques dans les milieux humides.

Le *Bti* peut être recyclé dans l'écosystème et s'accumuler, surtout dans un contexte d'épandages répétitifs. En plus des mécanismes de prolifération et de recyclage déjà connus, comme le rôle des larves de moustiques et des chironomes détritivores, la bioencapsulation par un protozoaire, et le lien avec l'abondance de matière organique dans le substrat, il est nécessaire d'étudier le comportement des formulations dans l'environnement afin de prévoir leurs conséquences à long terme, notamment dans les interfaces sédiment-eau après sédimentation dans des champs de phragmites. De plus, il est important de connaître la quantité de *Bti* qui est emportée dans les cours d'eau en dehors de zones d'épandage, qui sédimente dans des zones de faible courant et qui peut éventuellement atteindre des lacs et, finalement, les embouchures des bassins versants dans le Saint-Laurent.

Il y a présentement peu de données sur l'efficacité des méthodes alternatives pour le contrôle des insectes piqueurs au Québec, telles que l'utilisation des pièges. Certaines études sont réalisées, mais les résultats ne font pas nécessairement l'objet de publications. La Municipalité de Saint-André-de-Kamouraska a fait l'acquisition de pièges en 2017. Il serait intéressant d'évaluer l'efficacité de ces pièges déployés en milieu naturel, dans une étude impliquant des espèces présentes au Québec. Cette étude pourrait également comporter un volet sociologique et économique, permettant de connaître l'appréciation de la population humaine envers cette méthode. Par ailleurs, une étude sur les biens et services écosystémiques, détaillant les aspects sociologiques et économiques, liée au contrôle des insectes piqueurs au Québec pourrait aider les différents niveaux gouvernementaux à se positionner sur ce sujet.

Bien que l'objectif de cette revue de littérature ne consistait pas à répondre aux enjeux de la santé publique, il faut noter que les insectes piqueurs sont des vecteurs importants de transmission de maladies telles que la malaria, le virus du Nil occidental et le virus Zika. Les changements climatiques pourraient générer l'apparition de certaines maladies au Québec ou encore augmenter leur prépondérance. Pour cette raison, les projets de recherche à venir pourraient aider à mieux comprendre les effets pouvant découler de l'application du *Bti* afin de favoriser une saine gestion intégrée du contrôle des insectes piqueurs, en considérant notamment les espèces menacées, vulnérables et susceptibles d'être ainsi désignées, et en évitant de favoriser la résistance des espèces québécoises au *Bti*.

Finalement, il faut noter que les lacunes scientifiques mentionnées nécessitent des études qui requièrent la participation d'équipes de recherche spécialisées et pluridisciplinaires et de ressources considérables, et ce, pour une période de temps importante (de 5 à 10 ans), surtout dans le cas des suivis des populations des organismes non ciblés. Les études pourraient porter sur les effets des formulations de *Bti* utilisées au Québec en fonction des besoins et des informations nécessaires à la gestion intégrée des insectes piqueurs.

Bien que le présent survol porte sur les risques du *Bti*, il est particulièrement important de définir les besoins de recherche pour estimer les risques associés aux méthodes de contrôle des insectes piqueurs. Plus d'une méthode de contrôle pourrait être utilisée, et le choix des méthodes pourrait varier en fonction des caractéristiques des écosystèmes associés (p. ex. la topographie, la présence de faune vulnérable ou menacée, la densité et la proximité des populations humaines). En conséquence, un plan de suivi des risques et des études liés à un tel programme de gestion pourrait être défini, par exemple par l'équipe de chercheurs mentionnée précédemment, et adopté le plus rapidement possible.

18 Conclusion générale

Le *Bacillus thuringiensis* variété *israelensis* (*Bti*) a été homologué par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada en 1982. À partir de ce moment, cet insecticide a été utilisé au Québec pour contrôler les nuisances occasionnées par les insectes piqueurs (moustiques et mouches noires). Le *Lysinibacillus sphaericus* (*Ls*), quant à lui, a été homologué au Canada en 2005. Toutefois, des données sur les effets des épandages de formulations à base de *Bti* et de *Ls* dans la province sont manquantes.

Au début de leur utilisation, le *Bti* et le *Ls* étaient considérés comme des insecticides qui n'avaient pas d'effets néfastes sur l'écosystème. Cependant, des études publiées pendant les 20 dernières années suggèrent qu'ils ont potentiellement des effets directs et indirects sur des organismes non ciblés. L'information scientifique disponible au niveau mondial et recensée dans cette revue de littérature fait surtout référence au *Bti* et démontre que cet insecticide s'accumule à la suite des épandages répétitifs et qu'il peut proliférer ou se recycler dans l'environnement. De plus, les adjuvants présents dans les formulations commerciales à base de *Bti* peuvent engendrer des effets toxiques à ne pas négliger. La littérature, présentée en détail dans les sections précédentes, démontre que les formulations de *Bti* ont des effets potentiels directs et indirects, qui peuvent varier en fonction des conditions du milieu, sur les organismes non ciblés suivants :

- **Chironomes** : Le *Bti* peut réduire l'émergence, voire éliminer, ces diptères des milieux humides, causant potentiellement un impact indirect sur d'autres organismes dans l'écosystème, car il s'agit d'insectes qui constituent généralement une proportion importante de la biomasse des insectes émergents au printemps. D'ailleurs, au Québec, la formulation Teknar a eu un effet létal sur des chironomes appartenant à trois genres, *Eukiefferella*, *Polypedilum* et *Phaenopsectra*²⁷⁷. Étant donné la grande variation de sensibilité observée dans la littérature pour les différentes espèces de chironomidés, la sensibilité aux formulations de *Bti* devrait être vérifiée pour les principales espèces québécoises.
- **Insectes prédateurs** : Les prédateurs de moustiques, de similies et de chironomes pourront être affectés par une diminution de l'abondance de proies tant dans les écosystèmes terrestres que dans les écosystèmes aquatiques; cela peut aussi entraîner un impact sur leurs propres prédateurs (insectes, oiseaux, chiroptères, etc.). Ainsi, on peut observer un effet indirect à travers les réseaux trophiques (*bottom-up*).
- **Poissons insectivores** : Les poissons insectivores pourraient être affectés indirectement par les épandages de *Bti*. Par exemple, le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*), une espèce menacée au Québec et en Ontario, se nourrit principalement de larves des chironomes et des similies, deux familles d'insectes affectées par les épandages de *Bti*. La diminution du nombre de proies pourrait nuire aux efforts de rétablissement de cette espèce et accélérer son déclin. De plus, lors de contrôles des similies dans des cours d'eau, une partie du *Bti* peut être transportée vers les embouchures des rivières, qui sont souvent importantes pour la biodiversité aquatique et où l'on peut aussi trouver le dard de sable. Pour cette raison, l'épandage de *Bti* et de *Ls* devrait être évité en amont de ces zones.
- **Prédateurs insectivores sélectifs** : Les cadavres des larves de diptères, présents dans l'écosystème après épandage, ne conviennent pas comme nourriture pour des prédateurs spécialisés qui dépendent des organismes vivants.
- **Sauvagine et oiseaux insectivores aériens** : Les canetons se nourrissent d'insectes émergents, principalement de chironomes, pendant la période d'élevage des jeunes canards au Québec. De plus, les oiseaux insectivores aériens, comme les hirondelles, pourraient être affectés par la réduction de leurs proies causée par l'épandage de *Bti*.
- **Chiroptères** : Les femelles chauves-souris sont surtout vulnérables pendant la période de reproduction par une réduction de l'émergence d'insectes au printemps; cela s'explique par leurs

besoins nutritionnels élevés lors de la gestation et de la lactation. Au Québec, les chiroptères pourraient être à risque, car les populations de chauves-souris résidentes sont déjà affaiblies par le syndrome du museau blanc et d'autres facteurs liés à leur environnement.

- **Amphibiens** : Des formulations à base de *Bti* ont causé des effets directs sur les stades immatures des anoues en Argentine, en Allemagne, au Missouri et au Québec. Ces effets sublétaux entraînent des conséquences au niveau physiologique. De plus, ces produits peuvent avoir des effets indirects, comme ceux observés pour des larves de triton en Allemagne, en raison des modifications dans les réseaux trophiques.
- **Crustacés** : La formulation liquide de *Bti* pourrait poser un risque direct pour les ostracodes, qui peuvent constituer une partie importante du zooplancton. Toutefois, ce risque dépend de la concentration finale de la formulation dans l'eau.
- **Communauté microbienne** : Des changements des communautés microbiennes à la suite de l'épandage de *Bti* dans toutes les parties de l'écosystème ont été constatés; cela modifie le fonctionnement des cycles biogéochimiques et, finalement, l'écosystème. De plus, ces effets antibactériens changent potentiellement les microbiotes intestinaux, cutanés, etc., de tous les organismes, ce qui pourrait affecter leur santé.

Puisque le *Bti* est un pesticide utilisé depuis près de 40 ans pour le contrôle des insectes piqueurs partout au Québec, souvent à répétition, il est recommandé de faire un registre annuel des zones traitées avec l'information suivante : les polygones des zones traitées, la formulation, le dosage, la technique d'épandage, la fréquence d'épandage et la quantité totale utilisée. Ce registre pourrait être utile pour faire le suivi des épandages et éventuellement expliquer les modifications observées dans l'écosystème.

Il n'existe présentement pas de protocole standardisé et approuvé pour analyser les concentrations de *Bti* déjà présent dans un écosystème et pour vérifier si les doses épandues ont respecté le mode d'emploi figurant sur les étiquettes des différentes formulations.

Plusieurs études, publiées depuis 2018, montrent que les différentes variétés de *Bt* peuvent produire les mêmes toxines et peuvent causer des symptômes semblables à ceux provoqués par *B. cereus*, un groupe de bactéries pathogènes bien connu en médecine humaine et vétérinaire.

En conclusion, l'effet majeur de l'utilisation du *Bti* sur des organismes dans les écosystèmes naturels est une réduction de la qualité et de la quantité de nourriture pour les organismes insectivores³⁵ (figure 10). Cela est particulièrement important pour des organismes spécialisés et qui dépendent de certains stades de vie des moustiques ou des mouches noires, ainsi que des organismes non ciblés, tels que les chironomes³⁵. Certains de ces carnivores, spécialisés en nourriture vivante, ne peuvent se nourrir des cadavres qui peuvent s'accumuler dans des plans d'eau à la suite de l'épandage de *Bti*. D'autres espèces, comme les omnivores qui se nourrissent d'une grande variété d'organismes, peuvent quand même subir des déficiences nutritionnelles. Ces déficiences affectent surtout les jeunes stades des insectivores, car ils sont plus vulnérables aux changements et aux déficiences de nourriture. La réduction de nourriture ou une diminution de sa qualité ne mène pas nécessairement à la mortalité directe, mais peut entraîner une diminution de la santé et de vigilance, laquelle augmente le risque de prédation³⁵. De plus, une santé moindre peut aussi se répercuter sur le potentiel de reproduction. Ainsi, les populations d'organismes tolérants à l'exposition directe au *Bti* peuvent toutefois être affectées à long terme³⁵.

L'absence d'effet ascendant (*bottom-up*) clair dans certaines études sur les effets du *Bti* peut être due au remplacement d'un groupe d'espèces éliminées par le *Bti* par d'autres espèces de même niveau trophique dans l'écosystème étudié. Elle peut aussi être attribuée à l'omnivorie (prédation sur plus d'un niveau trophique). Les écosystèmes plus diversifiés peuvent mitiger ou compenser les perturbations, car il y a des redondances dans le réseau trophique. Cela entraîne quand même un remaniement des communautés présentes et des modifications des réseaux trophiques¹. Ainsi, ces écosystèmes ne semblent pas répondre ou pas aussi clairement que les écosystèmes plus simples aux perturbations dues aux épandages des insecticides. Les phénomènes de compensation peuvent jouer un rôle important dans la réponse d'un écosystème¹. Cela n'équivaut pas à dire que les effets d'un manque de

ressources dans le réseau trophique à la suite de l'application de *Bti* n'affectent pas les niveaux trophiques supérieurs, mais simplement que ces effets peuvent ne pas être observés dans bien des circonstances².

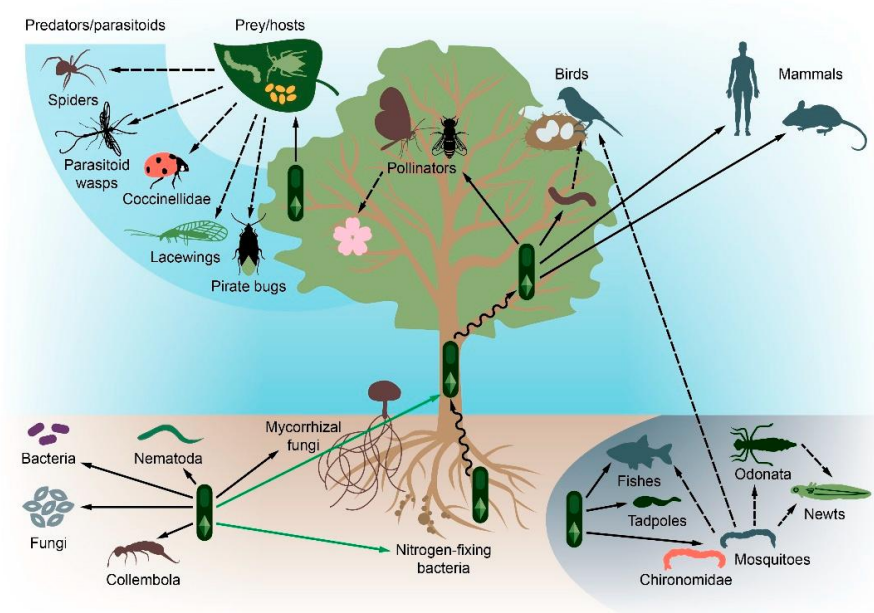


Figure 10. Les effets de *Bt*, dont le *Bti*, sur les organismes dans les écosystèmes naturels. Les flèches noires indiquent des effets négatifs. Les flèches vertes montrent des effets positifs. Les flèches continues représentent des effets directs. Les flèches pointillées indiquent des effets indirects. Les flèches ondulées noires montrent le transfert de *Bt* à travers les tissus de plantes (Belousova et collab., 2021³⁵).

La présence d'autres pesticides dans le milieu aquatique peut amplifier ou diminuer l'impact du *Bti* sur tous les organismes. Ainsi, il a été démontré que l'herbicide atrazine induit le développement de la résistance au *Bti* pour une espèce de culicidé. De plus, les néonicotinoïdes peuvent éliminer des chironomes d'un écosystème et ainsi amplifier l'effet du *Bti*. Au Québec, ces pesticides sont omniprésents dans tous les cours d'eau en milieu agricole et dans le fleuve Saint-Laurent. Par conséquent, ces écosystèmes aquatiques sont déjà affaiblis.

Dans cette revue de littérature, deux études de cas ont été abordées. Elles correspondent à deux suivis à long terme des effets des épandages des formulations à base de *Bti*. Ces deux études de cas montrent que les effets du *Bti* dans l'environnement ne dépendent pas seulement du contexte environnemental, mais des mesures adoptées pour réduire les risques des effets, telles que la stérilisation de formulations de *Bti* pour éviter son recyclage, des épandages faits en mosaïque dans les zones de moustiques et l'interdiction des épandages dans les zones de reproduction des chironomes.

L'analyse de l'information scientifique montre qu'il n'y a pas toujours consensus. Mais la grande quantité d'information disponible dans la littérature scientifique citée dans cette revue de littérature soulève un doute raisonnable sur l'innocuité de *Bti*. Pour cette raison, il est souhaitable d'appliquer les principes du développement durable, dont le principe de précaution^{620,621}. Il est donc recommandé d'éviter ou de réduire au minimum (comme prévu dans les lignes directrices pour la conservation des habitats fauniques³⁹⁹) les épandages, surtout dans les habitats essentiels des espèces menacées et vulnérables.

ainsi que dans les aires naturelles protégées. Si le contrôle des insectes piqueurs s'avère essentiel pour ces sites, une justification pourrait être demandée. Dans ce cas, l'utilisation des pièges à moustiques doit être favorisée, car ils sont beaucoup plus sélectifs tant pour les individus que pour les espèces. De plus, les pièges (sans lumière) capturent seulement les femelles des espèces qui piquent. Dans ce contexte, il est aussi recommandé de demander une justification supplémentaire si l'utilisation de *Bti* est retenue.

La création d'un programme intégré de gestion des insectes piqueurs adapté à des conditions régionales est à privilégier⁶²². Un tel programme permettrait d'adapter les méthodes de lutte contre les moustiques et les mouches noires aux caractéristiques du milieu et aux objectifs de la démoustication (diptères femelles nuisibles ou contrôle des vecteurs de maladies). Ce programme devrait aussi inclure un volet de recherche et un suivi dans le temps des populations des diptères ainsi que des organismes se nourrissant de ces insectes tels que des odonates, des araignées ou des oiseaux insectivores. De plus, une étude concernant le fonctionnement des réseaux trophiques de ces écosystèmes devrait aussi être considérée.

Il n'y a présentement pas de seuils d'intervention pour le contrôle des moustiques et mouches noires. Pour cette raison, il est recommandé d'établir des seuils d'intervention basés d'abord sur des critères relatifs à la santé humaine, même si les zoonoses transmises par les moustiques sont moins fréquentes au Québec que dans des climats plus tempérés. Dans un deuxième temps, d'autres seuils pourraient être établis selon le niveau de gêne causé par ces insectes aux humains. Finalement, les aspects économiques pour les zones affectées pourraient faire partie des analyses.

Enfin, l'un des arguments utilisés par les personnes en faveur de l'utilisation des produits phytosanitaires et autres contaminants, y compris les fabricants, est qu'il manque des données pour des espèces spécifiques locales, dont des espèces menacées et vulnérables, pour restreindre les applications de ces produits^{159,620}. Or, il est extrêmement difficile, voire impossible, de faire des évaluations pour chaque espèce, y compris les humains, dans les conditions naturelles¹⁴⁶. Ainsi, il faut extrapoler les données disponibles concernant certaines espèces pour protéger d'autres espèces. Cette même logique devrait aussi être appliquée pour les différentes formulations des produits phytosanitaires (produits actifs plus les différents additifs). Selon les informations dont on dispose, il est possible que les formulations de VectoBac (1200L et 200G) utilisées au Québec soient les mêmes que les formulations utilisées en Allemagne, en Argentine, en France ou aux États-Unis. Le produit est conçu par le même fabricant, comporte les mêmes ingrédients actifs et principaux, il a la même apparence, et on trouve les mêmes dosages et les mêmes usages sur les étiquettes. Cependant, la composition exacte de chaque formulation constitue un secret industriel. Ainsi, il y a une possibilité que toutes ces formulations avec différents noms soient vraiment différentes, mais avec le même ingrédient actif : la bactérie *Bti*. Pour cette raison, l'industrie de l'agrochimie et les utilisateurs de ces produits réclament qu'il faille faire des études supplémentaires avec les espèces, les conditions et les formulations que l'on retrouve dans les différents pays¹⁵⁹ et au Québec. Ainsi, pendant la durée de ces évaluations supplémentaires ou d'éventuelles poursuites judiciaires, le principe de précaution n'est généralement pas appliqué et l'utilisation de ces produits continue jusqu'au moment où il y a une preuve hors de tout doute que la formulation spécifique testée a un impact sur une espèce non ciblée, la biodiversité ou le fonctionnement de l'écosystème et des réseaux trophiques^{159,620}. Par ailleurs, le principe de précaution est une exigence légale de la Loi sur le développement durable. Il prévoit la mise en place de mesures effectives permettant de prévenir des dommages graves ou irréversibles pour l'environnement, et ce, même en l'absence de certitudes scientifiques sur les impacts anticipés de l'utilisation des différents produits⁶²¹. L'absence de certitudes scientifiques ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures visant à conserver et à protéger la biodiversité et les écosystèmes⁶²¹.

Références bibliographiques

1. Dutkiewicz S, Boyd PW, Riebesell U. Exploring biogeochemical and ecological redundancy in phytoplankton communities in the global ocean. *Glob Chang Biol*. 2021;27(6):1196-1213. doi:10.1111/gcb.15493
2. Philpott SM, Pardee GL, Gonthier DJ. Cryptic biodiversity effects: Importance of functional redundancy revealed through addition of food web complexity. *Ecology*. 2012;93(5):992-1001. doi:10.1890/11-1431.1
3. MFFP. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables. Consulté avril 19, 2022. <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/especes-menacees-vulnerables/>
4. Gouvernement du Canada. Liste des espèces en péril, Annexe 1 - Loi sur les espèces en péril. Publié 2019. Consulté octobre 7, 2019. <https://laws.justice.gc.ca/fra/lois/S-15.3/page-17.html#h-425427>
5. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Espèces sauvages candidates du COSEPAC. Cosewic / Cosepac. Publié 2019. Consulté octobre 7, 2019. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/especes-peril-loi-accord-financement/processus-inscription/especes-sauvages-modification-liste-annexe-1.html>
6. Lacoursière JO, Boisvert J. Le *Bacillus thuringiensis israelensis* et le contrôle des insectes piqueurs au Québec (document préparé par l'Université du Québec à Trois-Rivières pour le ministère de l'Environnement du Québec). Publié 2004. Consulté mai 1, 2020. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/virus-nil/bti/index.htm>
7. Underwood WL. The Mosquito Nuisance and How to Deal with it (With stereopticon views and specimens.). *J Mass Assoc Boards Heal*. 1903;13(3):76–94.
8. Lacey LA, Merritt DL. The Safety of Bacterial Microbial Agents Used for Black Fly and Mosquito Control in Aquatic Environments. In: Hokkanen HMT, Hajek AE, eds. *Progress in Biological Control*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.; 2003:151-168. doi:10.1007/978-94-017-1441-9
9. Verdonschot PFM, Besse-Lototskaya AA. Flight distance of mosquitoes (Culicidae): A metadata analysis to support the management of barrier zones around rewetted and newly constructed wetlands. *Limnologica*. 2014;45:69-79. doi:10.1016/j.limno.2013.11.002
10. Becker N, Petric D, Zgomba M, et al. *Mosquitoes and Their Control (2nd Edition)*. Springer; 2010.
11. Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP). Espèces sauvages 2010: La situation générale des espèces au Canada (Wild Species 2010: The General Status of Species in Canada). Groupe de travail national sur la situation générale. Publié 2011. Consulté août 8, 2020. <https://www.wildspecies.ca/fr/accueil>
12. Börstler J, Jöst H, Garms R, et al. Host-feeding patterns of mosquito species in Germany. *Parasites and Vectors*. 2016;9(1):1-14. doi:10.1186/s13071-016-1597-z
13. Schönenberger AC, Wagner S, Tuten HC, et al. Host preferences in host-seeking and blood-fed mosquitoes in Switzerland. *Med Vet Entomol*. 2016;30(1):39-52. doi:10.1111/mve.12155
14. Maire A, Bourassa JP, Aubin A. Cartographie écologique des milieux à larves de moustiques de la région de Trois-Rivières, Québec. *Doc Cartogr Ecol Grenoble*. 1976;XVII(1):49-71.
15. Bourassa J-P. *Le Moustique Par Solidarité Écologique*. Boréal; 2000.
16. Adler PH, McCreddie JW. Black Flies (Simuliidae) - Chapter 14. In: Mullen GR, Durden LA, eds. *Medical and Veterinary Entomology 3rd Edition*. 3rd editio. Elsevier Inc.; 2019:237-259. doi:10.1016/b978-0-12-814043-7.00014-5
17. Savage J, Borkent A, Brodo F, et al. Diptera of Canada (In: Langor DW, Sheffield CS (Eds) The Biota of Canada – A Biodiversity Assessment. Part 1: The Terrestrial Arthropods.). *Zookeys*.

2019;819:397-450. doi:10.3897/zookeys.819.27625

18. Ministère de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. Milieux humides. Publié 2019. Consulté octobre 4, 2019. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/milieuxhumides.htm>
19. Parcs Canada. Milieux humides : apprenons à aimer nos terrains marécageux - Sciences et conservation. Publié 2019. Consulté octobre 4, 2019. <https://www.pc.gc.ca/fr/nature/science/conservation/zonehumide-wetland>
20. GDG Environnement. *Mémoire Préparé à l'intention de La Commission de l'agriculture, Des Pêcheries, de l'énergie et Des Ressources Naturelles. Concernant La Consultation Générale et Les Auditions Publiques Sur Les Impacts Des Pesticides Sur La Santé Publique et l'environnement.*; 2019. Consulté octobre 3, 2019. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/CAPER/mandats/Mandat-40773/memoires-deposes.html>
21. Hardin MR, Benrey B, Coll M, Lamp WO, Roderick GK, Barbosa P. Arthropod pest resurgence: an overview of potential mechanisms. *Crop Prot.* 1995;14(1):3-18. doi:10.1016/0261-2194(95)91106-P
22. Guedes RNC, Smagghe G, Stark JD, Desneux N. Pesticide-Induced Stress in Arthropod Pests for Optimized Integrated Pest Management Programs. *Annu Rev Entomol.* 2016;61(1):43-62. doi:10.1146/annurev-ento-010715-023646
23. Burgess NM, Holmes SB, Pauli BD, Millikin RL. Potential Indirect Impacts of Btk on Insectivorous Birds: Canadian Concerns and Research Response. In: T-Y Feng et al., ed. *Bacillus Thuringiensis Biotechnology and Environmental Benefits*. Vol I. Hua Shiang Yuan Publishing Co.; 1995:505-519.
24. Goldberg L, Margalit J. A Bacterial Spore Demonstrating Rapid Larvicidal Activity Against *Anopheles segentii*, *Uranotaenia unguiculata*, *Culex univittatus*, *Aedes aegypti* and *Culex pipiens*. *Mosq News.* 1977;37(3):355-358.
25. Margalit J, Dean D. The story of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (Bti). *J Am Mosq Control Assoc.* 1985;1:1-7. https://www.biodiversitylibrary.org/content/part/JAMCA/JAMCA_V01_N1_P001-007.pdf
26. Margalit J. Discovery of *Bacillus thuringiensis israelensis*. In: de Barjac H, Sutherland DJ, eds. *Bacterial Control of Mosquitoes & Black Flies*. Unwin Hyman; 1990:3-9.
27. Argôlo-Filho R, Loguerio LLL. *Bacillus thuringiensis* Is an Environmental Pathogen and Host-Specificity Has Developed as an Adaptation to Human-Generated Ecological Niches. *Insects.* 2014;5(1):62-91. doi:10.3390/insects5010062
28. Martin PAW, Travers RS. Worldwide abundance and distribution of *Bacillus thuringiensis* isolates. *Appl Environ Microbiol.* 1989;55(10):2437-2442. <https://aem.asm.org/content/aem/55/10/2437.full.pdf>
29. Lecadet MM, Frachon E, Cosmao Dumanoir V, et al. Updating the H-antigen classification of *Bacillus thuringiensis*. *J Appl Microbiol.* 1999;86:660-672.
30. Zeigler DR. *Bacillus Genetic Stock Center Catalog of Strains, Seventh Edition, Part 2: Bacillus Thuringiensis and Bacillus Cereus.*; 1999. Consulté mai 26, 2021. www.bgsc.org
31. de Barjac H, Sutherland DJ, eds. *Bacterial Control of Mosquitoes & Black Flies. Biochemistry, Genetics & Applications of Bacillus Thuringiensis Israelensis and Bacillus Sphaericus.* Unwin Hyman, London; 1990. doi:10.1007/978-94-011-5967-8
32. Lacey LA, Grzywacz D, Shapiro-Ilan DI, Frutos R, Brownbridge M, Goettel MS. Insect pathogens as biological control agents: Back to the future. *J Invertebr Pathol.* 2015;132(décembre):1-41. doi:10.1016/j.jip.2015.07.009
33. Raymond B, Federici BA. In defense of *Bacillus thuringiensis*, the safest and most successful microbial insecticide available to humanity-a response to EFSA. *FEMS Microbiol Ecol.* 2018;93(7):fix084. doi:10.1093/femsec/fix084

34. Carroll LM, Cheng RA, Wiedmann M, Kovac J. Keeping up with the *Bacillus cereus* group: taxonomy through the genomics era and beyond. *Crit Rev Food Sci Nutr*. 2021;724:1-26. doi:10.1080/10408398.2021.1916735
35. Belousova ME, Malovichko Y V., Shikov AE, Nizhnikov AA, Antonets KS. Dissecting the Environmental Consequences of *Bacillus thuringiensis* Application for Natural Ecosystems. *Toxins (Basel)*. 2021;13(5):355. doi:10.3390/toxins13050355
36. Ehling-Schulz M, Koehler TM, Lereclus D. The *Bacillus cereus* Group: *Bacillus* species with Pathogenic Potential. *Microbiol Spectr*. 2019;7(3):10.1128/microbiolspec.GPP3-0032-2018. doi:10.1128/microbiolspec.GPP3-0032-2018
37. Vachon V, Laprade R, Schwartz J-L. Current models of the mode of action of *Bacillus thuringiensis* insecticidal crystal proteins : A critical review. *J Invertebr Pathol*. 2012;111(1):1-12. doi:10.1016/j.jip.2012.05.001
38. Tetreau G, Banneville AS, Andreeva EA, et al. Serial femtosecond crystallography on in vivo-grown crystals drives elucidation of mosquitocidal Cyt1Aa bioactivation cascade. *Nat Commun*. 2020;11(1):1153. doi:10.1038/s41467-020-14894-w
39. Brühl CA, Després L, Frör O, et al. Environmental and socioeconomic effects of mosquito control in Europe using the biocide *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* (Bti). *Sci Total Environ*. 2020;724:137800. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137800
40. Qin J, Tong Z, Zhan Y, et al. A *Bacillus thuringiensis* Chitin-Binding Protein is Involved in Insect Peritrophic Matrix Adhesion and Takes Part in the Infection Process. *Toxins (Basel)*. 2020;12(4):252. doi:10.3390/toxins12040252
41. Dubois T, Faegri K, Perchat S, et al. Necrotrophism is a Quorum-sensing-regulated lifestyle in *Bacillus thuringiensis*. *PLoS Pathog*. 2012;8(4):e1002629. doi:10.1371/journal.ppat.1002629
42. Nielsen-LeRoux C, Gaudriault S, Ramarao N, Lereclus D, Givaudan A. How the insect pathogen bacteria *Bacillus thuringiensis* and *Xenorhabdus/Photorhabdus* occupy their hosts. *Curr Opin Microbiol*. 2012;15(3):220-231. doi:10.1016/J.MIB.2012.04.006
43. Martínez-Zavala SA, Barboza-Pérez UE, Hernández-Guzmán G, Bideshi DK, Barboza-Corona JE. Chitinases of *Bacillus thuringiensis*: Phylogeny, Modular Structure, and Applied Potentials. *Front Microbiol*. 2020;10:3032. doi:10.3389/fmicb.2019.03032
44. Mendoza-Almanza G, Esparza-Ibarra EL, Ayala-Luján JL, et al. The Cytocidal Spectrum of *Bacillus thuringiensis* Toxins: From Insects to Human Cancer Cells. *Toxins (Basel)*. 2020;12(5):301. doi:10.3390/toxins12050301
45. Boisvert M, Boisvert J. Effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on Target and Nontarget Organisms: A Review of Laboratory and Field Experiments. *Biocontrol Sci Technol*. 2000;10(5):517-561. doi:10.1080/095831500750016361
46. Lacey LA. *Bacillus thuringiensis* serovariety *israelensis* and *Bacillus sphaericus* for mosquito control. *J Am Mosq Control Assoc*. 2007;23(2):133-163. <http://www.bioone.org/doi/full/10.2987/8756-971X%282007%2923%5B133%3ABT%5D2.0.CO%3B2>
47. Ben-Dov E. *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* and its dipteran-specific toxins. *Toxins (Basel)*. 2014;6(4):1222-1243. doi:10.3390/toxins6041222
48. van Frankenhuyzen K. Insecticidal activity of *Bacillus thuringiensis* crystal proteins. *J Invertebr Pathol*. 2009;101(1):1-16. doi:10.1016/j.jip.2009.02.009
49. Mendoza-Almanza G, Rocha-Zavaleta L, Aguilar-Zacarías C, Ayala-Luján J, Olmos J. Cry1A Proteins are Cytotoxic to HeLa but not to SiHa Cervical Cancer Cells. *Curr Pharm Biotechnol*. 2019;20(12):1018-1027. doi:10.2174/1389201020666190802114739
50. Soberón M, Portugal L, García-Gómez BI, et al. Cell lines as models for the study of Cry toxins from *Bacillus thuringiensis*. *Insect Biochem Mol Biol*. 2018;93(juin 2018):66-78.

doi:10.1016/j.ibmb.2017.12.008

51. Domanska B. *Mode of Action of a Human Cancer Cell Active Toxin (Parasporin-3) from Bacillus Thuringiensis*. Department of Biochemistry School of Life Sciences, University of Sussex; 2016. doi:http://sro.sussex.ac.uk/66159/1/Domanska,%20Barbara.pdf
52. Krishnan V, Domanska B, Elhigazi A, Afolabi F, West MJ, Crickmore N. The human cancer cell active toxin Cry41Aa from *Bacillus thuringiensis* acts like its insecticidal counterparts. *Biochem J*. 2017;474:1591-1602. doi:10.1042/BCJ20170122
53. Domanska B, Fortea E, West MJ, Schwartz JL, Crickmore N. The role of membrane-bound metal ions in toxicity of a human cancer cell-active pore-forming toxin Cry41Aa from *Bacillus thuringiensis*. *Toxicon*. 2019;167(mai):123-133. doi:10.1016/j.toxicon.2019.06.003
54. Ito A, Sasaguri Y, Kitada S, et al. A *Bacillus thuringiensis* crystal protein with selective cytotoxic action to human cells. *J Biol Chem*. 2004;279(20):21282-21286. doi:10.1074/jbc.M401881200
55. Ohba M, Mizuki E, Uemori A. Parasporin, a new anticancer protein group from *Bacillus thuringiensis*. *Anticancer Res*. 2009;29(1):427-433.
56. Rubio-Infante N, Moreno-Fierros L. An overview of the safety and biological effects of *Bacillus thuringiensis* Cry toxins in mammals. *J Appl Toxicol*. 2016;36:630-648. doi:10.1111/1748-5967.12084
57. Wilcks A, Hansen BM, Hendriksen NB, Licht TR. Persistence of *Bacillus thuringiensis* bioinsecticides in the gut of human-flora-associated rats. *FEMS Immunol Med Microbiol*. 2006;48(3):410-418. doi:10.1111/j.1574-695X.2006.00169.x
58. Tayabali AF, Seligy VL. Human cell exposure assays of *Bacillus thuringiensis* commercial insecticides: Production of *Bacillus cereus*-like cytotoxic effects from outgrowth of spores. *Environ Health Perspect*. 2000;108(10):919-930. doi:10.1289/ehp.00108919
59. Hernandez E, Ramisse F, Gros P, Cavallo JD. Super-infection by *Bacillus thuringiensis* H34 or 3a3b can lead to death in mice infected with the influenza A virus. *FEMS Immunol Med Microbiol*. 2000;29(3):177-181. doi:10.1016/S0928-8244(00)00202-9
60. Johler S, Kalbhenn EM, Heini N, et al. Enterotoxin production of *Bacillus thuringiensis* isolates from biopesticides, foods, and outbreaks. *Front Microbiol*. 2018;9:1915. doi:10.3389/fmicb.2018.01915
61. EFSA BIOHAZ Panel, EFSA Panel on Biological Hazards. Risks for public health related to the presence of *Bacillus cereus* and other *Bacillus* spp. including *Bacillus thuringiensis* in foodstuffs. *EFSA J*. 2016;14(7):4524, 93 pp. doi:10.2903/j.efsa.2016.4524
62. Bağcıoğlu M, Fricker M, Johler S, Ehling-Schulz M. Detection and identification of *Bacillus cereus*, *Bacillus cytotoxicus*, *Bacillus thuringiensis*, *Bacillus mycoides* and *Bacillus weihenstephanensis* via machine learning based FTIR spectroscopy. *Front Microbiol*. 2019;10:902. doi:10.3389/fmicb.2019.00902
63. Bonis M, Felten A, Pairaud S, et al. Comparative phenotypic, genotypic and genomic analyses of *Bacillus thuringiensis* associated with foodborne outbreaks in France. *PLoS One*. 2021;16(2):e0246885. doi:10.1371/journal.pone.0246885
64. Dietrich R, Jessberger N, Ehling-Schulz M, Märtlbauer E, Granum PE. The Food Poisoning Toxins of *Bacillus cereus*. *Toxins (Basel)*. 2021;13:98. doi:10.3390/toxins13020098
65. Lin Y, Briandet R, Kovács ÁT. *Bacillus cereus* sensu lato biofilm formation and its ecological importance. *Biofilm*. 2022;4:100070. doi:10.1016/j.biofilm.2022.100070
66. Zhao X, Silva MBR da, Van der Linden I, Franco BDGM, Uyttendaele M. Behavior of the Biological Control Agent *Bacillus thuringiensis* subsp. *aizawai* ABTS-1857 and *Salmonella enterica* on Spinach Plants and Cut Leaves. *Front Microbiol*. 2021;12:626029. doi:10.3389/fmicb.2021.626029
67. De Bock T, Zhao X, Jacxsens L, et al. Evaluation of *B. thuringiensis*-based biopesticides in the

- primary production of fresh produce as a food safety hazard and risk. *Food Control*. 2021;130(juin). doi:10.1016/j.foodcont.2021.108390
68. Schwenk V, Riegg J, Lacroix M, Märtlbauer E, Jessberger N. Enteropathogenic potential of *Bacillus thuringiensis* isolates from soil, animals, food and biopesticides. *Foods*. 2020;9:1484. doi:10.3390/foods9101484
 69. Becker N, Margalit J. Use of *Bacillus thuringiensis israelensis* against mosquitoes and blackflies. In: Entwistle PF, S.Cory J, Bailey MJ, Higgs S, eds. *Bacillus Thuringiensis, an Environmental Biopesticide: Theory and Practice*. John Wiley & Sons,; 1993:147-170.
 70. Pigott CR, Ellar DJ. Role of Receptors in *Bacillus thuringiensis* Crystal Toxin Activity. *Microbiol Mol Biol Rev*. 2007;71(2):255-281. doi:10.1128/mmbr.00034-06
 71. Dupont C, Boisvert J. Persistence of *Bacillus Thuringiensis* serovar. *Israelensis* toxic activity in the environment and interaction with natural substrates. *Water Air Soil Pollut*. 1986;29:425-438.
 72. Després L, Lagneau C, Frutos R. Using the Bio-Insecticide *Bacillus Thuringiensis Israelensis* in Mosquito Control. In: Stoytcheva M, ed. *Pesticides in the Modern World - Pests Control and Pesticides Exposure and Toxicity Assessment*. InTech; 2011:93-126. doi:10.5772/17005
 73. Tetreau G, Alessi M, Veyrenc S, et al. Fate of *Bacillus thuringiensis* subsp. *Israelensis* in the field: Evidence for spore recycling and differential persistence of toxins in leaf litter. *Appl Environ Microbiol*. 2012;78(23):8362-8367. doi:10.1128/AEM.02088-12
 74. Tetreau G. *Devenir Du Bioinsecticide Bti Dans l'environnement et Impact Sur Le Développement de Résistances Chez Le Moustique*. Université de Grenoble; 2012. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00813611/document>
 75. Melo-Santos MAV De, Araújo AP De, Rios EMM, Regis L. Long lasting persistence of *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis* larvicidal activity in *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) breeding places is associated to bacteria recycling. *Biol Control*. 2009;49(2):186-191. doi:10.1016/j.biocontrol.2009.01.011
 76. Becker N, Lüthy P. Mosquito Control With Entomopathogenic Bacteria in Europe. In: Lacey LA, ed. *Microbial Control of Insect and Mite Pests: From Theory to Practice*. Elsevier Inc.; 2017:379-392. doi:10.1016/B978-0-12-803527-6.00026-3
 77. KABS e.V. B.t.i. Publié 2016. Consulté juillet 11, 2017. http://www.kabsev.de/1/1_3/1_3_2/1_3_2_2/index.php
 78. Becker N. Sterilization of *Bacillus thuringiensis israelensis* products by gamma radiation. *J Am Mosq Control Assoc*. 2002;18(1):57-62. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11998932>
 79. Manasherob R, Ben-Dov E, Xiaoqiang W, Boussiba S, Zaritsky A. Protection from UV-B damage of mosquito larvicidal toxins from *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* expressed in *Anabaena* PCC 7120. *Curr Microbiol*. 2002;45(3):217-220. doi:10.1007/s00284-001-0106-5
 80. Poulin B. Indirect effects of bioinsecticides on the nontarget fauna: The Camargue experiment calls for future research. *Acta Oecologica*. 2012;44:28–32.
 81. US EPA. US EPA, Pesticide Product Label, VectoBac WDG Biological Larvicide label - Labeling Amendment. US EPA. Publié 2016. Consulté juin 29, 2020. https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/ppls/073049-00056-20160810.pdf
 82. Coombs RM, Dancer BN, Davies DH, Houston J, Learner MA. The use of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to control the nuisance fly *Sylvicola fenestralis* (Anisopodidae) in sewage filter beds. *Water Res*. 1991;25(5):605-611. doi:10.1016/0043-1354(91)90133-B
 83. Oestergaard J, Belau C, Strauch O, Ester A, van Rozen K, Ehlers RU. Biological control of *Tipula paludosa* (Diptera: Nematocera) using entomopathogenic nematodes (*Steinernema* spp.) and *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis*. *Biol Control*. 2006;39(3):525-531. doi:10.1016/j.biocontrol.2006.07.003

84. Frederiksen K, Rosenquist H, Jørgensen K, Wilcks A. Occurrence of natural *Bacillus thuringiensis* contaminants and residues of *Bacillus thuringiensis*-based insecticides on fresh fruits and vegetables. *Appl Environ Microbiol.* 2006;72(5):3435-3440. doi:10.1128/AEM.72.5.3435-3440.2006
85. Hendriksen NB, Hansen BM. Long-term survival and germination of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* in a field trial. *Can J Microbiol.* 2002;48(3):256-261. doi:10.1139/w02-009
86. Woodley SJ, Kay J, Francis GR, eds. *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*. 1st ed. CRC Press; 1993.
87. Dorren LKA, Berger F, Imeson AC, Maier B, Rey F. Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. *For Ecol Manage.* 2004;195(1-2):165-176. doi:10.1016/j.foreco.2004.02.057
88. Frouz J, Lobinske RJ, Yaqub A, Ali A. Larval gut pH profile in pestiferous *Chironomus crassicaudatus* and *Glyptotendipes paripes* (Chironomidae: Diptera) in reference to the toxicity potential of *Bacillus thuringiensis* serovar *Israelensis*. *J Am Mosq Control Assoc.* 2007;23(3):355-358. doi:10.2987/8756-971X(2007)23[355:LGPPIP]2.0.CO;2
89. Laengle T, Strasser H. Developing a risk indicator to comparatively assess environmental risks posed by microbial and conventional pest control agents. *Biocontrol Sci Technol.* 2010;20(7):659-681. doi:10.1080/09583151003706667
90. Joung KB, Côté J-C. Une analyse des incidences environnementales de l' insecticide microbien *Bacillus thuringiensis*. *Tech Bull (Agriculture Agroaliment Canada)*. 2000;(29):19.
91. Joung KB, Côté J-C. A review of the environmental impacts of the microbial insecticide *Bacillus thuringiensis*. *Tech Bull (Agriculture Agri-Food Canada)*. 2000;(29):16 p. <http://library.wur.nl/WebQuery/clc/1602544>
92. Health Canada, Pest Management Regulatory Agency, Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte Antiparasitaire. *Proposed Acceptability for Continuing Registration. Re-Evaluation of Bacillus Thuringiensis*.; 2006.
93. Berry C. The bacterium, *Lysinibacillus sphaericus*, as an insect pathogen. *J Invertebr Pathol.* 2012;109(1):1-10. doi:10.1016/j.jip.2011.11.008
94. Meilleur L, La coursière J, Boisvert J. *Le Bacillus Sphaericus, Utilisation Pour Le Contrôle Des Moustiques*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs; 2010. Consulté septembre 9, 2018. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/environnement/pesticides/bacillus-sphaericus-utilisation-controle-moustiques.pdf>
95. Lawler SP. Environmental safety review of methoprene and bacterially-derived pesticides commonly used for sustained mosquito control. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2017;139:335-343. doi:10.1016/j.ecoenv.2016.12.038
96. Labbé Y, Bolduc D, Chaussé K, et al. *Étude d'impact Stratégique Du Plan d'intervention Gouvernemental de Protection de La Santé Publique Contre Le Virus Du Nil Occidental (Rapport Principal)*.; 2006. Consulté juin 8, 2017. <https://www.inspq.qc.ca/publications/687>
97. Health Canada, Santé Canada. *Décision de Réévaluation Bacillus Thuringiensis Re-Evaluation Decision Bacillus Thuringiensis (RVD2008-18)*.; 2008.
98. Health Canada, Santé Canada. *Update of Re-Evaluation of Bacillus Thuringiensis*.; 2010.
99. Gouvernement du Canada -, Government of Canada. Pest Control Products Act (S.C. 2002, c. 28). Publié juin 28, 2006. Consulté juin 2, 2019. <http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/p-9.01/fulltext.html>
100. Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. Évaluation préalable finale de la souche ATCC 13367 de *Bacillus thuringiensis*. Gouvernement du Canada. Publié 2018. Consulté février 21, 2019. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/evaluation-prealable-bacillus->

thuringiensis.html

101. Environnement Canada, Santé Canada. Cadre d'évaluation scientifique des risques liés aux micro-organismes réglementés en vertu de la Loi. Publié 1999. Consulté février 13, 2019. <http://www.ec.gc.ca/subsnouvelles-news/subs/default.asp?lang=Fr&n=120842D5-1>
102. US Environmental Protection Agency (EPA), Martin K, Reynolds A, Reilly S, Ross P. *Bacillus Thuringiensis - Preliminary Work Plan and Summary Document for Registration Review: Initial Docket (EPA-HQ-OPP-2011-0705)*.; 2011. <http://www.regulations.gov/#!documentDetail;D=EPA-HQ-OPP-2011-0705-0002>
103. US Environmental Protection Agency (EPA). *Bacillus thuringiensis Final Work Plan Registration Review Case Number 0247* septembre 2015. Publié 2015. <https://www.regulations.gov/docketBrowser?rpp=25&so=DESC&sb=commentDueDate&po=0&D=EPA-HQ-OPP-2011-0705>
104. US Environmental Protection Agency (EPA). *Bacillus Thuringiensis Revised Preliminary Work Plan and Summary Document Registration Review: Initial Docket* septembre 2014.; 2014. <https://www.regulations.gov/docketBrowser?rpp=25&so=DESC&sb=commentDueDate&po=0&D=EPA-HQ-OPP-2011-0705>
105. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire - Santé Canada (ARLA). Mémoire présenté à la Commission de l'agriculture, des pêcheries, de l'énergie et des ressources naturelles (CAPERN 001M). Assemblée Nationale du Québec. Publié 2019. Consulté octobre 10, 2020. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/CAPERN/mandats/Mandat-40773/memoires-deposes.html>
106. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). Directive sur l'homologation des agents antiparasitaires microbiens et de leurs produits. DIR 2001-02. Publié 2001. Consulté mai 5, 2016. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/rapports-publications/pesticides-lutte-antiparasitaire/politiques-lignes-directrices/directive-homologation/2001/agents-antiparasitaires-microbiens-produits-dir2001-02.html>
107. Union européenne. Règlement (UE) no 528/2012 du Parlement européen et du Conseil du 22 mai 2012 concernant la mise à disposition sur le marché et l'utilisation des produits biocides. Journal officiel de l'Union européenne L 167/2012. Publié 2012. Consulté janvier 25, 2019. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=OJ:L:2012:167:FULL&from=FR>
108. European Food Safety Authority (EFSA). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance *Bacillus thuringiensis israelensis* AM65-521. *EFSA J.* 2013;11(4):3054. doi:10.2903/j.efsa.2014.3812
109. European Commission. EU Pesticides database. European Commission. Publié 2016. Consulté février 18, 2019. <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=activesubstance.selection&language=EN>
110. Land M, Bundschuh M, Hopkins RJ, Poulin B, McKie BG. What are the effects of control of mosquitoes and other nematoceran Diptera using the microbial agent *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) on aquatic and terrestrial ecosystems? A systematic review protocol. *Environ Evid.* 2019;8(1):1-11. doi:10.1186/s13750-019-0175-1
111. Santé Canada. Procédure d'homologation de pesticide. Publié 2004. Consulté décembre 15, 2015. <http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/pest/part/protect-proteger/regist-homolog/index-fra.php>
112. Desneux N, Decourtye A, Delpuech J-M. The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annu Rev Entomol.* 2007;52(1):81-106. doi:10.1146/annurev.ento.52.110405.091440
113. Croft BA. *Arthropod Biological Control Agents and Pesticides*. Wiley and Sons. New York; 1990.
114. Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Guidance to the Environmental Safety Evaluation of Microbial Biocontrol Agents. OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Pesticides No. 67 (ENV/JM/MONO(2012)1). OCDE. Publié 2012. Consulté février 5, 2018.

- [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono\(2012\)1&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono(2012)1&doclanguage=en)
115. Mesnage R, Defarge N, Spiroux De Vendômois J, Séralini GE. Major pesticides are more toxic to human cells than their declared active principles. *Biomed Res Int*. 2014;2014:179691. doi:10.1155/2014/179691
 116. Cox C, Sargan M. Unidentified inert ingredients in pesticides: Implications for human and environmental health. *Environ Health Perspect*. 2006;114(12):1803-1806. doi:10.1289/ehp.9374
 117. Wagner N, Reichenbecher W, Teichmann H, Tappeser B, Lotters S. Questions concerning the potential impact of glyphosate-based herbicides on amphibians. *Environ Toxicol Chem*. 2013;32(8):1688-1700. doi:10.1002/etc.2268
 118. National Academy of Sciences (NAS). *Assessing Risks to Endangered and Threatened Species from Pesticides Committee on Ecological Risk Assessment Under FIFRA and ESA; Board Studies; National Research Council*.; 2013.
 119. Hartl B. Comments on EPA of *Bacillus thuringiensis* (Docket #: EPA-HQ-OPP-2011-0705). [ID: EPA-HQ-OPP-2011-0705-0006]. Regulations.gov. Publié 2014. Consulté juin 10, 2019. <https://www.regulations.gov/document?D=EPA-HQ-OPP-2011-0705-0006>
 120. Ctgb, Dutch Board for the Authorisation of Plant Protection Products and Biocides, College voor de toelating van gewasbeschermingsmiddelen en biociden. Evaluation Manual for the Authorisation of Biopesticides according to Regulation (EC) No 1107/2009 (version 1.0). Publié 2021. Consulté mai 30, 2022. <https://english.ctgb.nl/plant-protection/assessment-framework/biopesticides-evaluation-manual>
 121. La commissaire à l'environnement et au développement durable du bureau du vérificateur général du Canada. Rapport 1 — La sécurité des pesticides. Bureau du vérificateur général du Canada. Publié 2015. Consulté juin 20, 2017. http://www.oag-bvg.gc.ca/internet/Francais/parl_cesd_201601_01_f_41015.html
 122. Gouvernement du Canada. Loi sur les produits antiparasitaires. Site Web de la législation (Justice). Publié 2002. Consulté décembre 4, 2018. https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/loisAnnuelles/2002_28/page-1.html?wbdisable=true#wb-cont
 123. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada. Directive d'homologation DIR2016-03, Décision définitive concernant les homologations conditionnelles aux termes du Règlement sur les produits antiparasitaires. Gouvernement du Canada - Canada.ca. Publié 2016. Consulté octobre 7, 2019. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/rapports-publications/pesticides-lutte-antiparasitaire/politiques-lignes-directrices/directive-homologation/2016/conditionnelles-termes-reglement-produits-antiparasitaires-direc>
 124. Dugal J, Coomes O. *Évaluation Des Effets de l'insecticide Bacillus Thuringiensis Berliner Sur La Faune Vertébrée Du Québec*. Service des études écologiques, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Gouvernement du Québec; 1986. <ftp://ftp.mern.gouv.qc.ca/Public/Bibliointer/Mono/2012/04/1111621.pdf>
 125. Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP). Travaux d'application de larvicides réalisés dans le cadre d'un plan d'intervention gouvernemental pour le contrôle du virus du Nil occidental (Instructions no: 14-01). Publié 2014. Consulté décembre 11, 2015. <http://intramddep.intranet.mrn.gouv/Organisation/directions/dgaer/notes-instructions/2014/1401/index.htm>
 126. Machado AADS, Zarfl C, Rehse S, Kloas W. Low-Dose Effects: Nonmonotonic Responses for the Toxicity of a *Bacillus thuringiensis* Biocide to *Daphnia magna*. *Environ Sci Technol*. 2017;51(3):1679-1686. doi:10.1021/acs.est.6b03056
 127. Mackenzie RA, Kaster JL. Temporal and Spatial Patterns of Insect Emergence From a Lake Michigan Coastal Wetland. *Wetlands*. 2004;24(3):688-700. doi:10.1672/0277-

5212(2004)024[0688:TASPOI]2.0.CO;2

128. Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). À propos - Surveillance des maladies d'intérêt transmises par des moustiques au Québec -. Ministère de la Santé et des Services sociaux. Publié 2018. Consulté juillet 15, 2019. <http://www.msss.gouv.qc.ca/professionnels/zoonoses/surveillance-des-maladies-d-interet-transmises-par-des-moustiques-au-quebec/a-propos/>
129. Ludwig A, Zheng H, Vrbova L, Drebot M, Iranpour M, Lindsay L. Increased risk of endemic mosquito-borne diseases in Canada due to climate change. *Canada Commun Dis Rep*. 2019;45(4):90-97. doi:10.14745/ccdr.v45i04a03
130. Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). *Plan d ' Intervention Gouvernemental 2013-2015 Pour La Protection de La Population Contre Le Virus Du Nil Occidental*. Ministère de la Santé et des Services sociaux; 2013.
131. Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). *Plan d ' Intervention Gouvernemental 2013-2015 Pour La Protection de La Population Contre Le Virus Du Nil Occidental. Mise à Jour - Saison 2014*. Ministère de la Santé et des Services sociaux; 2014.
132. Evans M, Dallas TA, Han BA, Murdock CC, Drake JM. Data-driven identification of potential Zika virus vectors. *Elife*. 2017;6:e22053. doi:10.7554/eLife.22053
133. Bajer E. Brock team finds first Aedes aegypti mosquitoes in Canada. The Brock News - Brock University. Publié 2016. Consulté juin 14, 2017. <https://brocku.ca/brock-news/2016/10/brock-team-finds-first-aedes-aegypti-mosquitoes-in-canada/>
134. Ng V, Fazil A, Gachon P, et al. Assessment of the Probability of Autochthonous Transmission of Chikungunya Virus in Canada under Recent and Projected Climate Change. *Environ Heal*. 2017;125(6):EHP669. doi:DOI:10.1289/EHP669
135. O'Donnell KL, Bixby MA, Morin KJ, Bradley DS, Vaughan JA. Potential of a northern population of Aedes vexans (Diptera: Culicidae) to transmit Zika virus. *J Med Entomol*. 2017;54(5):1354-1359. doi:10.1093/jme/tjx087
136. Daoust-Boisvert A. Zika: la chasse aux moustiques s'intensifie au Québec. Le Devoir. Publié 2018. Consulté juin 12, 2018. <https://www.ledevoir.com/societe/science/530055/incursion-d-un-moustique-tropical>
137. Moltini-Conclois I, Stalinski R, Tetreau G, Després L, Lambrechts L. Larval Exposure to the Bacterial Insecticide Bti Enhances Dengue Virus Susceptibility of Adult Aedes aegypti Mosquitoes. *Insects*. 2018;9(193):1-8. doi:10.3390/insects9040193
138. Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). Tableau des cas humains - Archives 2002 à 2018 - Virus du Nil occidental (VNO) - Professionnels de la santé - MSSS. Ministère de la Santé et des Services sociaux. Publié 2019. Consulté April 17, 2020. <https://www.msss.gouv.qc.ca/professionnels/zoonoses/virus-du-nil-occidental-vno/tableau-des-cas-humains-archives/>
139. Ministère de la Santé et, des Services sociaux (MSSS). Virus du Nil occidental (VNO) - Tableau des cas humains – Bilan 2018 -. Ministère de la Santé et des Services sociaux. Publié 2018. Consulté janvier 21, 2019. <http://www.msss.gouv.qc.ca/professionnels/zoonoses/virus-du-nil-occidental-vno/tableau-des-cas-humains-bilan/>
140. Leblanc M-A, Mercier M, Gaulin C, Valiquette L, Direction de la vigie sanitaire de la Direction de la protection de la santé publique du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS). Virus du Nil occidental et autres arboviroses. Flash Vigie - Bulletin québécois de vigie, de surveillance et d'intervention en protection de la santé publique. Publié 2019. Consulté juillet 4, 2019. http://publications.msss.gouv.qc.ca/msss/fichiers/flashvigie/FlashVigie_vol14_no5.pdf
141. Fleury É. Virus du Nil occidental 2018: année record pour le Québec | Le Soleil - Québec. Le Soleil. Publié 2019. Consulté juillet 4, 2019. <https://www.lesoleil.com/actualites/virus-du-nil-occidental-2018-annee-record-pour-le-quebec-bfed2c54346f5dfde66aaa9c65324369>

142. Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). Virus du Nil occidental (VNO) - Tableau des cas humains – Bilan 2019 - Professionnels de la santé - MSSS. Ministère de la Santé et des Services sociaux. Publié 2019. Consulté avril 17, 2020. <https://www.msss.gouv.qc.ca/professionnels/zoonoses/virus-du-nil-occidental-vno/tableau-des-cas-humains-vno-bilan/>
143. Campagna C, Samuel O, Dubé M, Lebel G, Toutant S. *Évaluation de l'efficacité Des Larvicides Contre Les Espèces Vectrices Du Virus Du Nil Occidental. Rapport d'évaluation*. l'Institut national de santé publique du Québec; 2018. <https://www.inspq.qc.ca/publications/2452>
144. Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). Interventions de prévention et contrôle - Virus du Nil occidental (VNO) - Professionnels de la santé - MSSS. Ministère de la Santé et des Services sociaux. Publié 2019. Consulté avril 17, 2020. <https://www.msss.gouv.qc.ca/professionnels/zoonoses/virus-du-nil-occidental-vno/interventions-de-prevention-et-contrôle/>
145. Land M, Miljand M. *Biological Control of Mosquitoes Using Bacillus Thuringiensis Israelensis: A Pilot Study of Effects on Target Organisms , Non-Target Organisms and Humans*. Mistra EviEM Pilot Study PS4 (www.eviem.se); 2014.
146. Paul A, Harrington LC, Zhang L, Scott JG. Insecticide resistance in *Culex pipiens* from New York. *J Am Mosq Cont Assoc*. 2005;21(3):305-309. doi:10.2987/8756-971X(2005)21
147. Cabrera P. *Unités de Doses et de Concentrations d'épandage de Bti. Rapport Final Préparé Pour Le Ministère Des Forêts, de La Faune et Des Parcs, Québec.*; 2018.
148. Commission de l'agriculture des pêcheries de l'énergie et des ressources naturelles (CAPERN). *Examiner Les Impacts Des Pesticides Sur La Santé Publique et l'environnement, Ainsi Que Les Pratiques de Remplacement Innovantes Disponibles et à Venir Dans Les Secteurs de l'agriculture et de l'alimentation, et Ce En Reconnaissance de La Compétitivité Du.*; 2020. Consulté septembre 9, 2020. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/capern/mandats/Mandat-40773/index.html>
149. Monsanto Papers | Declassified Secret Documents. Baum, Hedlund, Aristei & Goldman. Publié 2019. Consulté juillet 12, 2019. <https://www.baumhedlundlaw.com/toxic-tort-law/monsanto-roundup-lawsuit/monsanto-secret-documents/>
150. Le Page M. Decline of migrating birds could be partly due to pesticides. *New Scientist*. Publié 2019. Consulté octobre 10, 2019. <https://www.newscientist.com/article/2216318-decline-of-migrating-birds-could-be-partly-due-to-pesticides/>
151. Labrie G, Gagnon A-È, Vanasse A, Latraverse A, Tremblay G. Impacts of neonicotinoid seed treatments on soil-dwelling pest populations and agronomic parameters in corn and soybean in Quebec. *PLoS One*. 2020;15(2):e0229136. doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229136>
152. Commission de l'agriculture des pêcheries de l'énergie et des ressources naturelles (CAPERN). *Examiner Les Impacts Des Pesticides Sur La Santé Publique et l'environnement, Ainsi Que Les Pratiques de Remplacement Innovantes Disponibles et à Venir Dans Les Secteurs de l'agriculture et de l'alimentation, et Ce En Reconnaissance de La Compétitivité Du.*; 2019. Consulté octobre 9, 2020. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/capern/mandats/Mandat-40773/index.html>
153. Groupe Citoyens De Labelle. *Mémoire Présenté à La Commission De l'agriculture, Des Pêcheries, de l'énergie et Des Ressources Naturelles Par Le Groupe NON AU Bacillus Thuringiensis Var. Israelensis, Bti.*; 2019. Consulté octobre 1, 2019. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/CAPERN/mandats/Mandat-40773/memoires-deposes.html>
154. Charron C, Paré D. *Impacts Des Pesticides Sur La Santé Publique et l'environnement- Mémoire Présenté à La Commission de l'agriculture , Des Pêcheries , de l'énergie et Des Ressources Naturelles.*; 2019. Consulté octobre 18, 2019. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/CAPERN/mandats/Mandat-40773/memoires-deposes.html>

155. Sauvé S. La science des pesticides doit être indépendante, plaide un chercheur. The Conversation. Publié 2019. Consulté mai 7, 2019. <https://theconversation.com/la-science-des-pesticides-doit-etre-independante-plaide-un-chercheur-112034>
156. Sauvé S. Pesticide research must stay transparent and independent. The Conversation. doi:10.1002/ajim.20357
157. Samuel O, St-Laurent L, Valcke M, Chapados M, Levasseur ME, (INSPQ). Les risques sanitaires des pesticides: des pistes d'action pour en réduire les impacts (Mémoire CAPERN 044M). Assemblée Nationale du Québec. Publié 2019. Consulté octobre 10, 2020. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/CAPERN/mandats/Mandat-40773/memoires-deposes.html>
158. Bérubé R, Sanderson TJ, Langlois VS, (Institut national de la recherche scientifique). Mémoire sur l'impact des pesticides dans l'environnement au Québec (CAPERN 043 M). Assemblée Nationale du Québec. Publié 2019. Consulté octobre 10, 2020. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/CAPERN/mandats/Mandat-40773/memoires-deposes.html>
159. Foucart S. *Et Le Monde Devint Silencieux : Comment l'agrochimie a Détruit Les Insectes*. Éditions du Seuil, Le monde; 2019.
160. Poulin B. *Rapport Final Sur Le Suivi Scientifique Annuel Mené En 2015 En Parallèle Aux Opérations de Démoustication Au Bti Sur Le Périmètre Du Parc Naturel Régional de Camargue. Rapport Présenté Au Parc Naturel Régional de Camargue.*; 2016.
161. Allgeier S, Brühl C, Frör O. Entwicklung eines naturschutzkonformen Konzeptes zur Stechmückenbekämpfung am Oberrhein. Abschlussbericht zu DBU Projekt Az 32608/01. Publié 2019. Consulté décembre 12, 2019. <https://www.uni-koblenz-landau.de/en/campus-landau/faculty7/environmental-sciences/ecotoxicology-environment/research-transfer/projects-terr-ecotox/MOSCOFEE/moscofee>
162. Valent Biosciences. Vectobac-TP-Specimen Label.pdf. Publié 2012. Consulté octobre 29, 2019. <http://napamosquito.org/wp-content/uploads/2012/03/Vectobac-TP-Label.pdf>
163. Becker Microbial Products. Aquabac Primary Powder OSF. Consulté octobre 29, 2019. <https://beckermicrobialproductsinc.com/wp-content/uploads/2019/07/Aquabac-Primary-Powder-Specimen-Label.pdf>
164. Czarnota M, Thomas P. Using surfactants, wetting agents, and adjuvants in the greenhouse. The Cooperative Extension Service, University of Georgia College of Agricultural and Environmental Sciences - Bulletin 1319. Publié 2010. Consulté mai 5, 2017. <https://extension.uga.edu/publications/detail.html?number=B1319&title=Using Surfactants, Wetting Agents, and Adjuvants in the Greenhouse>
165. Anastassiadou M, Arena M, Auteri D, et al. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* strain SA-12. *EFSA J.* 2020;18(10):e06262. Consulté juin 15, 2021. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6262>
166. Valent BioSciences. VectoBac WDG/WG. Valent BioSciences. Publié 2018. Consulté novembre 27, 2018. <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/#downloads1>
167. Valent BioSciences. VectoBac DT (tablets). Valent BioSciences. Publié 2018. Consulté novembre 27, 2018. <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/#downloads4>
168. Summit Chemical Company. Mosquito Dunks® | Mosquito and Insect Control Products. Publié 2018. Consulté novembre 27, 2018. <https://www.summitchemical.com/mosquito/mosquito-dunks/>
169. Maletz S, Wollenweber M, Kubiak K, et al. Investigation of potential endocrine disrupting effects of mosquito larvicidal *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) formulations. *Sci Total Environ.* 2015;536:729-738. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.053
170. Valent BioSciences. VectoBac Aqueous Suspension. VectoBac – Valent BioSciences – Public Health. Publié 2019. Consulté janvier 31, 2019.

<https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/#VectoBac-Aqueous>

171. Valent BioSciences. VectoBac Granules. Valent BioSciences. Publié 2019. Consulté octobre 4, 2019. <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/#VectoBac-Granules>
172. Wipfli MS, Merritt RW, Taylor WW. Low Toxicity of the Black Fly Larvicide *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to Early Stages of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*), Brown Trout (*Salmo trutta*), and Steelhead Trout (*Oncorhynchus mykiss*) following Direct and Indirect Exposure. *Can J Fish Aquat Sci.* 1994;51(6):1451-1 458. doi:10.1139/f94-145
173. Lajmanovich RC, Junges CM, Cabagna-Zenklusen MC, et al. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in aqueous suspension on the South American common frog *Leptodactylus latrans* (Anura: Leptodactylidae) tadpoles. *Environ Res.* 2015;136:205-212. doi:10.1016/j.envres.2014.10.022
174. Stevens MM, Akhurst RJ, Clifton MA, Hughes PA. Factors affecting the toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and *Bacillus sphaericus* to fourth instar larvae of *Chironomus tepperi* (Diptera: Chironomidae). *J Invertebr Pathol.* 2004;86(3):104-110. doi:10.1016/j.jip.2004.04.002
175. Relyea RA, Jones DK. The toxicity of Roundup Original Max to 13 species of larval amphibians. *Environ Toxicol Chem.* 2009;28(9):2004-2008. doi:10.1897/09-021.1
176. Lajmanovich RC, Junges CM, Attademo AM, Peltzer PM, Cabagna-Zenklusen MC, Basso A. Individual and mixture toxicity of commercial formulations containing glyphosate, metsulfuron-methyl, bispyribac-sodium, and picloram on *rhinella arenarum* tadpoles. *Water Air Soil Pollut.* 2013;224(3). doi:10.1007/s11270-012-1404-1
177. Hayes TB, Case P, Chui S, et al. Pesticides Mixtures, Endocrines Disruption, and Amphibian Declines : Are We Underestimating the Impact? *Environ Health Perspect.* 2006;114(1):40-50.
178. Lee BM, Scott GI. Acute Toxicity of Temephos, Fenoxycarb, Diflubenzuron, and Methoprene and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to the Mummichog (*Fundulus heteroclitus*). *Bull Environ Contam Toxicol.* 1989;43:827-832.
179. Delnat V, Tran TT, Janssens L, Stoks R. Daily temperature variation magnifies the toxicity of a mixture consisting of a chemical pesticide and a biopesticide in a vector mosquito. *Sci Total Environ.* 2019;659:33-40. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.12.332
180. Boyer S, Sérandour J, Lempérière G, Raveton M, Ravanel P. Do herbicide treatments reduce the sensitivity of mosquito larvae to insecticides? *Chemosphere.* 2006;65(4):721-724. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.02.032
181. Giroux I. *Présence de Pesticides Dans l'eau Au Québec : Portrait et Tendances Dans Les Zones de Maïs et de Soya – 2011 à 2014.*; 2015.
182. Giroux I. *Présence de Pesticides Dans l' Eau de Surface Au Québec Zones de Vergers et de Cultures Maraîchères, 2013 à 2016.*; 2017.
183. Québec. Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec. Publié 2014. Consulté mai 30, 2018. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/index.htm>
184. Équiterre. Un pesticide dangereux détecté dans l'eau potable de millions de Canadiens. Publié 2017. Consulté mai 30, 2018. <http://equiterre.org/communiqué/un-pesticide-dangereux-detecte-dans-leau-potable-de-millions-de-canadiens>
185. Giroux I. *État de Situation Sur La Présence de Pesticides Au Lac Saint-Pierre.*; 2018.
186. Mohr S, Berghahn R, Schmiediche R, et al. Macroinvertebrate community response to repeated short-term pulses of the insecticide imidacloprid. *Aquat Toxicol.* 2012;110-111:25-36. doi:10.1016/j.aquatox.2011.11.016
187. Yamamuro M, Komuro T, Kamiya H, Kato T, Hasegawa H, Kameda Y. Neonicotinoids disrupt aquatic food webs and decrease fishery yields. *Science.* 2019;366(6465):620-623. doi:10.1126/science.aax3442

188. Park Y, Jung JK, Kim Y. A Mixture of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* With *Xenorhabdus nematophila*-Cultured Broth Enhances Toxicity Against Mosquitoes *Aedes albopictus* and *Culex pipiens pallens* (Diptera: Culicidae). *J Econ Entomol.* 2016;109(3):1086-1093. doi:10.1093/jee/tow063
189. Afrane YA, Mweresa NG, Wanjala CL, et al. Evaluation of long-lasting microbial larvicide for malaria vector control in Kenya. *Malar J.* 2016;15:577. doi:10.1186/s12936-016-1626-6
190. Derua YA, Kahindi SC, Mosha FW, et al. Microbial larvicides for mosquito control: Impact of long lasting formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and *Bacillus sphaericus* on non-target organisms in western Kenya highlands. *Ecol Evol.* 2018;8(15):7563-7573. doi:10.1002/ece3.4250
191. Valent Biosciences. VectoBac. Conseils techniques pour l'utilisation du VectoBac 12AS Larvicide anti-moustiques et anti-simulies. Publié 2004. Consulté juillet 11, 2019. <https://docplayer.fr/13313058-Vectobac-conseils-techniques-pour-l-utilisation-du-vectobac-12as-larvicide-anti-moustiques-et-anti-simulies.html>
192. Valent BioSciences Corporation. VectoBac - Aqueous Suspension. Publié 2019. Consulté juillet 11, 2019. <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/vectobac/#VectoBac-Aqueous>
193. GDG Environnement. *RAPPORT FINAL CONTRÔLE BIOLOGIQUE DES INSECTES PIQUEURS Ville de Shawinigan Saison 2017.*; 2017. <http://www.shawinigan.ca/Document/Fichiers PDF/Citoyens/Eau et environnement/Rapport final 2017.pdf>
194. GDG Environnement. *RAPPORT FINAL CONTRÔLE DES MOUSTIQUES. Ville de Gatineau - Activités de La Saison 2021.*; 2021.
195. Chemotecnica S.A. Introban - Chemotécnica S.A. Chemotecnica. Publié 2018. Consulté novembre 27, 2018. http://mail.chemotecnica.com/english/saludambiental_producto_eng.php?id=45
196. Chemotecnica. Larvicidas - Salud Ambiental. Chemotecnica . Consulté novembre 27, 2018. <https://www.chemotecnica.com/larvicidas>
197. Tecnogran SRL. Introban anillos etiqueta – Tecnogran SRL. Tecnogran SRL. Consulté novembre 27, 2018. <http://www.tecnogran.com/producto/introban/>
198. Becker Microbial Products. Aquabac - Becker Microbial Products. Becker Microbial Products. Consulté novembre 27, 2018. <https://beckermicrobialproductsinc.com/products/>
199. Becker N, Zgomba M, Ludwig M, Petric D, Rettich F. Factors influencing the activity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* treatments. *J Am Mosq Control Assoc.* 1992;8(3):285-289. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1357088>
200. Tilquin M, Paris M, Reynaud S, et al. Long Lasting Persistence of *Bacillus thuringiensis* Subsp. *israelensis* (Bti) in Mosquito Natural Habitats. *PLoS One.* 2008;3(10):e3432. doi:10.1371/journal.pone.0003432
201. Ohana B, Margalit J, Barak ZE, Barak ZEE V. Fate of *Bacillus thuringiensis* subsp . *israelensis* under Simulated Field Conditions. *Appl Environ Microbiol.* 1987;53(4):828-831.
202. Schneider S, Hendriksen NB, Melin P, Lundström JO. *Bacillus cereus* Group Members with Focus on *B . thuringiensis* Serovar *israelensis* Active against Nematoceran Larvae. *Appl Environ Microbiol.* 2015;81(15):4894-4903. doi:10.1128/AEM.00671-15
203. Schneider S, Tajrin T, Lundström JO, Hendriksen NB, Melin P, Sundh I. Do Multi-year Applications of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* for Control of Mosquito Larvae Affect the Abundance of *B. cereus* Group Populations in Riparian Wetland Soils? *Microb Ecol.* 2017;74(4):901-909. doi:10.1007/s00248-017-1004-0
204. Guidi V, Lehner A, Lüthy P, Tonolla M. Dynamics of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and *Lysinibacillus sphaericus* Spores in Urban Catch Basins after Simultaneous Application against Mosquito Larvae. *PLoS One.* 2013;8(2):2-9. doi:10.1371/journal.pone.0055658

205. De Respinis S, Demarta A, Patocchi N, Lüthy P, Peduzzi R, Tonolla M. Molecular identification of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to trace its fate after application as a biological insecticide in wetland ecosystems. *Lett Appl Microbiol.* 2006;43(5):495-501. doi:10.1111/j.1472-765X.2006.01999.x
206. Duchet C, Tetreau G, Marie A, et al. Persistence and recycling of bioinsecticidal *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* spores in contrasting environments: evidence from field monitoring and laboratory experiments. *Microb Ecol.* 2014;67(3):576-586. doi:10.1007/s00248-013-0360-7
207. Mudgal S, De Toni A, Tostivint C, Hokkanen H, Chandler D. Scientific support, literature review and data collection and analysis for risk assessment on microbial organisms used as active substance in plant protection products – Lot 1 Environmental Risk characterisation. *EFSA Support Publ.* 2013;EN-518:149 pp. www.efsa.europa.eu/publications
208. Guidi V, Patocchi N, Lüthy P, Tonolla M. Distribution of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* in Soil of a Swiss Wetland Reserve after 22 Years of Mosquito Control. *Appl Environ Microbiol.* 2011;77(11):3663-3668. doi:10.1128/AEM.00132-11
209. Poulin B. *Rapport Final Sur Le Suivi Scientifique Annuel Mené En 2013 En Parallèle Aux Opérations de Démoustication Au Bti Sur Le Périmètre Du Parc Naturel Régional de Camargue. Rapport Présenté Au Parc Naturel Régional de Camargue.*; 2014. http://www.parc-camargue.fr/getlibrarypublicfile.php/d1b9f310e594f7d316943bc71a53633d/parc-camargue/_collection_library_fr/201600024/0001/Rapport_suivis_Bti_2014.pdf
210. Poulin B, Lefebvre G. Perturbation and delayed recovery of the reed invertebrate assemblage in Camargue marshes sprayed with *Bacillus thuringiensis israelensis*. *Insect Sci.* 2018;25:542–548. doi:10.1111/1744-7917.12416
211. Manasherob R, Ben-dov E, Zaritsky A. Germination, Growth, and Sporulation of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* in Excreted Food Vacuoles of the Protozoan *Tetrahymena pyriformis*. *Appl Environ Microbiol.* 1998;64(5):1750-1758.
212. Boisvert M. Étude de la persistance d'un insecticide biologique, *Bacillus thuringiensis* serovariete *israelensis* dans le milieu aquatique. Publié 1988. Consulté avril 3, 2018. <http://depote.uqtr.ca/5657/>
213. Boisvert M, Boisvert J. Persistence of toxic activity and recycling of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in cold water: Field experiments using diffusion chambers in a pond. *Biocontrol Sci Technol.* 1999;9(4):507-522. doi:10.1080/09583159929479
214. Guillet F, Mermet L. L'expertise, composante essentielle mais insuffisante des stratégies pour la biodiversité: le cas de la démoustication en Camargue (France). *Vertigo – La Rev en Sci l'environnement.* 2013;13(2). doi:10.4000/vertigo.14025
215. Guillet F, Mermet L. How to make biodiversity knowledge compelling? The case of mosquito control implementation in the Camargue (France). *Environ Sci Policy.* 2020;113:64-71. doi:10.1016/j.envsci.2017.05.004
216. Balenghien T, Carron A, Sinègre G, Bicout DJ. Mosquito density forecast from flooding: Population dynamics model for *Aedes caspius* (Pallas). *Bull Entomol Res.* 2010;100(3):247-254. doi:10.1017/S0007485309990745
217. Poulin B, Lefebvre G, Paz L. Red flag for green spray: adverse trophic effects of Bti on breeding birds. *J Appl Ecol.* 2010;47:884-889. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01821.x
218. Garrabos M-P. Démoustication au Sambuc: les bornes Qista remises en service. Arles Info - Les actualités de la ville d'Arles. Publié mai 12, 2021. Consulté décembre 14, 2021. <https://www.arles-info.fr/2021/05/12/demoustication-au-sambuc-les-bornes-qista-remises-en-service/?fbclid=IwAR2x4-B-fvhuo8YvU74zgC-tXFcs5sxArwMVGq51gnu9YakhAtun7ARGkVA>
219. KABS e.V. Geschichte der Stechmückenbekämpfung und der KABS e.V. Publié 2016. Consulté juillet 7, 2016. http://www.kabsev.de/1/1_3/1_3_4/index.php

220. KABS e.V. Satzung der Kommunalen Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage e.V. (KABS). Publié 2002. Consulté juillet 7, 2016. http://www.kabsev.de/1/1_2/1_2_1/1_2_1_1/index.php
221. Becker N. Microbial control of mosquitoes: Management of the upper rhine mosquito population as a model programme. *Parasitol Today*. 1997;13(12):485-487. doi:10.1016/S0169-4758(97)01154-X
222. Brühl CA, Entling MH, Allgeier S, Ehlert A, Kästel A. Untersuchungen zur Schnakenbekämpfung mit Bti auf das Nahrungsnetz: Studie Geinsheim (Endbericht). Publié 2014. Consulté juin 6, 2018. <https://www.uni-koblenz-landau.de/en/campus-landau/faculty7/environmental-sciences/ecotoxicology-environment/research-transfer/projects-terr-ecotox/old/MOSCOFEE/endbericht-geinsheim>
223. Wikipedia. Norbert Becker (biologist) - Wikipedia. Wikipedia. Publié 2019. Consulté octobre 18, 2019. [https://en.wikipedia.org/wiki/Norbert_Becker_\(biologist\)](https://en.wikipedia.org/wiki/Norbert_Becker_(biologist))
224. Schweizer M, Miksch L, Köhler H-R, Triebkorn R. Does Bti (*Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*) affect *Rana temporaria* tadpoles? *Ecotoxicol Environ Saf*. 2019;181:121-129. doi:10.1016/J.ECOENV.2019.05.080
225. Brühl C, Frör O, Allgeier S. „Entwicklung Eines Naturschutzkonformen Konzeptes Zur Stechmückenbekämpfung Am Oberrhein“ Zwischenbericht Zum DBU.; 2018.
226. Norbert Becker, Zgomba M, Petric D, et al. *Mosquitoes and Their Control*. 1st ed. (Becker N, Zgomba M, Petric D, et al., eds.). Kluwer - Springer; 2003.
227. KABS. Das Gebiet der KABS. KABS. Publié 2015. Consulté juin 21, 2019. https://www.kabsev.de/1/1_2/1_2_3/index.php
228. Becker N. Ice granules containing endotoxins of microbial agents for the control of mosquito larvae - A new application technique. *J Am Mosq Control Assoc*. 2003;19(1):63-66.
229. Kästel A, Allgeier S, Brühl CA. Decreasing *Bacillus thuringiensis israelensis* sensitivity of *Chironomus riparius* larvae with age indicates potential environmental risk for mosquito control. *Sci Rep*. 2017;7:13565. doi:10.1038/s41598-017-14019-2
230. Allgeier S, Kästel A, Brühl CA. Adverse effects of mosquito control using *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*: Reduced chironomid abundances in mesocosm, semi-field and field studies. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2019;169(I):786-796. doi:10.1016/j.ecoenv.2018.11.050
231. KABS. Aktuelles von der KABS e.V. Nachtragshaushalt genehmigt – KABS kann weiter bekämpfen. KABS. Publié 2016. Consulté janvier 28, 2019. https://www.kabsev.de/7/7_1/7_1_0/7.php?q=becker norbert
232. Allgeier S, Frombold B, Mingo V, Brühl CA. European common frog *Rana temporaria* (Anura: Ranidae) larvae show subcellular responses under field-relevant *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (Bti) exposure levels. *Environ Res*. 2018;162(January):271-279. doi:10.1016/j.envres.2018.01.010
233. KABS e.V. Vorgehen bei der Bekämpfung. Publié 2016. Consulté mai 14, 2018. http://www.kabsev.de/1/1_3/1_3_2/1_3_2_3/index.php
234. KABS e.V. Einfluss von Bti auf die Zuckmückenfauna. Publié 2016. Consulté juillet 27, 2017. http://www.kabsev.de/1/1_7/1_7_1/index.php
235. Timmermann U, Becker N. Impact of routine *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) treatment on the availability of flying insects as prey for aerial feeding predators. *Bull Entomol Res*. 2017;107(6):705-714. doi:10.1017/S0007485317000141
236. Nakano S, Murakami M. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *PNAS*. 2001;98(1):166–170.
237. Iwata T, Nakano S, Murakami M. Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography (Cop)*. 2003;26:325–337.

238. Kato C, Iwata T, Nakano S, Kishi D. Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. *Oikos*. 2003;103:113–120.
239. Fukui D, Murakami M, Nakano S, Aoi T. Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *J Anim Ecol*. 2006;75:1252–1258.
240. Vander Zanden MJ, Gratton C. Blowin' in the wind: reciprocal airborne carbon fluxes between lakes and land. *Can J Fish Aquat Sci*. 2011;68(1):170-182. doi:10.1139/f10-157
241. Tiegs SD, Costello DM, Isken MW, et al. Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Sci Adv*. 2019;5:eaav0486. doi:10.1126/sciadv.aav0486
242. Paetzold A, Tockner K. Effects of riparian arthropod predation on the biomass and abundance of aquatic insect emergence. *J North Am Benthol Soc*. 2005;24(2):395-402. doi:10.1899/04-049.1
243. Paetzold A, Schubert CJ, Tockner K. Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: Riparian arthropods feeding on aquatic insects. *Ecosystems*. 2005;8(7):748-759. doi:10.1007/s10021-005-0004-y
244. Kautza A, Sullivan SMP. The energetic contributions of aquatic primary producers to terrestrial food webs in a mid-size river system. *Ecology*. 2016;97(3):694-705.
245. Sanzone DM, Meyer JL, Marti E, Gardiner EP, Tank JL, Grimm NB. Carbon and nitrogen transfer from a desert stream to riparian predators. *Oecologia*. 2003;134(2):238-250. doi:10.1007/s00442-002-1113-3
246. Wipfli MS. Terrestrial invertebrates as salmonid prey and nitrogen sources in streams: contrasting old-growth and young-growth riparian forests in southeastern Alaska, U.S.A. *Can J Fish Aquat Sci*. 2011;54(6):1259-1269. doi:10.1139/f97-034
247. Fausch KD, Power ME, Murakami M. Linkages between stream and forest food webs: Shigeru Nakano's legacy for ecology in Japan. *Trends Ecol Evol*. 2002;17(9):429-434. doi:10.1016/S0169-5347(02)02572-7
248. Martin-Creuzburg D, Kowarik C, Straile D. Cross-ecosystem fluxes: Export of polyunsaturated fatty acids from aquatic to terrestrial ecosystems via emerging insects. *Sci Total Environ*. 2017;577:174-182. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.156
249. Schulz R, Bundschuh M, Gergs R, et al. Review on environmental alterations propagating from aquatic to terrestrial ecosystems. *Sci Total Environ*. 2015;538:246-261. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.08.038
250. Hoekman D, Dreyer J, Jackson RD, Townsend PA, Gratton C. Lake to land subsidies: Experimental addition of aquatic insects increases terrestrial arthropod densities. *Ecology*. 2011;92(11):2063-2072. doi:10.1890/11-0160.1
251. Morawcsik J. *Untersuchungen Zur Wirkung von Bacillus Thuringiensis Var. Israelensis Auf Aquatische Nontarget-Organismen; Dissertation, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.*; 1983.
252. Metzger R. Die Chironomiden-Fauna (Diptera) ausgewählter Gewässer am nördlichen Oberrhein sowie deren mögliche Beeinflussung durch die Stechmückenbekämpfung mit B.t.i.-Präparaten (résumé). Publié 1987. Consulté novembre 4, 2019. https://www.kabsev.de/1/1_7/1_7_0/1_7_0_3/Metzger_1987.php
253. Lagadic L, Roucaute M, Caquet T. Bti sprays do not adversely affect non-target aquatic invertebrates in French Atlantic coastal wetlands. *J Appl Ecol*. 2014;51(1):102-113. doi:10.1111/1365-2664.12165
254. Lagadic L, Schäfer RB, Roucaute M, et al. No association between the use of Bti for mosquito control and the dynamics of non-target aquatic invertebrates in French coastal and continental wetlands. *Sci Total Environ*. 2016;553(April):486-494. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.096
255. Duchet C, Franquet E, Lagadic L, Lagneau C. Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* and spinosad on adult emergence of the non-biting midges *Polypedilum nubifer* (Skuse) and

- Tanytarsus curticornis Kieffer (Diptera: Chironomidae) in coastal wetlands. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2015;115:272-278. doi:10.1016/j.ecoenv.2015.02.029
256. Pont D, Franquet E, Tourenq JN. Impact of different *Bacillus thuringiensis* variety israelensis treatments on a chironomid (Diptera Chironomidae) community in a temporary marsh. *J Econ Entomol.* 1999;92(2):266-272. doi:10.1093/jee/92.2.266
 257. Lundström JO, Schäfer ML, Petersson E, Persson Vinnersten TZ, Landin J, Brodin Y. Production of wetland Chironomidae (Diptera) and the effects of using *Bacillus thuringiensis* israelensis for mosquito control. *Bull Entomol Res.* 2010;100:117-125.
 258. Lundström J, Brodin Y, Schäfer ML, Persson Vinnersten TZ, Ostman O. High species richness of Chironomidae (Diptera) in temporary flooded wetlands associated with high species turn-over rates. *Bull Entomol Res.* 2010;100(4):433-444. doi:10.1017/S0007485309990472
 259. Persson Vinnersten TZ, Lundström JO, Schäfer ML. L, et al. A six-year study of insect emergence from temporary flooded wetlands in central Sweden, with and without Bti-based mosquito control. *Bull Entomol Res.* 2010;100(6):715-725. doi:10.1017/S0007485310000076
 260. Rey D, Long A, Pautou MP, Meyran JC. Comparative histopathology of some Diptera and Crustacea of aquatic alpine ecosystems, after treatment with *Bacillus thuringiensis* var. israelensis. *Entomol Exp Appl.* 1998;88(3):255-263. doi:10.1023/A:1003440012880
 261. Theissinger K, Kästel A, Elbrecht V, et al. Using DNA metabarcoding for assessing chironomid diversity and community change in mosquito controlled temporary wetlands. *Metabarcoding and Metagenomics.* 2018;2:e21060. doi:10.3897/mbmg.2.21060
 262. Fillinger U. *Faunistische Und Ökotoxikologische Untersuchungen Mit B.t.i. an Dipteren Der Nördlichen Oberrheinauen Unter Besonderer Berücksichtigung Der Verbreitung Und Phänologie Einheimischer Zuckmückenarten (Chironomidae) (Résumé).* Universität Heidelberg; 1998. http://www.kabsev.de/1/1_7/1_7_0/1_7_0_3/Fillinger_1998.php
 263. Theissinger K, Röder N, Allgeier S, et al. Mosquito control actions affect chironomid diversity in temporary wetlands of the Upper Rhine Valley. *Mol Ecol.* 2019;28(18):4300-4316. doi:10.1111/mec.15214
 264. Hilbeck A, Moar WJ, Pusztai-Carey M, Filippini A, Bigler F. Prey-mediated effects of Cry1Ab toxin and protoxin and Cry2A protoxin on the predator *Chrysoperla carnea*. *Entomol Exp Appl.* 1999;91(2):305-316. doi:10.1046/j.1570-7458.1999.00497.x
 265. Armitage PD, Pinder LC V., Cranston PS. *The Chironomidae. Biology and Ecology of Non-Biting Midges.* Springer Science+Business Media; 1995. doi:10.1007/978-94-011-0715-0
 266. Wolfram G, Wenzl P, Jerrentrup H. A multi-year study following BACI design reveals no short-term impact of Bti on chironomids (Diptera) in a floodplain in Eastern Austria. *Environ Monit Assess.* 2018;190:709. doi:10.1007/s10661-018-7084-6
 267. Dickman M. Impacts of a mosquito selective pesticide, Bti, on the macroinvertebrates of a subtropical stream in Hong Kong. *Chemosphere.* 2000;41(1-2):209-217. doi:10.1016/S0045-6535(99)00413-0
 268. Stevens MM, Hughes PA, Mo J. Evaluation of a commercial *Bacillus thuringiensis* var. israelensis formulation for the control of chironomid midge larvae (Diptera: Chironomidae) in establishing rice crops in south-eastern Australia. *J Invertebr Pathol.* 2013;112(1):9-15. doi:10.1016/j.jip.2012.10.006
 269. Ali A, Lobinske R, Leckel Jr. R, Carandang N, Mazumdar A. Population survey and control of Chironomidae (Diptera) in wetlands in northeast Florida, USA. *Florida Entomol.* 2008;91(3):446-452. doi:10.1653/0015-4040(2008)91
 270. Ali A, Baggs RD, Stewart JP. Susceptibility of Some Florida Chironomids and Mosquitoes to Various Formulations of *Bacillus thuringiensis* serovar. israelensis (abstract). *J Econ Entomol.* 1981;74(6):672–677. doi:doi.org/10.1093/jee/74.6.672

271. Organization for Economic Co-operation and Development, OECD/OCDE. *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Effects on Biotic Systems. Test No. 235: Chironomus Sp., Acute Immobilisation Test.*; 2011. doi:10.1787/9789264067394-eng
272. Environment Canada, EC. *Biological Test Method. Test for Survival and Growth in Sediment Using Larvae of Freshwater Midges (Chironomus Tentans or Chironomus Riparius) Canadian Cataloguing in Publication Data.* Environment Canada,; 1997. http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/En49-24-1-32-eng.pdf
273. Bordalo MD, Gravato C, Beleza S, Campos D, Lopes I, Pestana JLT. Lethal and sublethal toxicity assessment of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and *Beauveria bassiana* based bioinsecticides to the aquatic insect *Chironomus riparius*. *Sci Total Environ.* 2020;698:134155. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134155
274. Lavarías S, Arrighetti F, Siri A. Histopathological effects of cypermethrin and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on midgut of *Chironomus calligraphus* larvae (Diptera: Chironomidae). *Pestic Biochem Physiol.* 2017;139:9-16. doi:10.1016/j.pestbp.2017.04.002
275. Christiansen JA, McAbee RD, Stanich MA, Cornel AJ, DeChant P, Boronda D. Influence of temperature and concentration of VectoBac® on control of the salt-marsh mosquito, *Ochlerotatus squamiger*, in Monterey county, California. *J Am Mosq Control Assoc.* 2004;20(2):165-170.
276. Stevens MM, Helliwell S, Hughes P a. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* formulations, spinosad, and selected synthetic insecticides to *Chironomus tepperi* larvae. *J Am Mosq Control Assoc.* 2005;21(4):446-450. doi:10.2987/8756-971X(2006)21[446:TOBTVI]2.0.CO;2
277. Back C, Boisvert J, Lacoursière JO, Charpentier G. High-dosage treatment of a Quebec stream with *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis*: efficacy against black fly larvae (Diptera: Simuliidae) and impact on non-target insects. *Can Entomol.* 1985;117(12):1523-1534. doi:10.4039/Ent1171523-12
278. Charbonneau CS, Drobney RD, Rabeni CF. Effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on Nontarget Benthic Insects through Direct and Indirect Exposure. *Environ Toxicol Chem.* 1994;13(2):267-279. doi:10.2307/1467238
279. Hershey AE, Lima AR, Niemi GJ, Regal RR. Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) and methoprene on nontarget macroinvertebrates in Minnesota wetlands. *Ecol Appl.* 1998;8(1):41-60. doi:10.1890/1051-0761(1998)008[0041:EOBTIB]2.0.CO;2
280. Niemi GJ, Hershey AE, Shannon L, et al. Ecological effects of mosquito control on zooplankton , insects , and birds. *Environ Toxicol Chem.* 1999;18(3):549–559. doi:10.1002/etc.5620180325
281. Epp L, Morin A. 2016 *Field Data Collection from Kanata North, Ottawa, Ontario, Canada. Bti Treatment Project. Characterizing the Effect of Biolarvicide, Bacillus Thuringiensis Var. Israelensis on Chironomidae in the South March Highlands Wetland Ecosystem of Ottawa, Onta.*; 2017. <https://kanatanorth.files.wordpress.com/2017/01/chironomidae-bti-report-2016-v1-1.pdf>
282. Epp L, Morin A, Poulain A. 2017 *Field Data Collection from Kanata North, Ottawa, Ontario, Canada. 2016-2017 Comparisons. Bti Treatment Project Effect of Biolarvicide, Bacillus Thuringiensis Var. Israelensis on Chironomidae in the South March Highlands Wetland Ecosystem of Ottawa, O.*; 2017. <https://kanatanorth.ca/wp-content/uploads/2019/05/Bti-Chironomidae-Bti-Report-Dec-2017.pdf>
283. Epp L, Morin A, Poulain A. 2018 *Field Data Collection from Kanata North, Ottawa, Ontario, Canada. 2016-2017-2018 Comparisons. Bti Treatment Project. Effect of Biolarvicide, Bacillus Thuringiensis Var. Israelensis on Chironomidae in the South March Highlands Wetland Ecosystem of Ott.*; 2019. Consulté août 20, 2020. <https://kanatanorth.ca/wp-content/uploads/2019/05/KANATA-Chironomidae-Bti-Report-2018.pdf>
284. Epp LJ. *Assessing the Effect of Bacillus Thuringiensis Var. Israelensis on Nontarget Chironomidae Emergence.* University of Ottawa; 2020. Consulté septembre 29, 2020. <https://ruor.uottawa.ca/handle/10393/41118>

285. Vaughan IP, Newberry C, Hall DJ, Liggett JS, Ormerod SJ. Evaluating large-scale effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on non-biting midges (Chironomidae) in a eutrophic urban lake. *Freshw Biol.* 2008;53(10):2117-2128. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02043.x
286. Poulin B. Contrôle des insectes piqueurs : et si les insecticides biologiques tels que le BTI avaient aussi des impacts sur la biodiversité ? Conférence Nature Québec, 6 juin 2019, Montréal QC. Publié 2019. <https://www.facebook.com/naturequebec/videos/2018526161589516/>
287. Jakob C, Poulin B. Indirect effects of mosquito control using Bti on dragonflies and damselflies (Odonata) in the Camargue. *Insect Conserv Divers.* 2016;9:161-169. doi:10.1111/icad.12155
288. Allgeier S. Mosquito control based on *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) - Ecological effects on wetland food chains and public acceptance of control alternatives - Stechmückenbekämpfung mit *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) – ökologische Effekte auf die. Publié online 2019. <https://kola.opus.hbz-nrw.de/opus45-kola/frontdoor/deliver/index/docId/2016/file/Diss+accepted.pdf>
289. Liber K, Schmude KL, Rau DM. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to chironomids in pond mesocosms. *Ecotoxicology.* 1998;7(6):343-354. doi:10.1023/A:1008867815244
290. Caquet T, Roucaute M, Le Goff P, Lagadic L. Effects of repeated field applications of two formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on non-target saltmarsh invertebrates in Atlantic coastal wetlands. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2011;74(5):1122-1130. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.04.028
291. Stief P, Eller G. The gut microenvironment of sediment-dwelling *Chironomus plumosus* larvae as characterised with O₂, pH, and redox microsensors. *J Comp Physiol B Biochem Syst Environ Physiol.* 2006;176(7):673-683. doi:10.1007/s00360-006-0090-y
292. Russell TL, Kay BH, Skilleter GA. Environmental effects of mosquito insecticides on saltmarsh invertebrate fauna. *Aquat Biol.* 2009;6:77-90. doi:10.3354/ab00156
293. Babin A, Nawrot-Esposito MP, Gallet A, Gatti JL, Poirié M. Differential side-effects of *Bacillus thuringiensis* bioinsecticide on non-target *Drosophila* flies. *Sci Rep.* 2020;10:16241. doi:10.1038/s41598-020-73145-6
294. Nawrot-Esposito MP, Babin A, Pasco M, Poirié M, Gatti JL, Gallet A. *Bacillus thuringiensis* bioinsecticides induce developmental defects in non-target *drosophila melanogaster* larvae. *Insects.* 2020;11:697. doi:10.3390/insects11100697
295. Pereira Dornelas AS, Sarmiento RA, Rezende Silva LC, et al. Toxicity of microbial insecticides toward the non-target freshwater insect *Chironomus xanthus*. *Pest Manag Sci.* 2020;76(3):1164-1172. doi:10.1002/ps.5629
296. Gutiérrez Y, Ramos GS, Tomé HVV, Oliveira EE, Salero AL. Bti-based insecticide enhances the predatory abilities of the backswimmer *Buenoa tarsalis* (Hemiptera: Notonectidae). *Ecotoxicology.* 2017;26(8):1147-1155. doi:10.1007/s10646-017-1840-1
297. Ren Z, Ma E, Guo Y. Chromosome aberration assays for the study of cyclophosphamide and *Bacillus thuringiensis* in *Oxya chinensis* (Orthoptera: Acrididae). *Mutat Res - Genet Toxicol Environ Mutagen.* 2002;520(1-2):141-150. doi:10.1016/S1383-5718(02)00199-7
298. Jackson JK, Horwitz RJ, Sweeney BW, Jackson JK, Horwitz RJ, Bernard W Sweeney. Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* on Black Flies and Nontarget Macroinvertebrates and Fish in a Large River Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* on Black Flies. *Trans Am Fish Soc.* 2002;131(5):910-930. doi:10.1577/1548-8659(2002)131<0910
299. Fang J. A World Without Mosquitos. *Nature.* 2010;466(22 juillet):432-434. doi:10.1038/466432a
300. Pfitzner WP, Beck M, Weitzel T, Becker N. The Role of Mosquitoes in the Diet of Adult Dragon and Damselflies (Odonata). *J Am Mosq Control Assoc.* 2015;31(2):187-189. doi:10.2987/14-6476r
301. Wipfli MS, Merritt RW. Disturbance to a stream food web by a bacterial larvicide specific to black flies: Feeding responses of predatory macroinvertebrates. *Freshw Biol.* 1994;32(1):91-103.

doi:10.1111/j.1365-2427.1994.tb00869.x

302. Steinigeweg C, Alkassab AT, Erler S, et al. Impact of a Microbial Pest Control Product Containing *Bacillus thuringiensis* on Brood Development and Gut Microbiota of *Apis mellifera* Worker Honey Bees. *Microb Ecol*. Publié online 2022. doi:10.1007/s00248-022-02004-w
303. Collen B, Bohm M, Kemp R, et al. *Spineless: Status and Trends of the World's Invertebrates*. Zoological Society of London, United Kingdom; 2012.
304. Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B. Defaunation in the Anthropocene. *Science*. 2014;345(6195):401-406. doi:10.1126/science.1251817
305. Jarvis B. The Insect Apocalypse Is Here - The New York Times Magazine. The New York Times. Publié 2018. Consulté novembre 29, 2018. <https://www.nytimes.com/2018/11/27/magazine/insect-apocalypse.html>
306. Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol Conserv*. 2019;232:8-27. doi:10.1016/j.biocon.2019.01.020
307. Bijleveld van Lexmond M, Bonmatin J-MM, Goulson D, Noome DA. Worldwide integrated assessment on systemic pesticides. Global collapse of the entomofauna: exploring the role of systemic insecticides. *Env Sci Pollut Res*. 2014;22(1):1-4. doi:10.1007/s11356-014-3220-1
308. Vogel G. Where Have All the insects Gone? *Science*. 2017;356(6338):576-579. doi:10.1126/science.356.6338.576
309. Sorg M, Schwan H, Stenmans W, Müller A. Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013. *Mitteilungen aus dem Entomol Verein Krefeld*. 2013;1(mai):1-5.
310. Sorg M, Schwan H, Stenmans W, Müller A. Investigation of the Biomass of flying insects in the Orbroich Bruch Nature Reserve using Malaise Traps in the years 1989 and 2013. *Rep Proc Krefeld Entomol Soc*. 2013;1(mai):1-5.
311. Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, et al. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One*. 2017;12(10):e0185809. doi:10.1371/journal.pone.0185809
312. Seibold S, Gossner MM, Simons NK, et al. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with drivers at landscape level. *Nature*. 2019;574(February):1-34. doi:10.1038/s41586-019-1684-3
313. Baranov V, Jourdan J, Pilotto F, Wagner R, Haase P. Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. *Conserv Biol*. 2020;34(5):1241-1251. doi:10.1111/cobi.13477
314. Brühl CA, Bakanov N, Köthe S, et al. Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Sci Rep*. 2021;11:24144. doi:10.1038/s41598-021-03366-w
315. Siviter H, Bailes EJ, Martin CD, et al. Agrochemicals interact synergistically to increase bee mortality. *Nature*. 2021;596(7872):389-392. doi:10.1038/s41586-021-03787-7
316. Møller AP. Parallel declines in abundance of insects and insectivorous birds in Denmark over 22 years. *Ecol Evol*. 2019;9(11):6581-6587. doi:10.1002/ece3.5236
317. Lister BC, Garcia A. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2018;115(44):E10397-E10406. doi:10.1073/pnas.1722477115
318. Colla SR, Packer L. Evidence for decline in eastern North American bumblebees (Hymenoptera: Apidae), with special focus on *Bombus affinis* Cresson. *Biodivers Conserv*. 2008;17(6):1379-1391. doi:10.1007/s10531-008-9340-5
319. Wepprich T, Adrion JR, Ries L, Wiedmann J, Haddad NM. Butterfly abundance declines over 20 years of systematic monitoring in Ohio, USA. *PLoS One*. 2019;14(7):e0216270.

doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216270>

320. Cardoso P, Barton PS, Birkhofer K, et al. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biol Conserv.* 2020;242(february):108426. doi:10.1016/j.biocon.2020.108426
321. van Klink R, Bowler DE, Gongalsky KB, Swengel AB, Gentile A, Chase JM. Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science.* 2020;368(6489):417-420. doi:10.1126/SCIENCE.AAX9931
322. van Klink R, Bowler DE, Gongalsky KB, Swengel AB, Gentile A, Chase JM. Erratum: Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances (Science DOI: 10.1126/science.aax9931). *Science.* 2020;370(6515). doi:10.1126/science.abf1915
323. Jähnig SC, Baranov V, Altermatt F, et al. Revisiting global trends in freshwater insect biodiversity. *Wiley Interdiscip Rev Water.* 2021;8(2):e1506. doi:10.1002/wat2.1506
324. van Klink R, Bowler DE, Gongalsky KB, Chase JM. Revisiting global trends in freshwater insect biodiversity: A reply. *Wiley Interdiscip Rev Water.* 2021;8(2):e1501. doi:10.1002/wat2.1501
325. Pauly D. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol Evol.* 1995;10(10):430. doi:10.1016/S0169-5347(00)89171-5
326. Soga M, Gaston KJ. Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. *Front Ecol Environ.* 2018;16(4):222-230. doi:10.1002/fee.1794
327. Cabrera P, Cormier D, Lucas E. Sublethal effects of two reduced-risk insecticides: when the invasive ladybeetle is drastically affected, whereas the indigenous not. *J Pest Sci (2004).* 2018;91:1153–1164. doi:10.1007/s10340-018-0978-9
328. GDG Environnement. *Impact Des Traitements Au Bti Sur La Faune Compagne Non-Cible. À l'intention Du Ministère Des Forêts, de La Faune et Des Parcs Du Québec.*; 2018.
329. Williams DD. *The Biology of Temporary Waters.* Oxford University Press; 2006. doi:10.1093/acprof:oso/9780198528128.001.0001
330. Kroeger I, Duquesne S, Liess M. Crustacean biodiversity as an important factor for mosquito larval control. *J Vector Ecol.* 2013;38(2):390-400. doi:10.1111/j.1948-7134.2013.12055.x
331. Kroeger I, Liess M, Dziöck F, Duquesne S. Sustainable control of mosquito larvae in the field by the combined actions of the biological insecticide Bti and natural competitors. *J Vector Ecol.* 2013;38(1):82-89. doi:10.1111/j.1948-7134.2013.12012.x
332. Milam CD, Farris JL, Wilhide JD. Evaluating mosquito control pesticides for effect on target and nontarget organisms. *Arch Environ Contam Toxicol.* 2000;39(3):324-328. doi:10.1007/s002440010111
333. Olmo C, Marco A, Armengol X, Ortells R. Effects of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis on nonstandard microcrustacean species isolated from field zooplankton communities. *Ecotoxicology.* 2016;25(10):1730-1738. doi:10.1007/s10646-016-1708-9
334. Duchet C, Larroque M, Caquet T, Franquet E, Lagneau C, Lagadic L. Effects of spinosad and *Bacillus thuringiensis* israelensis on a natural population of *Daphnia pulex* in field microcosms. *Chemosphere.* 2008;74(1):70-77. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.09.024
335. Duchet C, Caquet T, Franquet E, Lagneau C, Lagadic L. Influence of environmental factors on the response of a natural population of *Daphnia magna* (Crustacea: Cladocera) to spinosad and *Bacillus thuringiensis* israelensis in Mediterranean coastal wetlands. *Environ Pollut.* 2010;158(5):1825-1833. doi:10.1016/j.envpol.2009.11.008
336. Duchet C, Coutellec MA, Franquet E, Lagneau C, Lagadic L. Population-level effects of spinosad and *Bacillus thuringiensis* israelensis in *Daphnia pulex* and *Daphnia magna*: Comparison of laboratory and field microcosm exposure conditions. *Ecotoxicology.* 2010;19(7):1224-1237. doi:10.1007/s10646-010-0507-y

337. Aguilar-Alberola JA. *Heterocypris Bosniaca. Ecología y Ontogenia de Un Ostrácodo (Crustacea: Ostracoda) de Pozas Temporales*. Universitat de València; 2013.
338. Aguilar-Alberola JA, Mesquita-Joanes F. Acute toxicity tests with Cadmium, Lead, Sodium Dodecyl Sulfate, and *Bacillus thuringiensis* on a temporary pond ostracod. *Int Rev Hydrobiol*. 2012;97:375-388. doi:10.1002/iroh.201211497
339. Meadows J, Gill SS, Bone LW. *Bacillus thuringiensis* strains affect population growth of the free-living nematode *Turbatrix aceti*. *Invertebr Reprod Dev*. 1990;17(1):73-76. doi:10.1080/07924259.1990.9672090
340. Mansouri M, Bendali-Saoudi F, Benhamed D, Soltani N. Effect of *Bacillus thuringiensis* var *israelensis* against *Culex pipiens* (insecta: Culicidae). Effect of Bti on two non-target species *Eylais hamata* (Acari: Hydrachnidia) and *Physa marmorata* (Gastropoda: physidae) and Dosage of their GST biomarker. *Ann Biol Res*. 2013;4(11):85-92. Consulté juin 30, 2020. <https://www.scholarsresearchlibrary.com/articles/effect-of-bacillus-thuringiensis-var-israelensis-against-culex-pipiens-insecta-culicidae-effect-of-bti-on-two-nontarget-.pdf>
341. Benz G, Altwegg A. Safety of *Bacillus thuringiensis* for earthworms. *J Invertebr Pathol*. 1975;26:125-126. doi:10.1016/0022-2011(75)90178-0
342. Heimpel A. A crystalliferous bacterium associated with a “blister disease” in the earthworm *Eisenia foetida* (Savigny). *J Invertebr Pathol*. 1966;8:295-298.
343. Fourcy D, Jumel A, Heydorff M, Lagadic L. Esterases as biomarkers in *Nereis* (Hediste) *diversicolor* exposed to temephos and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* used for mosquito control in coastal wetlands of Morbihan (Brittany, France). *Mar Environ Res*. 2002;54(3-5):755-759. doi:10.1016/S0141-1136(02)00153-8
344. Bittel J. Mussel pain: The crisis engulfing our freshwater molluscs. *New Sci*. 2018;(3168):20-24. Consulté mai 6, 2020. <https://www.newscientist.com/article/mg23731682-300-mussel-pain-the-crisis-engulfing-our-freshwater-molluscs/>
345. Douville M, Gagné F, André C, Blaise C. Occurrence of transgenic corn cry1Ab gene in freshwater mussels (*Elliptio complanata*) near corn fields evidence of exposure through feeding of bacteria. *Ecotoxicol Env Saf*. 2009;72:17-25.
346. Rodrigue D, Desroches J-F. *Amphibiens et Reptiles Du Québec et Des Maritimes - Édition Revue et Augmentée*. Guides Nature Quintin; 2018.
347. Whittaker K, Koo MS, Wake DB, Vredenburg VT. Global Declines of Amphibians. In: Levin SA, ed. *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*. Vol 3. Academic Press; 2013:691-699. doi:10.1016/B978-0-12-384719-5.00266-5
348. Greenberg DA, Palen WJ. A deadly amphibian disease goes global. *Science*. 2019;363(6434):1386-1388. doi:10.1126/science.aax0002
349. Scheele BC, Pasmans F, Skerratt LF, et al. Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science*. 2019;363(6434):1459-1463. doi:10.1126/science.aav0379
350. Lambert MR, Womack MC, Byrne AQ, et al. Comment on “Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity.” *Science*. 2020;367(6484):eaay1838. doi:10.1126/science.aay1838
351. Scheele BC, Pasmans F, Skerratt LF, et al. Response to Comment on “Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity.” *Science*. 2020;367(6484):eaay2905. doi:10.1126/science.aay2905
352. Blaustein AR, Han BA, Relyea RA, et al. The complexity of amphibian population declines: Understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Ann N Y Acad Sci*. 2011;1223(1):108-119. doi:10.1111/j.1749-6632.2010.05909.x
353. Warne RW, Crespi EJ, Brunner JL. Escape from the pond: Stress and developmental responses to ranavirus infection in wood frog tadpoles. *Funct Ecol*. 2011;25(1):139-146. doi:10.1111/j.1365-

2435.2010.01793.x

354. Catenazzi A. State of the World's Amphibians. *Annu Rev Environ Resour.* 2015;40:91-119. doi:10.1146/annurev-environ-102014-021358
355. Baker NJ, Bancroft BA, Garcia TS. A meta-analysis of the effects of pesticides and fertilizers on survival and growth of amphibians (with corrigendum). *Sci Total Environ.* 2013;449:150-156. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.01.056
356. Gendron A. Amphibian Ecotoxicology. In: Féraud J-F, Blaise C, eds. *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*. Springer, Dordrecht; 2013:241-243. doi:https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2
357. Gendron AD, Marcogliese DJ, Barbeau S, et al. Exposure of leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm *Rhabdias ranae*. *Oecologia.* 2003;135(3):469-476. doi:10.1007/s00442-003-1210-y
358. CWHC. Première documentation d'infections fatales par un Ranavirus chez des amphibiens au Québec - Healthy Wildlife. Healthy Wildlife - Canadian Wildlife Health Cooperative (CWHC). Publié 2018. Consulté septembre 26, 2018. <http://blog.healthywildlife.ca/premiere-documentation-dinfections-fatales-par-un-ranavirus-chez-des-amphibiens-au-quebec/>
359. Pochini KM, Hoverman JT. Reciprocal effects of pesticides and pathogens on amphibian hosts: The importance of exposure order and timing. *Environ Pollut.* 2017;221:359-366. doi:10.1016/j.envpol.2016.11.086
360. Schnetter W, Engler S, Morawcsik J, Becker N. Wirksamkeit von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* gegen Stechmückenlarven und Nontarget-Organismen. *Mitteilungen der Dtsch Gesellschaft fuer Allg und Angew Entomol.* 1981;2:195-202.
361. KABS e.V. Amphibien und biologische Stechmückenbekämpfung. Publié 2016. Consulté juillet 4, 2016. http://www.kabsev.de/1/1_7/1_7_3/
362. Scholten F. Die Wirkung von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* auf die Embryonal- und Larvalentwicklung ausgewählter Vertreter der einheimischen Anuren und *Xenopus laevis* (Zusammenfassung). Diplomarbeit. Publié 1991. Consulté avril 11, 2017. http://www.kabsev.de/1/1_7/1_7_0/1_7_0_3/Scholten_1991.php
363. Glare TR, O'Callaghan M. *Environmental and Health Impacts of Bacillus Thuringiensis Israelensis. Report for the Ministry of Health.* Ministry of health, NZ; 1998. <https://beyondpesticides.org/assets/media/documents/mosquito/documents/BacillusThuringiensisIsraelensisNZ.pdf>
364. Empey MA, Lefebvre-Raine M, Gutierrez-Villagomez JM, et al. A Review of the Effects of the Biopesticides *Bacillus thuringiensis* Serotypes *israelensis* (Bti) and *kurstaki* (Btk) in Amphibians. *Arch Environ Contam Toxicol.* 2021;80(4):789-800. doi:10.1007/s00244-021-00842-2
365. Junges CM, Maglianese MI, Lajmanovich RC, Peltzer PM, Attademo a. M. Acute Toxicity and Etho-toxicity of Three Insecticides Used for Mosquito Control on Amphibian Tadpoles. *Water, Air, Soil Pollut.* 2017;228(4):143. doi:10.1007/s11270-017-3324-6
366. Gutierrez-Villagomez JM, Patey GG, To TA, et al. Frogs Respond to Commercial Formulations of the Biopesticide *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*, Especially Their Intestine Microbiota. *Environ Sci Technol.* 2021;55(18):12504-12516. doi:10.1021/ACS.EST.1C02322
367. Cabrera-Guzmán E, Crossland MR, Brown GP, Shine R. Larger Body Size at Metamorphosis Enhances Survival, Growth and Performance of Young Cane Toads (*Rhinella marina*). *PLoS One.* 2013;8(7):e70121. doi:10.1371/journal.pone.0070121
368. Yudina TG, Konukhova A V., Revina LP, Kostina LI, Zalunin IA, Chestukhina GG. Antibacterial activity of Cry- and Cyt-proteins from *Bacillus thuringiensis* ssp. *israelensis*. *Can J Microbiol.* 2003;49(1):37-44. doi:10.1139/w03-007
369. Yudina TG, Brioukhanov AL, Zalunin IA, et al. Antimicrobial activity of different proteins and their fragments from *Bacillus thuringiensis* parasporal crystals against clostridia and archaea.

- Anaerobe*. 2007;13(1):6-13. doi:10.1016/j.anaerobe.2006.09.006
370. Vazquez-Padron RI, De La Riva G, Agüero G, et al. Cryptic endotoxic nature of *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab insecticidal crystal protein. *FEBS Lett*. 2004;570(1-3):30-36. doi:10.1016/j.febslet.2004.06.021
 371. Itsko M, Manasherob R, Zaritsky A. Partial restoration of antibacterial activity of the protein encoded by a cryptic open reading frame (cyt1Ca) from *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* by site-directed mutagenesis. *J Bacteriol*. 2005;187(18):6379-6385. doi:10.1128/JB.187.18.6379-6385.2005
 372. Barboza-Corona JE, Vázquez-Acosta H, Bideshi DK, Salcedo-Hernández R. Bacteriocin-like inhibitor substances produced by Mexican strains of *Bacillus thuringiensis*. *Arch Microbiol*. 2007;187(2):117-126. doi:10.1007/s00203-006-0178-5
 373. Cahan R, Friman H, Nitzan Y. Antibacterial activity of Cyt1 Aa from *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis*. *Microbiology*. 2008;154(11):3529-3536. doi:10.1099/mic.0.2008/020784-0
 374. Salehi Jouzani G, Valijanian E, Sharafi R. *Bacillus thuringiensis*: a successful insecticide with new environmental features and tidings. *Appl Microbiol Biotechnol*. 2017;101(7):2691-2711. doi:10.1007/s00253-017-8175-y
 375. Knutie SA, Wilkinson CL, Kohl KD, Rohr JR. Early-life disruption of amphibian microbiota decreases later-life resistance to parasites. *Nat Commun*. 2017;8(1):86. doi:10.1038/s41467-017-00119-0
 376. Douglas AJ, Hug LA, Katzenback BA. Composition of the North American wood frog (*Rana sylvatica*) skin microbiome and seasonal variation in community structure. *Microb Ecol*. 2021;81:78–92. doi:10.1101/2020.01.28.921544
 377. Rebollar EA, Martínez-Ugalde E, Orta AH. The amphibian skin microbiome and its protective role against chytridiomycosis. *Herpetologica*. 2020;76(2):167-177. doi:10.1655/0018-0831-76.2.167
 378. Ouellet M, Mikaelian I, Pauli BD, Rodrigue J, Green DM. Historical Evidence of Widespread Chytrid Infection in North American Amphibian Populations. *Conserv Biol*. 2005;19(5):1431-1440. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00108.x
 379. Langlois VS, Gutierrez-Villagomez JM, Empey M, Trudeau VL. Des toxines de bactéries utilisées pour éliminer les insectes piqueurs : solution efficace avec effets collatéraux ? The Conversation. Publié 2022. Consulté janvier 21, 2022. <https://theconversation.com/des-toxines-de-bacteries-utilisees-pour-eliminer-les-insectes-piqueurs-solution-efficace-avec-effets-collateraux-173124>
 380. Pauley LR, Earl JE, Semlitsch RD. Ecological Effects and Human Use of Commercial Mosquito Insecticides in Aquatic Communities. *J Herpetol*. 2015;49(1):28-35. doi:10.1670/13-036
 381. GDG Environnement. *Résumé et Analyse de l'article « Lajmanovich et Al. 2015: Toxicity of Bacillus Thuringiensis Var. Israelensis in Aqueous Suspension on the South American Common Frog Leptodactylus Latrans (Anura: Leptodactylidae) Tadpoles ».*; 2016.
 382. GDG Environnement. *Le Contrôle Biologique Des Insectes Piqueurs - Mise à Jour Sur Le Bti.*; 2020.
 383. Nilsson EE, Sadler-Riggelman I, Skinner MK. Environmentally induced epigenetic transgenerational inheritance of disease. *Environ Epigenetics*. Publié online 2018:1–13. doi:10.1093/eep/dvy016
 384. Groupe de recherche sur les insectes Piqueurs (GRIP), Leclair R. et al. *Progress Report to the Metropolitan Mosquito Control District on the Effects of the Insect Control Agent, Bacillus Thuringiensis Israelensis (Bti) to Some Larval Amphibian Species*. UQTR; 1988.
 385. Johnson CM, Johnson LB, Murphy J, Beasley V. Evaluation of the potential effects of methoprene and Bti on anuran malformations in Wright County, MN - NRRI Technical Report Number: NRRI/TR-2001/01. Publié online 2001:1-67. Consulté janvier 7, 2021. <https://conservancy.umn.edu/bitstream/handle/11299/187271/TR-2001->

386. Tiwari S, Ghosh SK, Mittal PK, Dash AP. Effectiveness of a new granular formulation of biolarvicide bacillus thuringiensis var. israelensis against larvae of malaria vectors in India. *Vector-Borne Zoonotic Dis.* 2011;11(1):69-75. doi:10.1089/vbz.2009.0197
387. Allgeier S, Friedrich A, Brühl CA. Mosquito control based on Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) interrupts artificial wetland food chains. *Sci Total Environ.* 2019;686:1173-1184. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.358
388. Leips J, Travis J. Metamorphic Responses to Changing Food Levels in Two Species of Hyliid Frogs. *Ecology.* 1994;75(5):1345-1356. doi:10.2307/1937459
389. Kuzmin SL. Food resource allocation in larval newt guilds (genus Triturus). *Amphibia-Reptilia.* 1991;12:293-304.
390. Formanowicz DR. Anuran Tadpole / Aquatic Insect Predator-Prey Interactions : Tadpole Size and Predator Capture Success. *Herpetologica.* 1986;42(3):367-373.
391. Smith DC. Adult Recruitment in Chorus Frogs : Effects of Size and Date at Metamorphosis. *Ecology.* 1987;68(2):344-350.
392. Van Buskirk J, Schmidt BR. Predator-induced phenotypic plasticity in larval newts: trade-offs, selection, and variation in nature. *Ecology.* 2000;81(11):3009-3028.
393. Relyea RA. The Relationship between Predation Risk and Antipredator Responses in Larval Anurans. *Ecology.* 2001;82(2):541-554.
394. Reeves MK, Perdue M, Blakemore GD, Rinella DJ, Holyoak M. Twice as easy to catch? A toxicant and a predator cue cause additive reductions in larval amphibian activity. *Ecosphere.* 2011;2(6):art72. doi:10.1890/es11-00046.1
395. Gibbons JW, Winne CT, Scott DE, et al. Remarkable amphibian biomass and abundance in an isolated wetland: Implications for wetland conservation. *Conserv Biol.* 2006;20(5):1457-1465. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00443.x
396. Moreau S, GDG Environnement. Mise à jour sur l'utilisation d'un larvicide (Bti) dans la lutte contre les insectes piqueurs. *Vivo.* 2020;40(1):12-15.
397. Raimondo S, Pauley TK, Butler L. Potential Impacts of Bacillus thuringiensis var. kurstaki on Five Salamander Species in West Virginia. *Northeast Nat.* 2003;10(1):25-38. doi:10.2307/3858670
398. Weeks DM, Parris MJ. A Bacillus thuringiensis kurstaki Biopesticide Does Not Reduce Hatching Success or Tadpole Survival at Environmentally Relevant Concentrations in Southern Leopard Frogs (Lithobates sphenoccephalus). *Environ Toxicol Chem.* 2020;39(1):155-161. doi:10.1002/etc.4588
399. Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (MFFP). *Lignes Directrices Pour La Conservation Des Habitats Fauniques (4e Édition);* 2015. <https://mffp.gouv.qc.ca/faune/habitats-fauniques/pdf/lignes-directrices-habitats.pdf>
400. Hurst TP, Kay BH, Ryan PA, Brown MD. Sublethal effects of mosquito larvicides on swimming performance of larvivorous fish Melanotaenia duboulayi (Atheriniformes: Melanotaeniidae). *J Econ Entomol.* 2007;100(1):61-65. doi:10.1603/0022-0493(2007)100[61:Seomlo]2.0.Co;2
401. Sternberg M, Grue C, Conquest L, Grassley J, King K. Efficacy, fate, and potential effects on salmonids of mosquito larvicides in catch basins in Seattle, Washington. *J Am Mosq Control Assoc.* 2012;28(3):206-218. doi:10.2987/11-6173.1
402. Fortin C, Lapointe D, Charpentier C. Susceptibility of Brook Trout (Salvelinus fontinalis) Fry to a Liquid Formulation of Bacillus thuringiensis serovar. israelensis (Teknar®) Used for Blackfly Control. *Can J Fish Aquat Sci.* 1986;43:1667-1670. doi:https://doi.org/10.1139/f86-207
403. Hayashi M. The micronucleus test - most widely used in vivo genotoxicity test -. *Genes Environ.*

- 2016;38(1):4-9. doi:10.1186/s41021-016-0044-x
404. Grisolia CK, Oliveira R, Domingues I, Oliveira-Filho EC, Monerat RG, Soares AMVM. Genotoxic evaluation of different δ -endotoxins from *Bacillus thuringiensis* on zebrafish adults and development in early life stages. *Mutat Res - Genet Toxicol Environ Mutagen*. 2009;672(2):119-123. doi:10.1016/j.mrgentox.2008.10.017
 405. Grisolia CK, Oliveira-Filho EC, Ramos FR, Lopes MC, Muniz DHF, Monnerat RG. Acute toxicity and cytotoxicity of *Bacillus thuringiensis* and *Bacillus sphaericus* strains on fish and mouse bone marrow. *Ecotoxicology*. 2009;18(1):22-26. doi:10.1007/s10646-008-0252-7
 406. Freire IS, Miranda-Vilela AL, Fascineli ML, et al. Genotoxic evaluation in *Oreochromis niloticus* (Fish: Characidae) of recombinant spore-crystal complexes Cry1Ia, Cry10Aa and Cry1Ba6 from *Bacillus thuringiensis*. *Ecotoxicology*. 2014;23(2):267-272. doi:10.1007/s10646-013-1170-x
 407. Mariano WS, Azevedo SB, Gomes FL, Lima LBD, Moron SE, Tavares-Dias M. Physiological parameters of *Piaractus Mesopotamicus* (Osteichthyes: Characidae) exposed to a biopesticide based on *Bacillus Thuringiensis*. *An Acad Bras Cienc*. 2019;91(2):e20180474. doi:10.1590/0001-3765201920180474
 408. La Violette N, Fournier D, Dumont P, Mailhot Y. *Caractérisation Des Communautés de Poissons et Développement d'un Indice d'intégrité Biotique Pour Le Fleuve Saint-Laurent, 1995-1997*. Société de la faune et des parcs du Québec; 2003.
 409. Pêches et Océans Canada (MPO). *Programme de Rétablissement Du Dard de Sable (Ammocrypta Pellucida), Populations Du Québec Au Canada, Série Des Programmes de Rétablissement de La Loi Sur Les Espèces En Péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa; 2014.
 410. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC Sur Le Dard de Sable (Ammocrypta Pellucida), Populations de l'Ontario et Populations Du Québec, Au Canada.*; 2009.
 411. Gouvernement du Canada, Le ministre des Pêches et des Océans. Arrêté visant l'habitat essentiel du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) populations du Québec DORS/2018-159 Le 6 juillet 2018. *Canada Gaz Part II*. 2018;152(15):3039-3055. Consulté mars 27, 2019. <http://gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2018/2018-07-25/html/sor-dors156-eng.html>
 412. Nebel S, Mills A, McCracken JD, Taylor PD. Declines of aerial insectivores in North America follow a geographic gradient. *Avian Conserv Ecol*. 2010;5(2):1. doi:10.5751/ACE-00391-050201
 413. Michel NL, Smith AC, Clark RG, Morrissey CA, Hobson KA. Differences in spatial synchrony and interspecific concordance inform guild-level population trends for aerial insectivorous birds. *Ecography (Cop)*. 2016;39(8):774-786. doi:10.1111/ecog.01798
 414. Stanton RL, Morrissey CA, Clark RG. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agric Ecosyst Environ*. 2018;254:244-254. doi:10.1016/j.agee.2017.11.028
 415. Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (ICOAN). *L'état Des Populations d'oiseaux Du Canada, 2019*. Environnement et Changement climatique Canada; 2019. Consulté juin 28, 2019. www.etatdesoiseauxcanada.org
 416. Rosenberg K V, Dokter AM, Blancher PJ, et al. Decline of the North American avifauna. *Science*. 2019;366(6461):120-124. doi:DOI: 10.1126/science.aaw1313
 417. Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (ICOAN). *État Des Populations d'oiseaux Du Canada, 2012*. Environnement Canada, Ottawa, Canada.; 2012. Consulté juin 21, 2022. https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/ec/CW66-312-2012-fra.pdf
 418. Aronson MFJ, Sorte FA La, Nilon CH, et al. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings R Soc B*. 2014;281:20133330. doi:10.1098/rspb.2013.3330
 419. Kilpatrick AM, Wheeler SS. Impact of West Nile Virus on Bird Populations: Limited Lasting Effects,

- Evidence for Recovery, and Gaps in Our Understanding of Impacts on Ecosystems. *J Med Entomol.* 2019;56(6):1491-1497. doi:10.1093/jme/tjz149
420. Kain MP, Bolker BM. Predicting West Nile virus transmission in North American bird communities using phylogenetic mixed effects models and eBird citizen science data. *Parasites and Vectors.* 2019;12(1):1-22. doi:10.1186/s13071-019-3656-8
 421. Talbot B, Ardis M, Kulkarni MA. Influence of Demography, Land Use, and Urban Form on West Nile Virus Risk and Human West Nile Virus Incidence in Ottawa, Canada. *Vector-Borne Zoonotic Dis.* 2019;19(7):533-539. doi:10.1089/vbz.2018.2366
 422. Talbot B, Caron-Lévesque M, Ardis M, Kryuchkov R, Kulkarni MA. Linking Bird and Mosquito Data to Assess Spatiotemporal West Nile Virus Risk in Humans. *Ecohealth.* 2019;16(1):70-81. doi:10.1007/s10393-019-01393-8
 423. Smith AC, Hudson M-AR, Downes CM, Francis CM. Change Points in the Population Trends of Aerial-Insectivorous Birds in North America: Synchronized in Time across Species and Regions. *PLoS One.* 2015;10(7):e0130768. doi:10.1371/journal.pone.0130768
 424. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC Sur l'Engoulement d'Amérique (Chordeiles Minor) Au Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada , Environnement et Changement climatique Canada; 2018.
 425. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC Sur l'Engoulement Bois-Pourri (Caprimulgus Vociferus) Au Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada; 2009.
 426. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC Sur Le Martinet Ramoneur (Chaetura Pelagica) Au Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada; 2018.
 427. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Pioui de l'est (Contopus Virens) : Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC 2012 - Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada; 2012. Consulté décembre 14, 2021. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/pioui-est-2012.html>
 428. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Moucherolle à Côtés Olive (Contopus Cooperi) : Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC 2018 - Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Environnement et Changement climatique Canada; 2018. Consulté décembre 14, 2021. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/moucherolle-cotes-olive-2018.html>
 429. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Hirondelle Rustique (Hirundo Rustica) Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC 2011 - Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada; 2011. Consulté décembre 14, 2021. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/hirondelle-rustique-2011.html>
 430. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Hirondelle de Rivage (Riparia Riparia) : Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC - Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa; 2014. Consulté décembre 14, 2021. https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/hirondelle-rivage.html#_04_3
 431. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), Environnement et Changement climatique Canada. *Hirondelle de Rivage (Riparia Riparia) : Programme de Rétablissement 2022 - Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada; 2022. Consulté avril 19, 2022. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/programmes-retablissement/hirondelle-rivage-2022.html>

432. Poulin B, Tétrel C, Lefebvre G. Impact of mosquito control operations on waterbirds in a Camargue nature reserve. *Wetl Ecol Manag.* 2021;25 october. doi:10.1007/s11273-021-09834-4
433. Hallmann C, Foppen RPB, van Turnhout C a M, de Kroon H, Jongejans E. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature.* 2014;511(7509):341-343. doi:10.1038/nature13531
434. Jensen OP. Pesticide impacts through aquatic food webs. *Science.* 2019;366(6465):566-567. doi:10.1126/science.aaz6436
435. St. Louis VL, Breebaart L, Barlow JC. Foraging behaviour of Tree Swallows over acidified and nonacidic lakes. *Can J Zool.* 1990;68(11):2385-2392. doi:10.1139/z90-331
436. Imlay TL, Mann HAR, Leonard ML. No effect of insect abundance on nestling survival or mass for three. *Avian Conserv Ecol.* 2017;12(2):19 (4-13).
437. Imlay TL, Flemming JM, Saldanha S, Wheelwright NT, Leonard ML. Breeding phenology and performance for four swallows over 57 years: relationships with temperature and precipitation. *Ecosphere.* 2018;9(4):e02166. doi:10.1002/ecs2.2166
438. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC Sur L'Hirondelle de Rivage (Riparia Riparia) Au Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada; 2013. www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm
439. Foucart S. Les oiseaux disparaissent des campagnes françaises à une « vitesse vertigineuse ». *Le Monde.* http://www.lemonde.fr/biodiversite/article/2018/03/20/les-oiseaux-disparaissent-des-campagnes-francaises-a-une-vitesse-vertigineuse_5273420_1652692.html#WU1KpJoJPKk71pvo.99. Publié mars 20, 2018. Consulté mai 5, 2018.
440. Gauthier J, Aubry Y. *Les Oiseaux Nicheurs Du Québec : Atlas Des Oiseaux Nicheurs Du Québec Méridional.* Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal,; 1995. https://www.atlas-oiseaux.qc.ca/1eratlas_fr.jsp
441. Nocera JJ, Blais JM, Beresford D V., et al. Historical pesticide applications coincided with an altered diet of aerially foraging insectivorous chimney swifts. *Proc R Soc B Biol Sci.* 2012;279(1740):3114-3120. doi:10.1098/rspb.2012.0445
442. Hanowski JM, Niemi GJ, Lima AR, Regal RR. Do Mosquito Control Treatments of Wetlands Affect Red-Winged Blackbird (*Agelaius Phoeniceus*) Growth, Reproduction, or Behavior? *Environ Toxicol Chem.* 1997;16(5):1014-1019.
443. Hanowski JM, Niemi GJ, Lima AR, Regal RR. Response of breeding birds to mosquito control treatments of wetlands. *Wetlands.* 1997;17(4):485-492. doi:10.1007/BF03161514
444. Rioux Paquette S, Garant D, Pelletier F, Bélisle M. Seasonal patterns in Tree Swallow prey (Diptera) abundance are affected by agricultural intensification. *Ecol Appl.* 2013;23(1):122-133. doi:10.1890/12-0068.1
445. Rioux Paquette SS, Pelletier F, Garant D, Bélisle M. Severe recent decrease of adult body mass in a declining insectivorous bird population. *Proc R Soc B Biol Sci.* 2014;281:20140649. doi:10.1098/rspb.2014.0649
446. Poisson MC, Garrett DR, Sigouin A, et al. Assessing pesticides exposure effects on the reproductive performance of a declining aerial insectivore. *Ecol Appl.* 2021;31(7):e02415. doi:10.1002/eap.2415
447. Sigouin A, Bélisle M, Garant D, Pelletier F. Agricultural pesticides and ectoparasites: Potential combined effects on the physiology of a declining aerial insectivore. *Conserv Physiol.* 2021;9(1):1-16. doi:10.1093/conphys/coab025
448. Bellavance V, Bélisle M, Savage J, Pelletier F, Garant D. Influence of agricultural intensification on prey availability and nestling diet in Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*). *Can J Zool.*

- 2018;96(6):1053–1065.
449. Blancher PJ, McNicol DK. Tree swallow diet in relation to wetland acidity. *Can J Zool.* 1991;69(10):2629-2637. doi:10.1139/z91-370
 450. Environnement Canada (EC). *Programme de Rétablissement de l'Engoulevent d'Amérique (Chordeiles Minor) Au Canada. Série de Programmes de Rétablissement de La Loi Sur Les Espèces En Péril.* Environnement Canada, Ottawa; 2016. http://publications.gc.ca/collections/collection_2016/ecccc/En3-4-234-2016-fra.pdf
 451. Environnement Canada (EC). *Programme de Rétablissement de l'Engoulevent Bois-Pourri (Antrostomus Vociferus) Au Canada.*; 2015. http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/document/default_f.cfm?documentID=2736
 452. Schrauth FE, Wink M. Changes in species composition of birds and declining number of breeding territories over 40 years in a nature conservation area in southwest Germany. *Diversity.* 2018;10(3):97. doi:10.3390/d10030097
 453. Pinder LC V. Biology of Freshwater Chironomidae. *Ann Rev Entomol.* 1986;31(3):1-23. doi:10.2307/2403305
 454. Raunio J, Heino J, Paasivirta L. Non-biting midges in biodiversity conservation and environmental assessment: Findings from boreal freshwater ecosystems. *Ecol Indic.* 2011;11(5):1057-1064. doi:10.1016/j.ecolind.2010.12.002
 455. Dessborn L, Elmberg J, Nummi P, Pöysä H, Sjöberg K. Hatching in dabbling ducks and emergence in chironomids: A case of predator-prey synchrony? *Hydrobiologia.* 2009;636(1):319-329. doi:10.1007/s10750-009-9962-y
 456. Hansson L-A, Ekvall MK, Ekvall MT, et al. Experimental evidence for a mismatch between insect emergence and waterfowl hatching under increased spring temperatures. *Ecosphere.* 2014;5(9):120. doi:10.1890/es14-00133.1
 457. Holopainen S, Arzel C, Dessborn L, et al. Habitat use in ducks breeding in boreal freshwater wetlands: a review. *Eur J Wildl Res.* 2015;61(3):339-363. doi:10.1007/s10344-015-0921-9
 458. Mazzacano C, Black SH. *Ecologically Sound Mosquito Management in Wetlands. An Overview of Mosquito Control Practices, the Risks, Benefits, and Nontarget Impacts, and Recommendations on Effective Practices That Control Mosquitoes, Reduce Pesticide Use, and Protect Wetlands.* The Xerces Society for Invertebrate Conservation; 2013. <https://www.xerces.org/publications/scientific-reports/ecologically-sound-mosquito-management-in-wetlands>
 459. Gunnarsson G, Elmberg J, Sjöberg K, Pöysä H, Nummi P. Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Can J Zool.* 2004;82(11):1698-1703. doi:10.1139/z04-153
 460. Robert M, Hachey M-H, Lepage D, Couturier AR. *Deuxième Atlas Des Oiseaux Nicheurs Du Québec Méridional.* (Robert M, Hachey M-H, Lepage D, Couturier AR, eds.). Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada), Études d'oiseaux Canada; 2019.
 461. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). *Évaluation et Rapport de Situation Du COSEPAC Sur L'Arlequin Plongeur Histrionicus Histrionicus Population de l'Est Au Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa.; 2013. http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/CW69-14-274-2014-fra.pdf
 462. Gouvernement du Canada. Loi sur les espèces en péril. Annexe 1. Liste des espèces en péril. Gouvernement du Canada - Site Web de la législation (Justice). Consulté mai 5, 2020. <https://laws.justice.gc.ca/fra/lois/S-15.3/page-17.html#h-425427>
 463. Robert M, Cloutier L. Summer food habits of Harlequin ducks in eastern North America. *Wilson Bull.* 2001;113(1):78-84. doi:10.1676/0043-5643(2001)113[0078:SFHOHD]2.0.CO;2
 464. Bengtson AS, Ornis S, Scandinavian S. Breeding Ecology of the Harlequin Duck Histrionicus

- histrionicus (L .) in Iceland. *Ornis Scand (Scandinavian J Ornithol.* 1972;3(1):1-19. <https://www.jstor.org/stable/3676161>
465. Environnement Canada. *Plan de Gestion Du Garrot d'Islande (Bucephala Islandica), Population de l'Est, Au Canada [Proposition]. Série de Plans de Gestion de La Loi Sur Les Espèces En Péril.*; 2011. https://www.sararegistry.gc.ca/virtual_sara/files/plans/mp_barrow%27s_goldeneye_eastern_population_f.pdf
 466. Einarsson Á. Distribution and movements of Barrow's Goldeneye *Bucephala islandica* young in relation to food. *Ibis (Lond 1859)*. 1988;130(2):153-163. doi:10.1111/j.1474-919X.1988.tb00967.x
 467. Eadie JM, Savard J-PL, Mallory ML. Barrow's Goldeneye - *Bucephala islandica*. In: Poole AF, Gill FB, eds. *Birds of the World (Version 1.0)*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY; 2020. Consulté mai 5, 2020. <https://birdsoftheworld.org/bow/species/bargol/1.0/introduction>
 468. Sopuck L, Ovaska K, Whittington B. Responses of Songbirds To Aerial Spraying of the Microbial Insecticide *Bacillus Thuringiensis* Var. *Kurstaki* (Foray 48B®) on Vancouver Island, British Columbia, Canada. *Environ Toxicol Chem.* 2002;21(8):1664–1672. doi:10.1897/1551-5028(2002)021<1664:rosta>2.0.co;2
 469. Norton ML, Bendell JF, Bendell-Young LI, LeBlanc CW. Secondary effects of the pesticide *Bacillus thuringiensis kurstaki* on chicks of spruce grouse (*Dendragapus canadensis*). *Arch Environ Contam Toxicol.* 2001;41(3):369-373. doi:10.1007/s002440010261
 470. Rodenhouse NL, Holmes RT. Results of Experimental and Natural Food Reductions for Breeding Black-Throated Blue Warblers. *Ecology.* 1992;73(1):357-372. <https://www.jstor.org/stable/1938747>
 471. Awkerman JA, Marshall MR, Williams AB, Gale GA, Cooper RJ, Raimondo S. Assessment of indirect pesticide effects on worm-eating warbler populations in a managed forest ecosystem. *Environ Toxicol Chem.* 2011;30(8):1843-1851. doi:10.1002/etc.559
 472. Drilling N, Titman RD, McKinney F. Mallard (*Anas platyrhynchos*). In: Billerman SM, ed. *Birds of the World (Version 1.0)*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA; 2020. doi:10.2173/bna.mallar3.01
 473. LeSchack CR, McKinght SK, Hepp GR. Gadwall (*Anas strepera*). Poole A, Gill F, eds. *Birds North Am Online (Cornell Lab Ornithol Ithaca, NY, USA)*. Publié online 1997. doi:10.2173/bna.283
 474. Pimm SL. Complexity and Stability: Another Look at MacArthur's Original Hypothesis. *Oikos.* 1979;33(3):351. doi:10.2307/3544322
 475. Pimm SL. Food Web Design and the Effect of Species Deletion. *Oikos.* 1980;35(2):139-149. doi:10.2307/3544422
 476. Landi P, Minoarivelo HO, Brännström Å, Hui C, Dieckmann U. Complexity and stability of ecological networks: a review of the theory. *Popul Ecol.* 2018;60(4):319-345. doi:10.1007/s10144-018-0628-3
 477. Loreau M, de Mazancourt C. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecol Lett.* 2013;16(SUPPL.1):106-115. doi:10.1111/ele.12073
 478. Dakos V, Carpenter SR, van Nes EH, Scheffer M. Resilience indicators: prospects and limitations for early warnings of regime shifts. *Philos Trans R Soc B Biol Sci.* 2014;370:20130263. doi:10.1098/rstb.2013.0263
 479. Jacquet C, Moritz C, Morissette L, et al. No complexity–stability relationship in empirical ecosystems. *Nat Commun.* 2016;7(aout):12573. doi:10.1038/ncomms12573
 480. Kuiper JJ, van Altena C, De Ruiter PC, van Gerven LP a., Janse JH, Mooij WM. Food-web stability signals critical transitions in temperate shallow lakes. *Nat Commun.* 2015;6:7727. doi:10.1038/ncomms8727
 481. Heleno RH, Ripple WJ, Traveset A. Scientists' warning on endangered food webs. *Web Ecol.*

2020;20(1):1-10. doi:10.5194/we-20-1-2020

482. Les espèces de chauves-souris du Québec. Chauves-souris aux abris - CSBQ. Publié 2017. Consulté septembre 24, 2018. <https://chauve-souris.ca/les-especes-de-chauves-souris-du-quebec>
483. Environnement Canada (EC). *Programme de Rétablissement de La Petite Chauve-Souris Brune (Myotis Lucifugus), de La Chauve-Souris Nordique (Myotis Septentrionalis) et de La Pipistrelle de l'Est (Perimyotis Subflavus) Au Canada [Proposition]*. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Environnement Canada; 2015.
484. Mineau P, Callaghan C. Neonicotinoid insecticides and bats: an assessment of the direct and indirect risks. Publié 2018. Consulté novembre 4, 2019. http://cwf-fcf.org/en/resources/research-papers/1809-014-Bats-and-Neonics-Report-high_rez.pdf
485. Henry M, Thomas DW, Vaudry R, Carrier M. Foraging distances and home range of pregnant and lactating little brown bats (*Myotis lucifugus*). *J Mammal*. 2002;83(3):767-774. doi:10.1644/1545-1542(2002)083<0767:FDAHRO>2.0.CO;2
486. Mezzomo BP, Miranda-Vilela AL, Pereira Barbosa LC, Albernaz VL, Grisolia CK. Hematotoxicity and Genotoxicity Evaluations in Swiss Mice Intraperitoneally Exposed to *Bacillus thuringiensis* (var *kurstaki*) Spore Crystals Genetically Modified to Express Individually Cry1Aa, Cry1Ab, Cry1Ac, or Cry2Aa. *Environ Toxicol*. 2015;31(8):970-978. doi:10.1002/tox.22106
487. Curbelo A, Mancebo A, Molier T, et al. Assessment of the *in vivo* genotoxicity of a new formulation of *Bacillus thuringiensis* var *israelensis* SH-14. *Toxicol Environ Chem*. 2011;93(4):691-699. doi:10.1080/02772248.2011.556637
488. Curbelo AV, Salgado YR, Arnaez GP, et al. In vivo Genotoxic Evaluation of Biological and Organic Pesticides and Fertilizers. *Sci Int*. 2013;1(4):98-102. doi:10.5567/sciintl.2013.98.102
489. Freire IDS, Miranda-Vilela AL, Fascineli ML, et al. Evaluation of cytotoxicity, Genotoxicity and hematotoxicity of the recombinant spore-crystal complexes Cry1Ia, Cry10Aa and Cry1Ba6 from *bacillus thuringiensis* in swiss mice. *Ecotoxicology*. 2014;23:267–272. doi:10.3390/toxins6102872
490. Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM). *Risk Assessment of the Biological Plant Protection Product Turex 50 WG, with the Organism Bacillus Thuringiensis Ssp. Aizawai CG-91. Opinion of the Panel of Plant Protection Products of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. VKM Report 2016: .*; 2016.
491. Gonsalves L, Lamb S, Webb C, Law B, Monamy V. Do mosquitoes influence bat activity in coastal habitats? *Wildl Res*. 2013;40:10-24. doi:10.1071/WR12148
492. Gonsalves L, Law B, Webb C, Monamy V. Foraging Ranges of Insectivorous Bats Shift Relative to Changes in Mosquito Abundance. *PLoS One*. 2013;8(5):e64081. doi:10.1371/journal.pone.0064081
493. Rainey WE, Power ME, Clinton S. *Temporal and Spatial Variation in Aquatic Insect Emergence and Bat Activity in a Restored Floodplain Wetland. Final Report to CALFED.*; 2006. <http://ib.berkeley.edu/labs/power/publications.php>
494. Clare EL, Symondson WOC, Broders H, et al. The diet of *Myotis lucifugus* across Canada: Assessing foraging quality and diet variability. *Mol Ecol*. 2014;23(15):3618-3632. doi:10.1111/mec.12542
495. Anthony ELP, Kunz TH. Feeding Strategies of the Little Brown Bat, *Myotis Lucifugus*, in Southern New Hampshire. *Ecology*. 1977;58(4):775-786. doi:10.2307/1936213
496. Rydell J, McNeill DP, Eklöf J. Capture success of little brown bats (*Myotis lucifugus*) feeding on mosquitoes. *J Zool*. 2002;256(3):379-381. doi:10.1017/S0952836902000419
497. Clare EL, Barber BR, Sweeney BW, Hebert PDN, Fenton MB. Eating local: Influences of habitat on the diet of little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Mol Ecol*. 2011;20(8):1772-1780. doi:10.1111/j.1365-294X.2011.05040.x

498. Wray AK, Jusino MA, Banik MT, et al. Incidence and taxonomic richness of mosquitoes in the diets of little brown and big brown bats. *J Mammal.* 2018;3(1):668–674. doi:10.1093/jmammal/gyy044
499. Clare EL, Symondson WOC, Fenton MB. An inordinate fondness for beetles? Variation in seasonal dietary preferences of night-roosting big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Mol Ecol.* 2014;23(15):3633-3647. doi:10.1111/mec.12519
500. Clare EL, Fraser EE, Braid HE, Fenton MB, Hebert PDN. Species on the menu of a generalist predator, the eastern red bat (*Lasiurus borealis*): Using a molecular approach to detect arthropod prey. *Mol Ecol.* 2009;18(11):2532-2542. doi:10.1111/j.1365-294X.2009.04184.x
501. Reiskind MH, Wund MA. Experimental assessment of the impacts of northern long-eared bats on ovipositing culex (Diptera: Culicidae) mosquitoes. *J Med Entomol.* 2009;46(5):1037-1044. doi:10.1603/033.046.0510
502. Reimer JP, Baerwald EF. Diet of Hoary (*Lasiurus cinereus*) and Silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) Bats While Migrating Through Southwestern Alberta in Late Summer and Autumn. *Am Midl Nat.* 2009;164:230-237.
503. Encarnação JA, Dietz M. Estimation of food intake and ingested energy in Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) during pregnancy and spermatogenesis. *Eur J Wildl Res.* 2006;52(4):221-227. doi:10.1007/s10344-006-0046-2
504. Arnold A, Scholz A, Storch V, Braun M. Zur Rauhhaufledermaus (*Pipistrellus nathusii* Keyserling & Blasius, 1839) in den nordbadischen Rheinauen. *Carolinea.* 1996;54:149-158. https://www.zobodat.at/publikation_volumes.php?id=47873
505. Arnold A, Braun M, Becker N, Storch V. Beitrag zur Ökologie der Wasserfledermaus (*Myotis daubentonii*) in Nordbaden. *Carolinea.* 1998;56:103-110. https://www.zobodat.at/publikation_volumes.php?id=47880
506. Arnold A, Braun M, Becker N, Storch V. Zur Nahrungsökologie von Wasser- und Rauhhaufledermaus in den nordbadischen Rheinauen. *Carolinea.* 2000;58:257-263.
507. Vesterinen EJ, Lilley T, Laine VN, Wahlberg N. Next generation sequencing of fecal DNA reveals the dietary diversity of the widespread insectivorous predator Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*) in southwestern Finland. *PLoS One.* 2013;8(11):e82168. doi:10.1371/journal.pone.0082168
508. Vesterinen EJ, Ruokolainen L, Wahlberg N, et al. What you need is what you eat? Prey selection by the bat *Myotis daubentonii*. *Mol Ecol.* 2016;25(7):1581-1594. doi:10.1111/mec.13564
509. Vesterinen EJ, Puisto AIE, Blomberg AS, Lilley TM. Table for five, please: Dietary partitioning in boreal bats. *Ecol Evol.* 2018;8:10914-10937. doi:10.1002/ece3.4559
510. de Jong J, Ahlén I. Factors Affecting the Distribution Pattern of Bats in Uppland, Central Sweden. *Holarct Ecol.* 1991;14(2):92-96.
511. Vaughan N. The diets of British bats (Chiroptera). *Mamm Rev.* 1997;27(2):77-94. doi:10.1111/j.1365-2907.1997.tb00373.x
512. Sample BE, Whitmore RC. Food habits of the endangered Virginia big-eared bat in West Virginia. *J Mammal.* 1993;74(2):428-435. doi:10.2307/1382399
513. Fayolle S, Bertrand C, Logez M, Franquet E. Corrigendum: Does mosquito control by Bti spraying affect the phytoplankton community? A 5-year study in Camargue temporary wetlands (France). *Ann Limnol - Int J Limnol.* 2016;52(January):1-11. doi:10.1051/limn/2015027
514. Koskella J, Stotzky G. Larvicidal toxins from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki*, *morrisoni* (strain *tenebrionis*), and *israelensis* have no microbicidal or microbiostatic activity against selected bacteria, fungi, and algae in vitro. *Can J Microbiol.* 2002;48:262-267. doi:10.1139/W02-005
515. Östman Ö, Lundström JO, Vinnersten TZP. Effects of mosquito larvae removal with *Bacillus*

- thuringiensis israelensis (Bti) on natural protozoan communities. *Hydrobiologia*. 2008;607(1):231-235. doi:10.1007/s10750-008-9387-z
516. Duguma D, Hall MW, Rugman-Jones P, Stouthamer R, Neufeld JD, Walton WE. Microbial communities and nutrient dynamics in experimental microcosms are altered after the application of a high dose of Bti. *J Appl Ecol*. 2015;52(3):763-773. doi:10.1111/1365-2664.12422
 517. Su T, Mulla MS. Microbial agents *Bacillus thuringiensis* ssp. *israelensis* and *Bacillus sphaericus* suppress eutrophication, enhance water quality, and control mosquitoes in microcosms. *Environ Entomol*. 1999;28(4):761-767. doi:10.1093/ee/28.4.761
 518. Wang J, Chen X, Li Y, Su C, Ding J, Peng Y. Green algae (*Chlorella pyrenoidosa*) adsorbs *Bacillus thuringiensis* (Bt) toxin, Cry1Ca insecticidal protein, without an effect on growth. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2014;106:6-10. doi:10.1016/j.ecoenv.2014.04.026
 519. Negri AP, Soo RM, Flores F, Webster NS. *Bacillus* Insecticides are not Acutely Harmful to Corals and Sponges. *Mar Ecol Prog Ser*. 2009;381:157-165. doi:10.3354/meps07933
 520. Tetreau G, Grizard S, Patil CD, et al. Bacterial microbiota of *Aedes aegypti* mosquito larvae is altered by intoxication with *Bacillus thuringiensis israelensis*. *Parasites and Vectors*. 2018;11(1):121. doi:10.1186/s13071-018-2741-8
 521. Sehna L, Brammer-Robbins E, Wormington AM, et al. Microbiome Composition and Function in Aquatic Vertebrates: Small Organisms Making Big Impacts on Aquatic Animal Health. *Front Microbiol*. 2021;12(mars). doi:10.3389/fmicb.2021.567408
 522. Ross AA, Rodrigues Hoffmann A, Neufeld JD. The skin microbiome of vertebrates. *Microbiome*. 2019;7:79. doi:10.1186/S40168-019-0694-6
 523. Callewaert C, Ravard Helffer K, Lebaron P. Skin Microbiome and its Interplay with the Environment. *Am J Clin Dermatol*. 2020;21(Suppl 1):S4-S11. doi:10.1007/S40257-020-00551-X
 524. Kelly P, Alderton G, Scanlon ST, Ash C. A multiplicity of microbiomes. *Science*. 2022;950(6596):932. doi:10.2307/j.ctv1503g55.11
 525. Tabashnik BE, Van Rensburg JBJ, Carrière Y. Field-Evolved Insect Resistance to Bt Crops: Definition, Theory, and Data. *J Econ Entomol*. 2009;102(6):2011-2025.
 526. Bonin A, Paris M, Frérot H, Bianco E, Tetreau G, Després L. The genetic architecture of a complex trait: Resistance to multiple toxins produced by *Bacillus thuringiensis israelensis* in the dengue and yellow fever vector, the mosquito *Aedes aegypti*. *Infect Genet Evol*. 2015;35:204-213. doi:10.1016/j.meegid.2015.07.034
 527. Tabashnik B. Evolution of Resistance to *Bacillus thuringiensis*. *Annu Rev Entomol*. 1994;39(1):47-79. doi:10.1146/annurev.ento.39.1.47
 528. Ferré J, Van Rie J. Biochemistry and Genetics of Insect Resistance to *Bacillus thuringiensis*. *Annu Rev Entomol*. 2002;47(1):501-533. doi:10.1146/annurev.ento.47.091201.145234
 529. De Almeida Melo AL, Soccol VT, Soccol CR. *Bacillus thuringiensis*: mechanism of action, resistance, and new applications: a review. *Crit Rev Biotechnol*. 2016;36(2):317-326. doi:10.3109/07388551.2014.960793
 530. Siegwart M, Graillot B, Blachere Lopez C, et al. Resistance to bio-insecticides or how to enhance their sustainability: a review. *Front Plant Sci*. 2015;6(Article 381):1-19. doi:10.3389/fpls.2015.00381
 531. Becker N, Ludwig M. Investigations on Possible Resistance in *Aedes vexans* field populations after a 10-year application of *Bacillus thuringiensis israelensis*. *Journal Am Mosq Control Assoc*. 1993;9(2):221-224.
 532. Becker N, Ludwig M, Su T. Lack of Resistance in *Aedes vexans* Field Populations After 36 Years of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* Applications in the Upper Rhine Valley, Germany. *J Am Mosq Control Assoc*. 2018;34(2):154-157.

533. Boyer S, Paris M, Jegou S, Lempérière G, Ravanel P. Influence of insecticide *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* treatments on resistance and enzyme activities in *Aedes rusticus* larvae (Diptera: Culicidae). *Biol Control*. 2012;62(2):75-81. doi:10.1016/j.biocontrol.2012.02.001
534. Boyer S, Tilquin M, Ravanel P. Differential sensitivity to *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and temephos in field mosquito populations of *Ochlerotatus cataphylla* (Diptera: Culicidae): Toward resistance? *Environ Toxicol Chem*. 2007;26(1):157-162. doi:10.1897/06-205R.1
535. Paris M, Boyer S, Bonin A, Collado A, David JP, Després L. Genome scan in the mosquito *Aedes rusticus*: Population structure and detection of positive selection after insecticide treatment. *Mol Ecol*. 2010;19(2):325-337. doi:10.1111/j.1365-294X.2009.04437.x
536. Paris M, Tetreau G, Laurent F, Lelu M, Després L, David JP. Persistence of *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) in the environment induces resistance to multiple Bti toxins in mosquitoes. *Pest Manag Sci*. 2011;67(1):122-128. doi:10.1002/ps.2046
537. Paris M, Melodelima C, Coissac E, et al. Transcription profiling of resistance to Bti toxins in the mosquito *Aedes aegypti* using next-generation sequencing. *J Invertebr Pathol*. 2012;109(2):201-208. doi:10.1016/j.jip.2011.11.004
538. Després L, Stalinski R, Faucon F, et al. Chemical and biological insecticides select distinct gene expression patterns in *Aedes aegypti* mosquito. *Biol Lett*. 2014;10:20140716. doi:10.1098/rsbl.2014.0716
539. Tetreau G, Bayyareddy K, Jones CM, et al. Larval midgut modifications associated with Bti resistance in the yellow fever mosquito using proteomic and transcriptomic approaches. *BMC Genomics*. 2012;13(1). doi:10.1186/1471-2164-13-248
540. Tetreau G, Stalinski R, David JP, Després L. Increase In Larval Gut Proteolytic Activities And Bti Resistance In The Dengue Fever Mosquito. *Arch Insect Biochem Physiol*. 2013;82(2):71-83. doi:10.1002/arch.21076
541. Paris M, Marcombe S, Coissac E, Corbel V, David JP, Després L. Investigating the genetics of Bti resistance using mRNA tag sequencing: Application on laboratory strains and natural populations of the dengue vector *Aedes aegypti*. *Evol Appl*. 2013;6(7):1012-1027. doi:10.1111/eva.12082
542. Carvalho KDS, Crespo MM, Araújo AP, et al. Long-term exposure of *Aedes aegypti* to *Bacillus thuringiensis* svar. *israelensis* did not involve altered susceptibility to this microbial larvicide or to other control agents. *Parasites and Vectors*. 2018;11(1):1-11. doi:10.1186/s13071-018-3246-1
543. Saleh MS, El-Meniawi FA, Kelada NL, Zahran HM. Resistance development in mosquito larvae *Culex pipiens* to the bacterial agent *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*. *J Appl Entomol*. 2003;127(1):29-32. doi:10.1046/j.1439-0418.2003.00703.x
544. Paris M, David JP, Després L. Fitness costs of resistance to Bti toxins in the dengue vector *Aedes aegypti*. *Ecotoxicology*. 2011;20(6):1184-1194. doi:10.1007/s10646-011-0663-8
545. Silva-Filha MHNL. Resistance of Mosquitoes to Entomopathogenic Bacterial-Based Larvicides: Current Status and Strategies for Management (Chapter 15). In: Fiuza LM, Polanczyk RA, Crickmore N, eds. *Bacillus Thuringiensis and Lysinibacillus Sphaericus. Characterization and Use in the Field of Biocontrol*. Springer; 2017:239-257. doi:10.1007/978-3-319-56678-8
546. de Bortoli CP, Jurat-Fuentes JL. Mechanisms of resistance to commercially relevant entomopathogenic bacteria. *Curr Opin Insect Sci*. 2019;33:56-62. doi:10.1016/j.cois.2019.03.007
547. Heckel DG. How do toxins from *Bacillus thuringiensis* kill insects? An evolutionary perspective. *Arch Insect Biochem Physiol*. 2020;104(2):1-12. doi:10.1002/arch.21673
548. Santos EM de M, Chalegre KD de M, Albuquerque AL de, Regis L, Oliveira CMF de, Silva-Filha MHNL. Frequency of resistance alleles to *Lysinibacillus sphaericus* in a *Culex quinquefasciatus* population treated with a *L. sphaericus*/Bti biolarvicide. *Biol Control*. 2019;132(septembre 2018):95-101. doi:10.1016/j.biocontrol.2019.02.006
549. Carrasco D, Lefèvre T, Moiroux N, Pennetier C, Chandre F, Cohuet A. Behavioural adaptations of

- mosquito vectors to insecticide control. *Curr Opin Insect Sci.* 2019;34:48-54. doi:10.1016/j.cois.2019.03.005
550. Benelli G, Jeffries CL, Walker T. Biological control of mosquito vectors: Past, present, and future. *Insects.* 2016;7(4):1-18. doi:10.3390/insects7040052
 551. European Union, EU. Directive 91/414/CEE du Conseil, du 15 juillet 1991, concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Publié 1991. Consulté octobre 20, 2020. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A31991L0414>
 552. Martinou AF, Schäfer SM, Bueno Mari R, et al. A call to arms: Setting the framework for a code of practice for mosquito management in European wetlands. *J Appl Ecol.* 2020;57:1012–1019. doi:10.1111/1365-2664.13631
 553. McDermott EG, Mullens BA. The dark side of light traps. *J Med Entomol.* 2018;55(2):251-261. doi:10.1093/jme/tjx207
 554. In2Care. The In2Care Mosquito Trap. In2Care. Publié 2017. Consulté août 13, 2019. <http://www.in2care.org/>
 555. Snetselaar J, Andriessen R, Suer R a., Osinga AJ, Knols BGJ, Farenhorst M. Development and evaluation of a novel contamination device that targets multiple life-stages of *Aedes aegypti*. *Parasit Vectors.* 2014;7:200. doi:10.1186/1756-3305-7-200
 556. Andriessen R, Snetselaar J, Suer R a., et al. Electrostatic coating enhances bioavailability of insecticides and breaks pyrethroid resistance in mosquitoes. *Proc Natl Acad Sci.* 2015;112(39):12081-12086. doi:10.1073/pnas.1510801112
 557. Buckner EA, Williams KF, Marsicano AL, Mark D, Lesser CR. Evaluating the Vector Control Potential of the In2Care ® Mosquito Trap Against *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* Under Semifield Conditions in Manatee County , Florida. *J Am Mosq Control Assoc.* 2017;33(3):193-199.
 558. Biogents. Biogents Mosquito Traps. Biogents. Consulté novembre 20, 2018. <https://eu.biogents.com/mosquito-traps/>
 559. Englbrecht C, Gordon S, Venturelli C, Rose A, Geier M. Evaluation of BG-sentinel trap as a management tool to reduce aedes albopictus nuisance in an urban environment in Italy. *J Am Mosq Control Assoc.* 2015;31(1):16-25. doi:10.2987/14-6444.1
 560. Geier M, Englbrecht C, Carey B, Horton S, Rose A. Innovative mosquito control: Reducing human landing rates through new innovative mosquito traps.pdf. In: *Proceedings of the 23rd Scientific and Educational Seminar DDD and ZUPP 2011. Korunic, Zagreb, Croatia.* ; 2011:121-132. <https://www.cabi.org/ISC/FullTextPDF/2011/20113201359.pdf>
 561. Akaratovic KI, Kiser JP, Gordon S, Abadam CF. Evaluation of the Trapping Performance of Four Biogents AG Traps and Two Lures for the Surveillance of *Aedes albopictus* and Other Host-Seeking Mosquitoes. *J Am Mosq Control Assoc.* 2017;33(2):108-115. doi:10.2987/16-6596.1
 562. Akhoundi M, Jourdain F, Chandre F, Delaunay P, Roiz D. Effectiveness of a field trap barrier system for controlling *Aedes albopictus*: a “removal trapping” strategy. *Parasit Vectors.* 2018;11:101. doi:10.1186/s13071-018-2691-1
 563. Degener CM, Geier M, Kline D, et al. Field trials to evaluate the effectiveness of the biogentst-sweetscent lure in combination with several commercial mosquito traps and to assess the effectiveness of the biogents-mosquitaire trap with and without carbon dioxide. *J Am Mosq Control Assoc.* 2019;35(1):32-39. doi:10.2987/18-6790.1
 564. Qista. Solution anti-moustique. Qista. Publié 2017. Consulté novembre 20, 2018. <https://qista.eu/fr/concept-anti-moustique>
 565. Poulin B, Lefebvre G, Muranyi-Kovacs C, Hilaire S. Mosquito Traps: An Innovative, Environmentally Friendly Technique to Control Mosquitoes. *Int J Environ Res Public Health.* 2017;14(3):313. doi:10.3390/ijerph14030313

566. GDG Environnement. *Rapport d'étude Entomologique Pour La Ville de Châteauguay, 2016*. GDG Environnement; 2016.
567. Moreau S, GDG Environnement. *Rapport d'exécution. Contrôle Biologique Des Insectes Piqueurs. Ville de Pointe-à-La-Croix 2018. Document Préparé à l'intention Du Ministère Des Forêts, de La Faune et Des Parcs Du Québec - Direction Régionale de La Gaspésie-Îles-de-La-Madeleine*; 2018.
568. Radio-Canada (d'après le reportage de Jérôme Lévesque-Boucher). Une municipalité s'attaque aux moustiques. Radio-Canada. Publié 2017. Consulté novembre 12, 2019. <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1049788/piege-moustique-saint-andre-kamouraska>
569. Gendron S. Un million de moustiques capturés dans des pièges. Ils serviront à nourrir des truites. Le Journal de Québec. Publié 2018. Consulté novembre 16, 2018. <https://www.journaldequebec.com/2018/09/10/un-million-de-moustiques-captures-dans-des-pieges>
570. Centers for Disease Control and Prevention (CDC). Zika Virus - Prevent Mosquito Bites. CDC. Publié 2019. Consulté novembre 21, 2019. <https://www.cdc.gov/zika/prevention/prevent-mosquito-bites.html>
571. Santé Canada. Insectifuges. Canada.ca. Publié 2019. Consulté novembre 13, 2019. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sujet-pesticides/insectifuges.html>
572. Onyett H, Société canadienne de pédiatrie. La prévention des piqûres de moustiques et de tiques : une mise à jour canadienne (Paediatr Child Health 2014;19(6):329-332. Société canadienne de pédiatrie. Publié 2019. Consulté janvier 13, 2020. <https://www.cps.ca/fr/documents/position/prevention-piqures-de-moustiques-et-de-tiques>
573. Syed Z, Leal WS. Mosquitoes smell and avoid the insect repellent DEET. *Proc Natl Acad Sci*. 2008;105(36):13598-13603. doi:10.1073/pnas.0805312105
574. Health Canada Pest Management Regulatory Agency, ARLA. Registration Decision: Icaridin. 2012;(mars):7. http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/decisions/rd2012-05/rd2012-05-eng.pdf
575. Agence de réglementation de la lutte Antiparasitaire (ARLA). Décision d'homologation RD2014-05, p-menthane-3,8-diol et composés d'huile d'eucalyptus citronné apparentés - Canada.ca. Publié 2014. Consulté novembre 13, 2019. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/rapports-publications/pesticides-lutte-antiparasitaire/decisions-mises-jour/decision-homologation/2014/menthane-3-8-diol-rd2014-05.html>
576. Xu P, Choo Y-M, De La Rosa A, Leal WS. Mosquito odorant receptor for DEET and methyl jasmonate. *Proc Natl Acad Sci*. 2014;111(46):16592-16597. doi:10.1073/pnas.1417244111
577. Drakou CE, Tsitsanou KE, Potamitis C, Fessas D, Zervou M, Zographos SE. The crystal structure of the AgamOBP1-Icaridin complex reveals alternative binding modes and stereo-selective repellent recognition. *Cell Mol Life Sci*. 2016;74(2):319-338. doi:10.1007/s00018-016-2335-6
578. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, ARLA. Rapport d'évaluation ERC2015-01, Métofluthrine - Canada.ca. Gouvernement Canada. Publié décembre 7, 2015. Consulté juillet 7, 2022. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/rapports-publications/pesticides-lutte-antiparasitaire/decisions-mises-jour/rapport-evaluation/2015/metofluthrine-erc2015-01.html>
579. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada, ARLA. 1R-trans pralléthrine, et préparations commerciales connexes --Projet de décision d'homologation - PRD2018-20. Gouvernement Canada - Publications.gc.ca. Publié 2018. Consulté juillet 7, 2022. https://publications.gc.ca/collections/collection_2018/sc-hc/h113-9/H113-9-2018-20-fra.pdf
580. Knepper TP. Analysis and mass spectrometric characterization of the insect repellent Bayrepel and its main metabolite Bayrepel-acid. *J Chromatogr A*. 2004;1046(1-2):159-166.

doi:10.1016/j.chroma.2004.06.067

581. Almeida RM, Han BA, Reisinger AJ, Kagemann C, Rosi EJ. High mortality in aquatic predators of mosquito larvae caused by exposure to insect repellent. *Biol Lett.* 2018;14(10):20180526. doi:10.1098/rsbl.2018.0526
582. Bellini R, Zeller H, Van Bortel W. A review of the vector management methods to prevent and control outbreaks of West Nile virus infection and the challenge for Europe. *Parasit Vectors.* 2014;7(1):323. doi:10.1186/1756-3305-7-323
583. Becker N, Langentepe-Kong SM, Tokatlian Rodriguez A, et al. Integrated control of *Aedes albopictus* in Southwest Germany supported by the Sterile Insect Technique. *Parasites and Vectors.* 2022;15(1):1-19. doi:10.1186/s13071-021-05112-7
584. Irwin P, Paskewitz S. Investigation of fathead minnows (*Pimephales promelas*) as a biological control agent of *Culex* mosquitoes under laboratory and field conditions. *J Am Mosq Control Assoc.* 2009;25(3):301-309. doi:10.2987/09-0013.1
585. Rockland County. Fathead Minnow Information - Why Use Fathead Minnows For Mosquito Control? Rockland County. Publié 2016. Consulté février 19, 2019. <http://rocklandgov.com/departments/health/environmental-health/mosquito-control/fathead-minnow-information/>
586. Irgang T. Minnows help eat away mosquito threat. USA Today. Consulté mai 12, 2017. http://usatoday30.usatoday.com/news/nation/environment/2009-07-06-mosquitofish_N.htm
587. Dunn's Fish Farm. Fathead Minnows. Dunn's Fish Farm. Publié 2014. Consulté février 19, 2019. http://www.dunnsfishfarm.com/fathead_minnows_251_prd1.htm
588. Solitude Lake Management. Stocking Minnows: A Natural Method For Mosquito Control. Solitude Lake Management. Publié 2014. Consulté février 19, 2019. <https://www.solitudelakemanagement.com/blog/stocking-minnows-a-natural-method-for-mosquito-control>
589. Sarwar M. Controlling Dengue Spreading *Aedes* Mosquitoes (*Diptera*: *Culicidae*) Using Ecological Services by Frogs , Toads and Tadpoles (*Anura*) as Predators. *Am J Clin Neurol Neurosurg.* 2015;1(1):18-24.
590. MFFP. Demande de permis SEG pour la capture d'animaux sauvages à des fins scientifiques, éducatives ou de gestion de la faune. Québec - Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Publié 2022. Consulté juillet 12, 2022. <https://mffp.gouv.qc.ca/le-ministere/permis-autorisations/permis-seg/>
591. Benelli G. Plant-borne ovicides in the fight against mosquito vectors of medical and veterinary importance: a systematic review. *Parasitol Res.* 2015;114(9):3201-3212. doi:10.1007/s00436-015-4656-z
592. Weeks ENI, Baniszewski J, Gezan SA, Allan SA, Cuda JP, Stevens BR. Methionine as a safe and effective novel biorational mosquito larvicide. *Pest Manag Sci.* 2019;75(2):346-355. doi:10.1002/ps.5118
593. Weeks ENI, Schmehl DR, Baniszewski J, et al. Safety of methionine, a novel biopesticide, to adult and larval honey bees (*Apis mellifera* L.). *Ecotoxicol Environ Saf.* 2018;149(septembre 2017):211-216. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.11.026
594. Ochola JB, Mutero CM, Marubu RM, Haller BF, Hassanali A, Lwande W. Mosquitoes Larvicidal Activity of *Ocimum kilimandscharicum* Oil Formulation under Laboratory and Field-Simulated Conditions. *Insects.* 2022;13(2):1-15. doi:10.3390/insects13020203
595. Duvall LB, Ramos-Espiritu L, Barsoum KE, Glickman JF, Vossall LB. Small-Molecule Agonists of *Ae. aegypti* Neuropeptide Y Receptor Block Mosquito Biting. *Cell.* 2019;176(4):687-701.e5. doi:10.1016/j.cell.2018.12.004
596. Benelli G, Caselli A, Canale A. Nanoparticles for mosquito control: Challenges and constraints. *J*

597. Benelli G, Maggi F, Pavela R, et al. Mosquito control with green nanopesticides : towards the One Health approach ? A review of non-target effects. *Environ Sci Pollut Res*. 2018;25:10184-10206. doi:10.1007/s11356-017-9752-4
598. EID Méditerranée. Un acteur de l'aménagement du territoire. EID Méditerranée. Publié 2013. Consulté février 4, 2019. <http://www.eid-med.org/page/historique>
599. EID méditerranée, Entente Interdépartementale pour la Démoustication du littoral méditerranéen. *Rapport d ' Activités #2016.*; 2017.
600. Allgeier S, Kümmich F, Kästel A, Brühl C. Indirekte Effekte der BTI-Behandlung auf das Nahrungsnetz: Molche und Libellen. Poster Presentation, 18th joint Annual Meeting of the SETAC GLB and the GDCh (Section Environmental chemistry and Ecotoxicology) 2013, Essen, Germany. Publié online 2013:2013. <https://www.uni-koblenz-landau.de/en/campus-landau/faculty7/environmental-sciences/ecotoxicology-environment/teams-profile/terr-ecotox/stefanie-allgeier/Newts-SetacGLB>
601. EID Méditerranée. Des associations retoquées en justice | EID Mediterranee. EID Méditerranée. Publié 2014. Consulté février 4, 2019. <http://www.eid-med.org/actualites/des-associations-retoquees-en-justice>
602. Wilson-Ounekeo R, Lamp W. Perceptions and Responses of Residents to the Nuisance Black Fly *Simulium jenningsi* (Diptera: Simuliidae) in the Mid-Atlantic United States. *J Med Entomol*. 2020;57(6):1872–1881. doi:10.1093/jme/tjaa129
603. Sariözkan S, Inci A, Yildirim A, DüzlÜ O, Gray EW, Adler PH. Economic losses during an outbreak of *Simulium* (Wilhelmia) species (Diptera: Simuliidae) in the Cappadocia region of Turkey. *Turkiye Parazitol Derg*. 2014;38(2):116-119. doi:10.5152/tpd.2014.3446
604. Halasa YA, Shepard DS, Fonseca DM, et al. Quantifying the impact of mosquitoes on quality of life and enjoyment of yard and porch activities in New Jersey. *PLoS One*. 2014;9(3):e89221. doi:10.1371/journal.pone.0089221
605. Shepard DS, Halasa YA, Fonseca DM, et al. Economic evaluation of an area-wide integrated pest management program to control the Asian tiger mosquito in New Jersey. *PLoS One*. 2014;9(10):e111014. doi:10.1371/journal.pone.0111014
606. von Hirsch H, Becker N. Cost-benefit analysis of mosquito control operations based on microbial control agents in the upper Rhine valley (Germany). *Eur Mosq Bull*. 2009;27:47-55.
607. John KH, Walsh RG, Moore CG. Comparison of alternative nonmarket valuation methods for an economic assessment of a public program. *Ecol Econ*. 1992;5(2):179-196. doi:10.1016/0921-8009(92)90045-T
608. Westerberg VH, Lifran R, Olsen SB. To restore or not? A valuation of social and ecological functions of the Marais des Baux wetland in Southern France. *Ecol Econ*. 2010;69(12):2383-2393. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.07.005
609. Dupras J, Alam M, Revéret J-P. Economic value of Greater Montreal's non-market ecosystem services in a land use management and planning perspective. *Can Geogr / Le Géographe Can*. 2015;59(1):93-106. doi:10.1111/cag.12138
610. He J, Dupras J, Poder TG. The value of wetlands in Quebec: a comparison between contingent valuation and choice experiment. *J Environ Econ Policy*. 2016;6(1):51-78. doi:10.1080/21606544.2016.1199976
611. Rosi-Marshall EJ, Tank JL, Royer T V, et al. Toxins in transgenic crop byproducts may affect headwater stream ecosystems. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2007;104(41):16204-16208. doi:10.1073/pnas.0707177104
612. Chambers CP, Whiles MR, Rosi-Marshall EJ, et al. Responses of stream macroinvertebrates to Bt maize leaf detritus. *Ecol Appl*. 2010;20(7):1949-1960. doi:10.1890/09-0598.1

613. du Pisanie A, du Preez L, van den Berg J, Pieters R. The rate of release of Cry1Ab protein from Bt maize leaves into water. *Water SA*. 2019;45(4):710-715. doi:10.17159/wsa/2019.v45.i4.7553
614. Bundschuh R, Bundschuh M, Otto M, Schulz R. Food-related exposure to systemic pesticides and pesticides from transgenic plants: evaluation of aquatic test strategies. *Environ Sci Eur*. 2019;31(1):1-13. doi:10.1186/s12302-019-0266-1
615. Pott A, Bundschuh M, Bundschuh R, Otto M, Schulz R. Effect of Bt toxin Cry1Ab on two freshwater caddisfly shredders – an attempt to establish dose-effect relationships through food-spiking. *Sci Rep*. 2020;10(1):1-9. doi:10.1038/s41598-020-62055-2
616. Douville M, Gagné F, Masson L, McKay J, Blaise C. Tracking the source of *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab endotoxin in the environment. *Biochem Syst Ecol*. 2005;33(3):219-232. doi:10.1016/j.bse.2004.08.001
617. Douville M, Gagné F, C. B, André C. Occurrence and persistence of *Bacillus thuringiensis* (Bt) and transgenic Bt corn cry1Ab gene from an aquatic environment. *Ecotoxicol Env Saf*. 2007;66:195-203.
618. Johnson C, Bishop AH. A technique for the effective enrichment and isolation of *Bacillus thuringiensis*. *FEMS Microbiol Lett*. 1996;142(2-3):173-177. doi:10.1016/0378-1097(96)00261-3
619. Crickmore N, Berry C, Panneerselvam S, Mishra R, Connor TR, Bonning BC. A structure-based nomenclature for *Bacillus thuringiensis* and other bacteria-derived pesticidal proteins. *J Invertebr Pathol*. 2021;186:107438. doi:10.1016/j.jip.2020.107438
620. European Environment Agency (EEA), EEA. *Late Lessons from Early Warnings: Science, Precaution, Innovation*.; 2013. <http://www.eea.europa.eu/publications/late-lessons-2>
621. Ministère de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques. Les principes du développement durable: un guide pour l'action. Publié 2019. Consulté octobre 4, 2019. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/developpement/principe.htm>
622. Xerxes Society for invertebrate Conservation. Supporting Ecologically Sound Mosquito Management. Publié online 2020:2.
623. Valent BioSciences. The Science of Specificity - Products – Valent BioSciences – Public Health. Valent BioSciences. Publié 2018. Consulté novembre 27, 2018. <https://www.valentbiosciences.com/publichealth/products/>
624. Theissinger K, Kästel A, Elbrecht V, et al. Corrigendum: Using DNA metabarcoding for assessing chironomid diversity and community change in mosquito controlled temporary wet-lands (Metabarcoding and Metagenomics 2 (e21060) DOI: 10.3897/mbmg.2.21060). *Metabarcoding and Metagenomics*. 2020;4:149-150. doi:10.3897/MBMG.4.60854

Annexe 1

Carbrera, P. 2018. *Unités de doses et de concentrations d'épandage de Bti*. Rapport final préparé pour le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec. 45 p.

Unités de doses et de concentrations d'épandage de Bti



Rapport final préparé pour le
Ministère des Forêts, de la Faune
et des Parcs, Québec.

Paula Cabrera

*Entomologiste, MPM et doctorante en Sciences de
l'environnement à l'Université de Québec à Montréal*

25 avril 2018

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	2
1. INTRODUCTION.....	3
Structure du rapport	4
2. DÉFINITIONS	4
2.1. Concepts de dose et de concentration	4
2.2. Ingrédient actif	5
2.3. Unités toxiques internationales, ITU	6
3. APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE	7
4. SYNTHÈSE DE L'INFORMATION TROUVÉE DANS LA LITTÉRATURE ET TRANSFORMATION À DES UNITÉS COMMUNES	9
4.1. Unités utilisées dans les études de laboratoire et de terrain	9
4.1.1. Études faites en laboratoire	9
4.1.2. Études faites sur le terrain.....	9
4.2. Effet de la formulation des produits à base du <i>Bti</i> et <i>Bs</i>	10
5. RÉSULTATS.....	11
5.1. Transformation des unités des doses et de concentrations trouvés dans la littérature à ITU	12
5.2. Information trouvée dans études sur le <i>Bti</i> et taux d'application recommandées pour les formulations	24
5.2.1. Études de laboratoire	24
5.2.2. Études de terrain	26
5.3. Épandages faits au Québec avec des produits à base de <i>Bti</i>	28
5.4. Impacts potentiels des épandages faits au Québec dans l'écosystème.....	30
6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	32
7. RÉFÉRENCES.....	36
ANNEXE	42

RÉSUMÉ

Au Québec, des épandages de produits à base de *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* (*Bti*) sont faits pour lutter contre les diptères nuisibles. Au début de son utilisation, cet insecticide biologique était jugé inoffensif pour les organismes non visés et pour l'environnement. Cependant, de nouvelles recherches suggèrent que l'épandage de certaines formulations aurait un effet létal sur certains organismes aquatiques, ainsi qu'un impact négatif sur les réseaux trophiques et sur le fonctionnement des écosystèmes. Afin de prévoir les potentiels effets de ce composé au Québec, le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP) a réalisé un survol de la littérature associé aux *Bti*, en 2016 et 2017. Cette analyse a laissé voir que plusieurs unités distinctes sont utilisées pour caractériser les doses et concentrations des formulations, ce qui rend les résultats des différentes études difficilement comparables. Avec le but d'appuyer les analyses faites par le MFFP, le présent rapport avait comme objectifs d'amener les unités originales des doses et concentrations de la littérature à des unités communes et de comparer les dosages des études, en unités communes, avec les taux d'application des produits utilisés pour l'épandage au Québec. À partir de 51 requêtes de clarification des études, 45 articles ont été examinés. Ces études ont été classifiées en études de laboratoire et de terrain. Deux unités, basés sur des Unités toxiques internationales (ITU) ont été utilisées dans la comparaison des études : ITU/L et ITU/m². Les études de laboratoire ont été difficilement comparables aux taux recommandés par les fabricants des produits à base de *Bti*, car ces derniers sont exprimés en unités de produits par unité de surface. Toutefois, ces recherches fournissent des informations essentielles sur les effets à court terme du *Bti* sur des organismes non visés. Les doses de *Bti* utilisées dans les études faites sur le terrain indiquent des effets variés sur les organismes non visés, dépassant parfois les doses recommandées. En comparant les doses des épandages utilisées au Québec avec celles des études faites sur le terrain et en laboratoire, on constate que certains organismes pourraient être affectés. Cependant, des études locales à long terme sont nécessaires pour tirer de conclusions définitives.

1. INTRODUCTION

Bacillus thuringiensis subsp. *Israelensis* (*Bti*), est une bactérie entomopathogène gram-positive, utilisé au Québec depuis 1982, pour lutter contre les moustiques et les similes nuisibles. Cet agent de lutte biologique est appliqué directement dans l'eau où se trouvent les insectes visés. Au début de son utilisation, le *Bti* « pur » était jugé inoffensif pour les organismes non visés. Cependant, de nouvelles recherches suggèrent que l'épandage de certaines formulations (mélanges de *Bti* et de substances non actives, par exemple les surfactants) aurait un effet létal sur certains organismes aquatiques, ainsi qu'un impact négatif sur les réseaux trophiques et sur le fonctionnement des écosystèmes.

Le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP) a réalisé un survol de la littérature associé aux *Bti*, en 2016 et 2017. Cette analyse a mis en évidence que dans les articles scientifiques, plusieurs unités distinctes sont utilisées pour caractériser les doses et concentrations des formulations ($\mu\text{g/L}$, mg/L ou ppm , L/ha , spores/ml , pintes/acre , kg/ha , lbs/acre ou encore 1 tablette par 13,2 gallons (50 L), International Toxin Units (ITU)). De plus, il n'y a pas toujours une distinction entre les termes « dosage », « concentration finale » (g/L), « taux d'application » (kg/ha et L/ha) et « toxicité » (ITU) dans la littérature. Ceci rend les résultats des différentes études difficilement comparables.

Le présent rapport vise à appuyer l'analyse de la littérature scientifique associée au *Bti*, faite par le MFFP, en ce qui concerne l'utilisation des termes et unités toxicologiques trouvés dans ces recherches. Les objectifs de ce document sont :

- a) Analyser les différentes unités des doses et concentrations utilisées dans les études publiées sur le *Bti*, amener les unités originales de ces concentrations à des unités communes.
- b) Comparer les dosages des études, en unités communes, avec les taux d'application des produits utilisés pour l'épandage au Québec.

Structure du rapport

Le rapport est composé d'une section de *Définitions* qui explique l'utilisation des différents termes et unités trouvés dans la littérature. La section suivante fait référence aux *Résultats*, lesquels contiennent une analyse détaillée de l'information pertinente en lien avec les unités utilisées dans les études sur le *Bti*. Dans cette section, il y a aussi une comparaison des doses utilisées au Québec, avec les doses recommandées par les fabricants des produits à base de *Bti*, ainsi que de comparaisons avec la littérature.

Finalement, la section *Conclusions et recommandations* inclut une discussion des résultats trouvés, ainsi que des indications pour la comparaison des résultats issus des articles sur les impacts du *Bti*. Une annexe, contenant les détails des calculs faits, pour la conversion des unités des taux d'application des produits à base de *Bti*, fait aussi partie de ce rapport.

2. DÉFINITIONS

2.1. Concepts de dose et de concentration

Il est important de faire la différence entre les concepts de « dose » et de « concentration » afin de comprendre leur utilisation.

Dose : quantité totale d'une substance administrée à ou absorbé par un organisme (Duffus, 2001). Par exemple, le concept de dose létale (LD_{50}) fait référence à la quantité d'une substance toxique qui cause 50 % de mortalité sur un échantillon d'une population d'organismes donnée pendant une période de temps spécifique. Ceci est exprimé en mg/kg, ou milligrammes du produit toxique par kilogramme de masse corporelle (Duffus *et al.*, 2007).

On se sert également du terme dose ou « rate » en anglais, pour les applications de pesticides en milieux terrestres. Par exemple, en pomiculture on utilise une **dose** de 1 L de l'insecticide Rimon par hectare. Ceci représente la quantité totale d'insecticide à appliquer sur 1 ha.

Concentration : quantité d'une matière ou substance contenue dans une unité de quantité d'un milieu ou système (Duffus, 2001).

Dans les études sur les impacts du *Bti*, en général, on se sert du terme « concentration » ou « dose » pour décrire la quantité de produits administrés par unité de surface. Ces deux termes n'ont pas toujours la même connotation et ceci rend la comparaison des résultats difficile.

Dans les études environnementales, les concentrations des substances chimiques dans l'eau sont mesurées en unités de masse de la substance d'intérêt (milligrammes, mg ou microgrammes, µg) par volume d'eau (litre, L. l). Les concentrations dans l'eau peuvent aussi être exprimées en partie par million (ppm). Dans l'eau, 1 ppm = environ 1 mg/L de substance chimique (Boguski, 2008).

À titre d'exemple, la concentration létale (LC₅₀) est définie comme la concentration d'une substance chimique, dans l'aire ou dans l'eau, qui cause 50 % de mortalité sur un échantillon d'une population d'organismes pendant une période de temps spécifique. La LC₅₀ est souvent exprimée en mg/L, µg/L ou en ppm (Duffus *et al.*, 2007).

2.2. Ingrédient actif

Dans les formulations commerciales des pesticides de synthèse, l'ingrédient actif (i.a.) est la substance toxique active dans le produit. Par exemple, l'Altacor® contient 35 % de chlorantraniliprole, son i.a. est l'insecticide qui cause la mortalité chez certains insectes. En spécifiant la quantité de l'i.a., on peut comparer les formulations de pesticides. Dans le cas des formulations de *Bti*, la concentration de l'i.a. ne peut pas être estimée par de moyens chimiques. Alors, un essai en laboratoire doit être fait pour déterminer la puissance des formulations (Rishikesh et Quelennec, 1983). On mesure cette puissance en Unités toxiques internationales (ITU).

2.3. Unités toxiques internationales, ITU

Cette unité est utilisée pour mesurer l'activité (puissance biologique) des produits formulés avec *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* (Becker et Lüthy, 2017). Les ITU donnent une mesure de la toxicité du *Bt* par mg de produit.

Pour déterminer la puissance biologique d'un produit ou « potency » en anglais, la mortalité des larves de moustique causée par celui-ci est comparée à la mortalité causée par un standard de référence.

Dans le cas des produits à base de *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* (*Bti*), on les compare avec la poudre lyophilisée de référence IPS-82, souche 1884, de la même espèce de bactérie telle que produite à l'origine par l'Institut Pasteur à Paris, en utilisant le quatrième stade larvaire du moustique *Aedes aegypti* (souche Bora Bora). L'IPS-82 possède une toxicité de 15 000 ITU/mg, attribuée arbitrairement, contre cette souche de moustique (Táborsky, 1992).

La toxicité (ITU/mg) des produits à éprouver est déterminée selon la formule suivante (Becker et Margalit, 1993) :

$$\text{Titre (ITU/mg) du produit testé} = \frac{\text{titre standard (ITU/mg)} \times \text{LC}_{50} \text{ (mg/l) standard}}{\text{LC}_{50} \text{ (mg/L) du produit testé}}$$

La puissance biologique des produits à base de *Bacillus sphaericus* (*Bs*) est mesurée en unités toxiques internationales *Bs* (BsITU) par mg de produit. Cette puissance est éprouvée en comparant la mortalité des larves de moustiques produite par le produit à tester avec la mortalité produite par une poudre de référence de *B. sphaericus*, en utilisant des larves de 3^e stade de *Culex quinquefasciatus*. La toxicité (BsITU/mg) des produits testés est déterminée selon la formule suivante (World et al., 2003):

$$\text{BsITU/mg du produit testé} = \frac{\text{titre standard (BsITU/mg)} \times \text{LC}_{50} \text{ (mg/l) standard}}{\text{LC}_{50} \text{ (mg/L) du produit testé}}$$

3. APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

Afin de faciliter la compréhension de l'information contenue dans le présent rapport, le terme « dose », fait référence à la quantité de produit par unité de surface. Par exemple, kg Bti/ha ou ITU/m². Le terme « concentration » fait référence à la quantité de produit par unité de volume, par exemple mg Bti/L ou ITU/L.

Également, dans le but de faciliter l'interprétation des analyses faites dans ce rapport, chaque article analysé a été numéroté selon leur apparition dans les paragraphes demandés dans le document *Survol de littérature sur l'impact cumulatif de l'utilisation du **Bacillus thuringiensis** variété israelensis et du **Bacillus sphaericus** pour le contrôle d'insectes piqueurs sur les espèces non cibles, la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes et les réseaux trophiques* (version 7 février 2018). Ainsi, chaque article possède un chiffre d'identification plus la page dans le document du Survol ou il est sollicité. Par exemple, 22-P43 correspond à l'article # 22 dans la page 43.

Initialement, l'analyse de 50 articles a été sollicitée, plus une comparaison entre 2 études et les taux d'application recommandés pour VectoBac®WDG. Les articles suivants n'ont pas pu être analysés, car l'information disponible n'a pas permis de faire les calculs correspondants : Schnetter *et al.* (1981)¹, KABS (2016)², (Boisvert et Boisvert, 2000)³.

Plusieurs types d'études sur l'efficacité et les impacts non désirés du *Bti* ont été faits pendant les dernières années. On remarque des recherches sur le terrain, conduites pendant de périodes de temps variables, des études issues d'essais en laboratoire, des études de demi-terrain et encore de synthèses de littérature. Plusieurs unités sont utilisées pour caractériser les taux d'application et les concentrations des formulations des produits à base de *Bti* : pintes/acre, oz/acre, Lb/acre, min-mg/L, kg/ha, ITU/L, µg/L, ppm et µg/cm³ entre autres. Cette diversité d'unités empêche de faire de comparaisons, quant aux doses et concentrations, entre études.

¹ Correspond à l'article 4 dans l'ordre d'apparition des requêtes dans le survol de littérature du 7 février 2018.

² Correspond aux articles 5, 7 et 34 dans l'ordre d'apparition des requêtes.

³ Correspond à l'article 6 dans l'ordre d'apparition des requêtes

En plus des différences par rapport aux unités, on remarque de nombreuses approches méthodologiques adoptées. Alors, pour pouvoir comparer les résultats entre les études ont été classifiées en deux groupes selon un critère méthodologique, des études faites en laboratoire (conditions contrôlées) et des études faites sur le terrain. Ensuite, la transformation des unités originales à des unités communes a permis de faire des comparaisons plus précises. Idéalement, les ITU des produits utilisés, par unité de volume d'eau ou de surface, ont été calculés. Comme expliqué en haut, ce calcul n'a pas toujours été possible. Afin de pouvoir comparer les résultats de différentes études, les unités originales ont été transformées à une de 2 unités suivantes :

- a) Unités toxiques internationales par litre (ITU/L)
- b) Unités toxiques internationales par mètre carré (ITU/m²)

De plus, les unités « milligrammes de *Bti* par litre » (mg *Bti*/L) ont été calculées pour certaines études. Les études de demi-terrain, c'est-à-dire des études réalisées dans de microcosmes et mésocosmes, ont été placés dans le tableau III.

Étant donné que les ITU par unité de volume ne peuvent pas être comparés avec les ITU par unité de surface, un calcul hypothétique des concentrations de *Bti* dans l'eau, pour une profondeur de 10 cm, a été fait dans le cas des épandages faits au Québec. Ce calcul permet de comparer les doses et les concentrations provenant des études sur les effets du *Bti* avec les taux d'application au Québec (section 5.4. Impacts potentiels des épandages faits au Québec dans l'écosystème).

4. SYNTHÈSE DE L'INFORMATION TROUVÉE DANS LA LITTÉRATURE ET TRANSFORMATION À DES UNITÉS COMMUNES

4.1. Unités utilisées dans les études de laboratoire et de terrain

4.1.1. Études faites en laboratoire

En général, dans les études faites en laboratoire, les résultats sont caractérisés en mg Bti⁴/L, µg/L, ppm et ITU/ha. Dans ce cas, les concentrations du produit dans l'eau sont calculées avec précision. Si le produit utilisé est un produit dont les ITU sont connues, on peut transformer les unités originales en ITU/L. Quand les ITU du produit testé ne sont pas spécifiées, il est possible de transformer les unités originales à mg Bti/L.

Par exemple, dans l'étude faite par Boyer *et al.*, (2012), dont l'objectif était de vérifier le développement de la résistance d'une population d'*Aedes rusticus* au *Bti*, on trouve que la valeur moyenne pour la LC₅₀ est de 0,460 mg Bti/L dans les zones traitées et de 0,252 mg Bti/L dans les zones non traitées (tab. II). Dans ce cas, le produit utilisé est le Bactimos®PP. Ce produit possède 10 000 ITU/mg⁵. Alors, comme il y a 10 000 ITU dans 1 mg de produit, il faut multiplier 10 000 par les LC₅₀ trouvés :

$$10\,000\text{ ITU/mg} \times 0,460\text{ mg/L} = 4\,600\text{ ITU/L et}$$

$$10\,000\text{ ITU/mg} \times 0,252\text{ mg/L} = 2\,550\text{ ITU/L}$$

4.1.2. Études faites sur le terrain

Dans le cas des études faites sur le terrain, la quantité d'eau où le *Bti* sera appliqué n'est pas connue avec exactitude, alors on fait référence à la concentration du produit en termes de quantité de *Bti* par unité de surface, kg Bti/ha et L Bti/ha. Pour connaître la concentration du *Bti* appliqué, il faut connaître la puissance biologique de sa formulation (ITU/mg), puis, dans certains cas, la dose d'application. De cette

⁴ Milligrammes de produit. Par exemple mg/L de poudre Bactimos®, mg/L Teknar®, etc.

⁵ Si les ITU du produit utilisé ne sont pas spécifiés dans la publication, le label du même produit est souvent en ligne, alors il est possible de se renseigner sur sa puissance biologique.

façon il est possible de calculer la puissance biologique de la quantité du produit de *Bti* utilisé par unité de surface. Par exemple, dans l'étude fait par Duguma *et al.* (2015), dans lequel l'impact du *Bti* sur plusieurs variables de l'écosystème a été examiné, la plus grande dose de VectoBac®G qui a été considérée était de 48,1 kg/ha. La puissance biologique du VectoBac®G est de 200 ITU/mg. Pour transformer les unités de la dose testée à des ITU/m², on peut amener les unités originales à mg/m², et ensuite les multiplier par les ITU/mg de la formulation du *Bti* :

$$1 \text{ kg} = 1\,000\,000 \text{ mg}$$

$$48,1 \times 1\,000\,000 = 48\,100\,000 \text{ mg/ha}$$

$$1 \text{ ha} = 10\,000 \text{ m}^2$$

$$48\,100\,000 / 10\,000 = 4\,810 \text{ mg / m}^2$$

$$4\,810 * 200 = 962\,000 \text{ ITU/ m}^2$$

4.2. Effet de la formulation des produits à base du *Bti* et *Bs*.

Les produits à base du *Bti* et *Bs* sont présentement disponibles dans plusieurs formulations (Becker et Lüthy, 2017) :

- Granules dispensables dans l'eau : VectoBac®WDG et Vectolex®WDG⁶
- Poudres mouillables et fluides concentrés : VectoBac®12AS et Aquabac®
- Granules à base de rafles de maïs : VectoBac®G and Vectolex®G³
- Pellets et tablettes : VectoBac®DT / Culinex
- Briquettes
- Granules de glace
- Granules de sable (peuvent aussi servir comme de porteurs de poudres mouillables)

Chacune de ces formulations possède une puissance biologique caractéristique. Le tableau I expose des exemples des puissances biologiques selon le produit.

⁶ Produit à base du *Bs*

Tableau I. Puissance biologique des formulations de *Bti* et susceptibilité des espèces de diptères. Tiré d'Aguilar-Alberola (2014).

Species	LC ₅₀		<i>Bti</i> formulation	Potency (ITU L ⁻¹)	Ref.
	(mg L ⁻¹)	(ITU L ⁻¹)			
<i>Heterocypris bosniaca</i>	298.750	358500	VectoBac 12AS	1200	This work
<i>Culex sitiens</i>	0.019	57	VectoBac WG	3000	Russell <i>et al.</i> , 2003
<i>Culex annulirostris</i>	0.004	12	VectoBac WG	3000	Russell <i>et al.</i> , 2003
<i>Culex quinquefasciatus</i>	0.005	15	VectoBac WG	3000	Russell <i>et al.</i> , 2003
<i>Aedes aegypti</i>	0.002	54	VectoBac WG	3000	Russell <i>et al.</i> , 2003
<i>Ochlerotatus notoscriptus</i>	0.015	45	VectoBac WG	3000	Russell <i>et al.</i> , 2003
<i>Ochlerotatus vigilax</i>	0.013	39	VectoBac WG	3000	Russell <i>et al.</i> , 2003
<i>Chironomus crassicaudatus</i>	4.980	4980	IPS-78	1000	Ali <i>et al.</i> , 1981
	12.500	12500	ABG-6108	1000	Ali <i>et al.</i> , 1981
	4.660	4660	IPS-78	1000	Ali <i>et al.</i> , 1981
<i>Chironomus decorus</i>	14.710	14710	ABG-6108	1000	Ali <i>et al.</i> , 1981
	4.460	15610	Bactimos	3500	Ali <i>et al.</i> , 1985
	5.400	10800	VectoBac	2000	Ali <i>et al.</i> , 1985
<i>Glyptotendipes paripes</i>	14.630	21945	Teknar	1500	Ali <i>et al.</i> , 1985
	13.590	13590	ABG-6108	1000	Ali <i>et al.</i> , 1981
	8.310	8310	IPS-78	1000	Ali <i>et al.</i> , 1981

* Dipteran larvae belong to the third and/or fourth instar of development. Values are also offered in International Toxicity Units (ITU) per mg against *Aedes aegypti* for the best comparison.

Certains produits à base de *Bti* sont dilués dans l'eau et ensuite appliqués en forme liquide. Dans ce cas, on prépare une bouillie contenant le produit à base de *Bti*, dilué dans l'eau, et ensuite on applique ce mélange dans les milieux humides contenant les larves de moustiques visées. Par exemple, on peut citer l'étude que Becker et Margalit ont publiée en 1993: "Pour les jeunes larves dans les eaux peu profondes, 250 g de poudre *Bti* (6000 ITU/mg) sont mélangés avec 10 L d'eau d'étang filtrés par hectare à traiter. L'application est faite avec un pulvérisateur knapsack [p 161]"

5. RÉSULTATS

Pour faciliter les comparaisons des résultats, en utilisant des unités communes, 3 tableaux exposant des concentrations de *Bti* ont été élaborés. Le Tableau II inclut les études faites en laboratoire et le Tableau III contient les recherches de terrain. Le tableau IV montre le détail des taux d'application des produits à base de *Bti* faits au Québec en 2017 et ceux qui sont prévues pour la période 2018-2019. Les détails des taux d'application pour les formulations de *Bti* rencontrés lors des analyses de la littérature sont en annexe.

5.1. Transformation des unités des doses et de concentrations trouvés dans la littérature à ITU

Étant donné qu'il existe plusieurs facteurs qui influencent l'impact d'une substance toxique sur l'environnement et sur les organismes vivants, des colonnes contenant de l'information associée ont été créées. Par exemple, le stade de développement d'un insecte est fortement relié à sa susceptibilité à un insecticide (colonne « Stade de développement »). Bien que le *Bti* vise les larves des diptères, le stade larvaire est à considérer. En effet, la susceptibilité des jeunes stades larvaires à un insecticide peut être très différente de la susceptibilité des stades avancés. Également, la formulation des insecticides, ainsi que leur mode d'application (Colonnes « Produits *Bti* » et « Application du produit »), influence leur toxicité (Croft, 1990). Le temps auquel un organisme est exposé à une substance toxique est aussi un facteur à considérer (CHEMM, 2017) (colonne « Période évaluation ») quand on compare les résultats des différentes études.

La colonne « ITU / m² (taux recom.) », fait référence aux taux d'application recommandés pour chaque formulation de *Bti* étudié dans les articles analysés. Ces taux d'application sont exprimés en ITU/L pour les études faites en laboratoire et en ITU/m² pour les études faits dans le terrain.

Tableau II. Synthèse des concentrations du *Bti* issues des études faites en laboratoire et transformées à des unités communes pour comparaison.

Auteurs et N° dans survol litt. ^A	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Période évaluation	Résultats en unités originales	mg Bti / L	ITU / L	ITU / L (taux recom.)
Boyer <i>et al.</i> , 2012 ^a	Mortalité <i>Aedes rusticus</i>	L3	Bactimos®PP	10 000	Évaluation de toxicité aigüe par modèle probit	Poudre dissous dans l'eau	48h	Valeur moy. LC ₅₀ sites traités= 0,460 mg/L	0,46	4 600	Non trouvé
								Sites non-traités = 0,252 mg/L, donc développement résistance au Bti.	0,252	2 550	
Paul <i>et al.</i> , 2005	Mortalité <i>Culex pipiens</i>	L4	<i>Bti</i> IPS-80: poudre référence	10 000			24h	Syracuse: LC ₅₀ = 11,4 µg/L et LC ₉₅ = 157 µg/L	LC ₅₀ = 0,0114 LC ₉₅ = 0,157	LC ₅₀ = 114 LC ₉₅ = 1 570	NA
								Albany: LC ₅₀ = 1,98 µg/L et LC ₉₅ = 54 µg/L	LC ₅₀ = 0,00198 LC ₉₅ = 0,054	LC ₅₀ = 19,8 LC ₉₅ = 540	
Oestergaard <i>et al.</i> , 2006	Efficacité <i>Bti</i> en laboratoire sur <i>Tipula paludosa</i>	L1	<i>Bti</i> souche de référence IPS-82	15 000	Évaluation de toxicité aigüe par modèle probit	Application <i>Bti</i> avec tour de Potter	Jusqu'à 4 jours après exposition	Plus la température est basse, plus le temps nécessaire pour tuer les larves est long	----	1 200 000	
Wipfli <i>et al.</i> , 1994	Mortalité Omble de fontaine (<i>S. fontinalis</i>)	Alevins	Teknar®HP-D formule originale et dénaturée	1 200	Exposition de poissons au <i>Bti</i> par : a) Exposition directe dans l'eau b) alimentation avec mouches noires contaminées.	Concentré soluble dilué dans l'eau	15min à 48h	LC ₅₀ : 1 691 - 2 321 ppm ^g	1 691 - 2 321	1 873 200 - 2 785 200	Dans l'article : le fabricant recommande 1 200 ITU/L pendant 1 à 15 min.
	Truite brune (<i>S. trutta</i>)										
	Truite arc-en-ciel anadrome (<i>O. mykiss</i>)							Non présenté du au nombre réduit d'unités expérimentales	----	----	
Stevens <i>et al.</i> , 2004	Mortalité <i>Chironomus tepperi</i>	Jeune L4	VectoBac® WDG	3 000	Toxicité aigüe modèle probit	Dilutions dans l'eau	48h	LC ₅₀ = 0,20 mg/L	0,2	600	360 à 1 500 ITU/L ^h
		L4 âgée								LC ₅₀ = 0,46 mg/L	
Milam <i>et al.</i> , 2000	<i>Daphnia pulex</i>	Pas mention dans l'article				Bti en granules	48 h	LC ₅₀ = 0,34 mg/L	0,34		---
						Bti formulation liquide		LC ₅₀ = 3,90 µg/L	0,0039		
Boyer <i>et al.</i> , 2006	Mortalité <i>Aedes aegypti</i>	L4	Bactimos® WP	5 000	Exposition des larves à l'atrazine, ensuite au Bti	Poudre dissous dans l'eau	68 h	L'atrazine (toutes les concentrations, 1 - 1000 µg/L), a réduit la mortalité significativement.	0,2	1 000	Non trouvé
									0,5	2 500	

Auteurs et N° dans survol litt. ^A	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Période évaluation	Résultats en unités originales	mg Bti / L	ITU / L	ITU / L (taux recom.)
Park <i>et al.</i> , 2016	<i>Aedes albopictus</i> et <i>Culex pipiens pallens</i>	L4	"Dip-kill" (à partir du Bti + Xn et Xh)	Pas spécifiés	Toxicité aigüe modèle probit	Poudre dissous dans l'eau	16 h	1000 ppm Dip-Kill es supérieure que le <i>Bt</i> à la même dose: il cause plus de mortalité aux deux espèces	1 000		NA
Rey <i>et al.</i> , 1998	Mortalité <i>Aedes rusticus</i>	Dernier stade larvaire	Bactimos WP	5 000	Une seule dose testée (dose opérationnelle)		24h, 48h et 72h	Mortalité: 88 % à 24 h et 100 % après 48 et 72 h	0,4	2 000	Non trouvé
	<i>Chironomus annularius</i>							Mortalité: 44 % à 24 h, 66,5 % à 48 h et 76 % après 72 h			
	<i>Simulium variegatum</i>							Mortalité: 16 % à 24 h, 81% à 48 h et 100 % après 72 h			
Hughes <i>et al.</i> , 2005	Mortalité <i>Chironomus tepperi</i>	L4	Toxines Crys (Bti): VectoBac NBSS	Pas spécifiés. Impossible de déduire	Toxicité aigüe modèle probit	Dilution dans milieu d'élevage de moustiques	48h	LC ₅₀ = 0,0048 mg/L	0,0048		NA
			VectoBac NMM (Nickerson's minimal media)					LC ₅₀ = 0,0040 mg/L	0,004		
Stevens <i>et al.</i> , 2005		L4	VectoBac® WDG	3 000				LC ₅₀ = 0,59 mg/L ; LC ₉₀ = 0,85 mg/L		LC ₅₀ = 1 770 LC ₉₀ = 2 550	360 à 1 500 ITU/L ^h
			Aquabac®SC	1 200				LC ₅₀ = 1,7 mg/L ; LC ₉₀ = 2,81 mg/L		LC ₅₀ = 2 040 LC ₉₀ = 3 372	NC
			Teknar®SC	2 200				LC ₅₀ = 2,15 mg/L ; LC ₉₀ = 3,83 mg/L		LC ₅₀ = 2 580 LC ₉₀ = 4 596	
Ali <i>et al.</i> , 2008	<i>Glyptotendipes paripes</i> (Chironomidé)	Larvaire	Formulation <i>Bti</i> non spécifiée	7 468	Toxicité aigüe modèle probit	Dilutions dans l'eau déionisée	48h	LC ₅₀ = 0,175 ppm LC ₉₀ = 1,056 ppm	LC ₅₀ = 0,175 LC ₉₀ = 1,056	LC ₅₀ = 1 307 LC ₉₀ = 7 886	NA
	<i>Goeldichironomus carus</i> (Chironomidé)							LC ₅₀ = 0,089 ppm LC ₉₀ = 0,467 ppm	LC ₅₀ = 0,089 LC ₉₀ = 0,467	LC ₅₀ = 665 LC ₉₀ = 3 488	
Aguilar-Alberola et Mesquita-Joanes, 2012	<i>Heterocypris bosniaca</i> (Ostracode)	Femelles partenogéniques	VectoBac®12AS	1 200	Analyse probit	Dilution dans l'eau dure	Jusqu'à 20 jours	5 à 10 000 mg/L: impact négatif sur la survie et sur la mobilité	5 - 10 000	6 000 - 12 000 000	NC
								5 mg/L: effet négatif sur la survie à long terme	5	6 000	
								100 mg/L: effet similaire à l'observé à 5 mg/L	100	120 000	
								300 mg/L et plus: 100% mortalité après 2 à 5 jours	300	360 000	

Auteurs et N° dans survol litt. ^A	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Période évaluation	Résultats en unités originales	mg Bti / L	ITU / L	ITU / L (taux recom.)	
Becker et Margalit, 1993	Grenouilles et crapauds	Larvaires	Bti pas spécifié					Sans effet	180		NA	
Morawcsik, 1983 ^b ; Schnetter <i>et al.</i> , 1981		Larvaire	Bti B-80/2-4	1 400			10 jours	4 de 7 espèces d'Urodela ont été affectées: Mortalité de <i>Bombina variegata</i> : 180 mg/L = 80%; 18 et 1,8 mg/L = 6,3%		252 000, 25 200 et 2 520	NA	
								Mortalité <i>Bufo bufo</i> : 180 ppm = 100%; 18 ppm = 20%; 1,8 ppm = 0%				
								Mortalité <i>Bufo viridis</i> : 180 ppm = 90%; 18 ppm = 60%; 1,8 ppm = 70%				
								Mortalité Rana "esculenta": 180 ppm = 90%; 18 ppm = 0%; 1,8 ppm = 10%				
								Mortalité <i>Rana temporaria</i> : 180 ppm = 100% à 48 h; 18 ppm = 0%				
			Bti E-79-3-1-5	3 900				2 de 6 espèces testées ont été affectées. Mortalité <i>Bufo viridis</i> : 180 ppm = 10%; 18 ppm = 40% é; 1,8 ppm = 70%		702 000, 70 200 et 7 020		
			Bti B-80/2-2	1 300				Mortalité <i>Bufo calamita</i> : 180 ppm = 10%; 18 ppm = 90%; 1,8 ppm = 90%		234 000, 23 000 et 2 340		
								Mortalité <i>Bufo calamita</i> : 180 ppm = 86%; 18 ppm = 26%; 1,8 ppm = 28%				
Bti E-79-3-1-6								4 700				Mortalité Rana "esculenta": 180 ppm = 100%; 18 ppm = 100%; 1,8 ppm = 28,4%
Prüfer, 1983	<i>Xenopus laevis</i> (grenouille griffé)	Larvaire (têtards)	BR 8102	1 000	Exposition des têtards à des différentes concentrations de ces formulations	Probablement dilutions dans l'eau		24 h	100 % mortalité	180		180 000
			CG 8100	3 000			100 % mortalité		540 000			
			BR 8212	4 000			93 % mortalité		720 000			
			B 80/2-4	1 200			92 % mortalité		216 000			
			BR 8211	1 000			66 % mortalité		180 000			
			BR 8213	4 000			66 % mortalité		720 000		NA	
			IPS 80	8 000			43 % mortalité		1 440 000			
			Bactimos	6 000			24 % mortalité		1 080 000			Non trouvé

Auteurs et N° dans survol litt. ^A	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Période évaluation	Résultats en unités originales	mg Bti / L	ITU / L	ITU / L (taux recom.)
Prüfer, 1983 (cont)	<i>Xenopus laevis</i> (grenouille griffé)	Têtards	Teknar 402	1 000	Exposition des têtards a des différentes concentrations de ces formulations		24 h	4 % mortalité	180	180 000	Non trouvé
			ABG	1 000				0 % mortalité		180 000	NA
			IPS 78	1 000				0 % mortalité		180 000	
Scholten, 1991	Crapaud d'eau douce (<i>Bufo calamita</i>) et grenouilles griffées (<i>X. laevis</i>)	Embryo-naire et larvaire	Teknar HP-D (formulation liquide)	1 200	Évaluation de l'évolution temporelle du développement embryonnaire sous l'influence de différentes concentrations de <i>Bti</i>	Probablement dilutions dans l'eau	28 jours après la métamorphose	Aucun retard de développement n'a été trouvé chez aucune espèce animale expérimentale. Taux d'éclosion = 100% dans toutes les expériences. Il y a eu de différences de croissance larvaire selon les différentes concentrations testées. Mais pas d'impact important	0,1	120	600 à 900 ITU/L
									0,2	240	
									0,5	600	
									0,8	960	
									1	1 200	
									3	3 600	
									3,2	3 840	
									11	13 200	
									12,8	15 360	
									50	60 000	
	100	120 000									
	150	180 000									
	300	360 000									
	0,1	1 000									
	0,2	2 000									
	0,5	5 000									
	0,8	8 000									
	1	10 000									
	3	30 000									
	3,2	32 000									
11	110 000										
12,8	128 000										
50	500 000										
100	1 000 000										
150	1 500 000										
300	3 000 000										
Lajmanovich <i>et al.</i> , 2015	<i>Leptodactylus latrans</i> (grenouille sud-américain commune)	Larvaire	Introban (suspension aqueuse)	1 200	Analyse par Toxicité aigüe modèle probit et évaluation des effets sublétaux	Probablement dilutions dans l'eau	48 h	Toxicité augmente avec la dose: 100% mortalité après 48h. LC 50 = 22,45 mg/L	22,45	26 940	

Auteurs et N° dans survol litt. ^A	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Période évaluation	Résultats en unités originales	mg Bti / L	ITU / L	ITU / L (taux recom.)
Lajmanovich <i>et al.</i> , 2015 (cont.)	<i>Leptodactylus latrans</i> (crapaud sud-américain commun)	Larvaire	Introban (suspension aqueuse)	1 200	Analyse de Toxicité aigüe selon la méthode Trimmed Spearman-Kärber et évaluation des effets sublétaux	Probablement dilutions dans l'eau	48 h	Stress d'enzymes oxydatives à 10 et 20mg/L et dommage de l'épithélium de l'intestin à la plus faible concentration testée (2.5 mg/L)	2,5	3 000	Non trouvés en ITU/L pour les moustiques. Pour les simulies : 600 à 90 000 ITU/L/15 min
GDG Environnement, 2016					Critique de l'article Lajmanovich <i>et al.</i> , 2015 et comparaison de résultats			La concentration la plus faible utilisée par Lajmanovich <i>et al.</i> , (2015), correspond à 2 fois la concentration la plus haute utilisée par GDG Env. Selon ce rapport, aucun effet observé à 2,5 mg/L, ce qui n'est pas vrai.	1,25	1 500	
Junges <i>et al.</i> , 2017	Grenouilles: <i>Rhinella arenarum</i>				Toxicité aigüe modèle probit. Essais comportementales de l'effet du Bti sur la nage de têtards (distance nagée, immobilité et activité globale)	Dilutions dans l'eau dechlorée	24h et 48h (résultats équivalents). Concentration NOEC : baisse de distance nagée, mobilité et activité globale.	LC ₅₀ = 20,51 mg/L NOEC ^c = 13,88 mg/L LOEC ^d = 15,43 mg/L		LC ₅₀ = 24612 NOEC = 16656 LOEC = 18516	
	<i>Rhinella fernandezae</i>							LC ₅₀ = 10,73 mg/L NOEC = 3,0 mg/L LOEC = 5,0 mg/L		LC ₅₀ = 12876 NOEC = 3600 LOEC = 6000	
	<i>Physalaemus albonotatus</i>					Dilutions dans l'eau dechlorée	24h et 48h (résultats équivalents) Conc. NOEC : réduction de la distance nagée.	LC ₅₀ = 11,87 mg/L NOEC = 5,0 mg/L LOEC = 8,3 mg/L		LC ₅₀ = 14244 NOEC = 6000 LOEC = 9960	
Lee et Scott, 1989	<i>Fundulus heteroclitus</i> (poisson des eaux saumâtres)	Adulte	VectoBac ^e	1 200	Trimmed Spearman Karber Method	Dilution dans l'eau salée	96 h	LC ₅₀ = 980 mg/L (limites de confiance : 730 – 1330 mg/l ; 876 000 à 1 596 000 ITU/l)		LC ₅₀ = 1 176 000	e
								Sans effet: 22,36 mg/L		26 832	
Milam <i>et al.</i> , 2000 ^f	<i>Daphnia pulex</i>	---	Bti liquide	Pas spécifiés	Évaluation de toxicité aigüe par modèle probit	Dilutions dans de l'eau synthétique	48h	LC ₅₀ <i>D. pulex</i> : 3,9 µg/L plus faible que LC ₅₀ <i>Anopheles quadrimaculatus</i> (0,0076 mg/L)	0,0039		NA

Auteurs et N° dans survol litt. ^A	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Période évaluation	Résultats en unités originales	mg Bti / L	ITU / L	ITU / L (taux recom.)
Milam <i>et al.</i> , 2000 (cont)	<i>Daphnia pulex</i>	---	Bt liquide	Pas spécifiés	Évaluation de toxicité aigüe par modèle probit	Dilutions dans de l'eau synthétique	48 h	LC ₅₀ <i>D. pulex</i> : 0,34 mg/L plus élevée que LC ₅₀ <i>A. quadrimaculatus</i>	0,34		NA
	<i>Daphnia magna</i>		Bti granulaire				24 h	LC ₅₀ <i>D. magna</i> : 626,6 mg/L plus élevée que LC ₅₀ <i>A. quadrimaculatus</i>	626,6		

a : Numéro de paragraphe marqué pour analyse dans le document survol de littérature.

b : Le nombre total d'anoures testés est 9, mais dans les résultats de la thèse de Morawsik (1983) il semble que pas toutes les préparations ont été testés sur les même nombre d'espèces.

c : NOEC (no observed effect concentration) est la concentration immédiatement inférieure au LOEC, qui quand on la compare au témoin, il n'a pas de signification statistique, pour un période du temps donnée.

d : LOEC (lowest observed effect concentration) est la concentration la plus faible qui est significativement différente du témoin.

e : Dans l'article, il n'est pas spécifié de quelle formulation de VectoBac il s'agit

f : Les valeurs LC₅₀ obtenues pour les deux espèces de Daphnie doivent être comparés au LC₅₀ de *A. quadrimaculatus*, lequel est 0,0076 mg/L (*Bti* liquide)

g : Résultats correspondre au Bti non dénaturé

h : Pour une profondeur d'eau de 10 cm. Alors, cette concentration peut varier dépendamment du volume d'eau trouvé dans le terrain.

NC : (non comparable). Il n'est pas possible de faire de comparaisons entre les taux d'application recommandées pour chaque produit avec la plupart des études de laboratoire, car ceci évalue la toxicité aigüe par modèle probit en termes de LC₅₀. Les taux d'applications recommandées pour les produits à base de *Bti* sont exprimés en quantité de produit par unité de surface, car le volume d'eau à traiter n'est pas connu. De plus, ces taux recommandés ne sont pas toujours définies ni discutés dans la discussion des articles.

NA : (Not available) Pas disponible

Tableau III. Synthèse préliminaire des concentrations du *Bti* issues des études dans le terrain et transformées à des unités communes pour comparaison.

Auteurs et N° dans survol litt.*	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Dose ^z	Période évaluation	Résultats en unités originales	ITU / m ² (résultats)	ITU / L (résultats)	ITU / m ² (taux recom.)
Duguma <i>et al.</i> , 2015 ^a	Production primaire, abondance du phytoplancton, concentration seston, communauté microbienne, phosphore et l'azote total dans l'eau, cycles biogéochimiques		VectoBac®G	200	Études de 2 doses fixes dans de microcosmes	Granules de maïs appliqués dans l'eau	48,1 kg/ha	Jusqu'à 44 jours	Application d'une dose de 48 kg/ha a affectée le fonctionnement du réseau trophique	962 000		448 340
							0,6 kg/ha			12 000		224 170
Oester-gaard <i>et al.</i> , 2006 ^b	Efficacité <i>Bti</i> en terrain sur <i>Tipula paludosa</i>	L1 et L2	Plusieurs lots de <i>Bti</i> à partir d'IPS-82	7 000	Évaluation mortalité larves de moustiques après traitement <i>Bti</i> sur gazon	Poudre dissous dans l'eau. Puis, bouillis pulvérisé dans le gazon	13 kg/ha	28 jours	79% réduction L1 et L2	9 100 000		NA
		L2 et L3		3 000			20 kg/ha	25 jours	74% réduction L2 et L3	6 000 000		
		L2 et L3					40 kg/ha		83% réduction des L2 et L3	12 000 000		
Russell <i>et al.</i> , 2009	Copépodes (les seules affectés par le <i>Bti</i>). Les autres: collemboles, acariens, fourmis, coléoptères, hémiptères et diptères.	---	VectoBac® 12AS	1 200 équivalent s à 1,279 billions ITU/L	Application <i>Bti</i> dans 2 sites des marais salins et échantillonnage des NTO par la suite	Bti dilué dans l'eau non chlorée, appliqué avec pulvérisateur manuel	1,2 L/ha = 1:2 (<i>Bti</i> dilué dans l'eau)	20 jours	Effet du <i>Bti</i> sur la composition de la communauté terrestre et aquatique: variable entre les sites. Cet effet a été de court terme aussi. Seuls les copépodes ont été touchés.	153 480		38 370 à 294 170
Duchet <i>et al.</i> , 2015	<i>Polypedilum nubifer</i> et <i>Tanytarsus curticornis</i> (Chironomidae)	Adulte émergent			Évaluation émergence par quantification des exuvies pupales.	Dilution dans l'eau. Bouilli appliqué selon dose recommandé	0,8 L/ha	Échantillonna ge pendant 21 jours (prise de données aux 2 jours)	Sans impact sur l'émergence des chironomes avec 0,8 L/ha et 2,5 L/ha	102 320		
					2,5 L/ha		319 750					
Hershey <i>et al.</i> , 1998 ^c	Communautés de macro invertébrés benthiques	Jeunes larves	VectoBac®G	200	Echantillonnage macro invertébrés suite à des applications <i>Bti</i>	Pulvérisation aérienne	11,72 ± 0,64 kg/ha	3 ans	Pas d'effets sur les NTO pour la première année. 2 ^e et 3e années: abondance d'insectes réduite. Densité de chironomes: réduite de 84% pendant la 3e année.	234 400 ± 12 800		56 042 à 224 170 et 224 170 à 448 340 pour les larves âgées et l'eau polluée

Auteurs et N° dans survol litt.*	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Dose ^z	Période évaluation	Résultats en unités originales	ITU / m ² (résultats)	ITU / L (résultats)	ITU / m ² (taux recom.)
Niemi <i>et al.</i> , 1999	Zooplancton, insectes et oiseaux reproducteurs.	---	VectoBac®G	200	Évaluation des organismes NTO dans les zones traités	Par hélicoptère	5,9 à 17,2 kg/ha (tous les sites)	6 ans	Densités d'insectes réduites de 57% à 83% et biomasse de 50% à 83% les 2 ^e et 3e années. Diversité d'espèces réduite de 33 à 66%. Le zooplancton et les oiseaux nicheurs n'ont pas été affectés.	118 000 - 344 000		56 042 à 224 170 et 224 170 à 448 340 pour les larves âgées et l'eau polluée
							1991: 8,5 kg/ha			170 000		
							1992: 11,5 kg/ha			230 000		
							1993: 15 kg/ha			300 000		
Lunds-tröm et al., 2010a	Chironomes	Émergence d'adultes			Echantillonnage d'insectes avec pièges	Hélicoptère	13 - 15 kg/ha	6 ans	Pas d'effet négatif sur la production de chironomes	260 000 - 300 000		
Lunds-tröm <i>et al.</i> , 2010b	Richesse d'espèces et "turn-over" de Chironomes	---							Pas d'effet sur la richesse d'espèces. Dynamique de colonisation-extinction est affectée			
Vinners-ten <i>et al.</i> , 2010	Abondance des insectes émergents	---							Faible impact du <i>Bti</i> sur l'abondance des insectes comparé à des facteurs environnementaux sur les communautés d'insectes.			
Stevens <i>et al.</i> , 2013	<i>Chironomus tepperi</i> (visé) et des Tanypodinae (NTO) (Chironomidés)	Larvaire	VectoBac® WDG	3 000	Évaluation avant et après traitements dans de rizières	Pulvérisateur manuel	0,5 kg/ha, 1,25 kg/ha et 2 kg/ha	19 jours	Réduction larves de <i>C. tepperi</i> de 38,6%, 61,3% et de 80,6%. Pas d'effet sur les NTO	150 000; 375 000 et 600 000		36 778 à 150 000 et de 147 000 à 300 000 : larves âgées et l'eau polluée
	<i>C. tepperi</i> et Tapodinae	Larvaire	VectoBac® WDG	3 000	Évaluation de traitements dans de rizières	Pulvérisateur manuel	2 kg/ha et 6 kg/ha	19 jours	Réduction larves <i>C. tepperi</i> a été de 38,6% et de 92%. Pas d'effet sur les NTO	600 000 et 1 800 000		36 778 à 150 000 et de 147 000 à 300 000
Pauley <i>et al.</i> , 2015	Effet des insecticides et du stress causé par un prédateur sur <i>Hyla versicolor</i> et impact sur les communautés aquatiques	Larvaire jusqu'à métamorphose	Mosquito Dunks	7 000	Évaluation effet du <i>Bti</i> sur le développement dans des mésocosmes	Directe dans l'eau des mésocosmes	1,59 mg/L	Pas claire: Durée totale de l'essai n'est par spécifiée	Réduction de la survie des têtards juste en présence de prédateurs		11 156	Spécifié en lb/pi ² , pas en unités de volume. Pas comparable

Auteurs et N° dans survol litt.*	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Dose ^z	Période évaluation	Résultats en unités originales	ITU / m ² (résultats)	ITU / L (résultats)	ITU / m ² (taux recom.)
Pauley <i>et al.</i> , 2015 (cont.)	Effet des insecticides et du stress causé par un prédateur sur <i>Hyla versicolor</i> et impact sur les communautés aquatiques	Larvaire jusqu'à métamorphose	Mosquito Bits	7 000	Évaluation effet du <i>Bti</i> sur le développement dans des mésocosmes	Directe dans l'eau des mésocosmes	1,59 mg/L	Pas claire: Durée totale de l'essai n'est pas spécifiée	Pas d'effet sur la survie des têtards		11 156	Spécifié en lb/pi ² , pas en unités de volume. Pas comparable
Johnson et Johnson, 2015	Abondance et diversité d'anoures et malformations lors du développement du <i>Rana pipiens</i>	Larvaire	Pas spécifiés		Suivi d'abondance et développement d'anoures suite à des applications de <i>Bti</i>	Pas spécifié	5,6 à 8,97 kg/ha	Suivi des applications faites pendant 5 ans (applications <i>Bti</i> commencées 3 ans auparavant)	Pas d'effet sur l'abondance ou sur la diversité d'anoures ni sur les malformations de <i>R. pipiens</i>	Impossible de comparer avec d'autres études sans avoir une référence des ITU des formulations utilisées ^c		
Valent Biosciences 2014	Diptères nuisibles	Larvaire	VectoBac (G, GS et G)	200	Spécifications pour lutter contre les diptères nuisibles avec 3 formulations à base de <i>Bti</i> ^d	Granules dispersés dans l'eau	2,8–22,4 kg/ha conditions normales et 11,2–22,4 kg/ha eau polluée et larves âgées.	---	---			56 000 – 448 000 et 224 000 – 448 000
			VectoBac AS	1 200		Pulvérisation aqueuse	0,3–2,3 L/ha					38 370 – 294 170
			VectoBac WG-WDG	3 000		Granules dispersés dans l'eau	Sites inondés et agricoles: 125–500 g/ha; eau polluée 0,5–1 kg/ha					37 500 – 150 000 ; et 150 000 – 300 000
Jackson <i>et al.</i> , 2002	Condition et croissance des poissons à court terme et impact sur macro invertébrés non-ciblées	---	VectoBac AS/12AS	1 200		Depuis un hélicoptère et aussi depuis un bateau à moteur	13 à 24 min-mg/L (ils ont utilisé la concentration la plus haute pour ce dosage)	5 ans	Pas d'évidence que des applications de <i>Bti</i> (13 à 24 min-mg/L) a affecté les macro invertébrés non visés et les poissons au niveau écologique		15 600 à 28 800 min-ITU/L	600 à 30 000 min-ITU/L

Auteurs et N° dans survol litt.*	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Dose ^z	Période évaluation	Résultats en unités originales	ITU / m ² (résultats)	ITU / L (résultats)	ITU / m ² (taux recom.)
Duchet <i>et al.</i> , 2008	<i>Daphnia pulex</i>	Diverse	VectoBac® 12AS	1 200	Bio essais dans de microcosmes de 125 L	Dilution dans l'eau potable avant pulvérisation sur la surface de l'eau	0,16 µl/L sur la base de 0,8 L/ha	21 jours	L'abondance des individus n'a pas été affectée. Mais il y a peut-être un effet sur la distribution de la taille des individus	102 320	205 ^e	38 370 à 294 170 (selon label)
							0,5 µl/L sur la base de 2,5 L/ha			319 750	640 ^e	
Duchet <i>et al.</i> , 2010a	Croissance d'individus (<i>Daphnia magna</i>)						0,16 µl/L sur la base de 0,8 L/ha		Le <i>Bti</i> n'a pas eu d'effet sur la croissance de <i>D. magna</i>	102 320	205 ^e	
							0,5 µl/L sur la base de 2,5 L/ha			319 750	640 ^e	
Duchet <i>et al.</i> , 2010b	Croissance populationnelle de <i>Daphnia pulex</i> Croissance populationnelle de <i>Daphnia magna</i>	Néonates au début des essais	VectoBac® 12AS	1 200	Utilisation d'une table de vie pour évaluer l'effet global du <i>Bti</i> sur les populations	Dilution dans un milieu de croissance (labo) et eau potable dans le terrain	0,5 µl/L	14 jours	Pas d'effets sur aucune de deux espèces ni dans le laboratoire ni dans le terrain		640 ^e	37 100 à 159 000 (selon l'article)
Fayolle <i>et al.</i> , 2016	Densité et diversité des communautés de phytoplancton	---			Analyse de phytoplancton après épandages de <i>Bti</i>		2,5 L/ha	5 ans	Pas d'effet	319 750	640	
Poulin, 2012	Abondance des invertébrés faisant partie de la diète d'oiseaux et perturbations chez ces derniers	---	VectoBac® 12AS	1 200	Echantillonnage des invertébrés (diète passereaux) et évaluation de la diète de la reproduction des hirondelles de rocher	Application aérienne	2,5 L/ha	3 ans pour les perturbations chez les oiseaux et 5 ans pour l'abondance des invertébrés	Des effets sur l'abondance des invertébrés qui servent de nourriture aux passereaux et sur la diète et sur la reproduction des hirondelles de rocher	319 750		38 370 à 294 170 (label)

Auteurs et N° dans survol litt.*	Organisme et variables étudiés	Stade développ.	Produit Bti	ITU/mg	Méthodologie	Application du produit	Dose ^z	Période évaluation	Résultats en unités originales	ITU / m ² (résultats)	ITU / L (résultats)	ITU / m ² (taux recom.)
Wipfli et Merritt, 1994	Changements dans les habitudes alimentaires de <i>Acronyria lycorias</i> et <i>Paragnetina media</i> (plécoptères)	Nymphale	Teknar HP-D	1 200	Évaluation de l'abondance des proies et des habitudes alimentaires des 2 plecoptères dans 2 sites après perte de la proie principale (mouches noires)	Directement dans un ruisseau, pendant 1 min, une fois par semaine pendant 6 semaines	100 min-mg/L ^f	10 jours. Echantillonnage à des intervalles de 5 jours: à 0 jours, 5 jours et 10 jours	Réduction importante de larves de simules après application du <i>Bti</i> . <i>P. media</i> a changé sa stratégie d'alimentation avec d'autres proies, mais <i>A. lycorias</i> n'a pas su s'adapter, même s'il y avait des proies potentielles disponibles		120 000 min-ITU/L	La dose recommandée est de 0,5 à 25 mg/L/15 min, ce qui équivaut à 600 – 900 ITU/L/15 min.

a : Numéro de paragraphe marqué pour analyse dans le document survol de littérature.

b : Dans cette étude, il y a eu un volet de laboratoire (voir dans table II). Les ITU des lots du *Bti* n'ont pas été mentionnés.

c : Ce paragraphe est répété dans le survol (article 48-P59)

d : Il n'agit pas d'une étude. Ces informations proviennent de la page web de Valent Biosciences (<https://publichealth.valentbiosciences.com/products/vectobac/granules>)

e : Dans ces cas, on ne peut pas comparer la dose recommandée avec les concentrations utilisées, car la dose recommandée n'inclut pas un volume d'eau. Toutefois, ces doses peuvent être trouvées dans: Couteux et Lejeune (2008)

f : Min-mg/L fait référence à l'application d'une quantité de produit par litre et pendant 1 minute. Indique de maintenir cette concentration pendant 1 minute dans le ruisseau.

NTO : organismes non visés (non target organism).

Requête

Dans les pages 44-45 du document de survol de la littérature :

« Ali *et al* (2008) ont observé pour *Bti* (potency : 7468 International Toxic Units (ITU)/mg) des valeurs pour le LC₉₀ pour le contrôle des larves des chironomides *Glyptotendipes paripes* et *Goeldichironomus carus* 1.056 et 0.467 mg/l, respectivement. Le LC₅₀ pour les deux espèces était 0.175 et 0.089 mg/l, respectivement. La concentration pour le contrôle de larves de moustiques VectoBac WDG (3000 ITU/mg) est 0.125 à 0.5 kg/ha, voire 0.5 à 1 kg/ha pour des eaux polluées (ceci correspond à 0.125 à 0.5 mg/l et 0.5 à 1 mg/l quand la profondeur de l'eau est 10 cm). En comparant les concentrations en ITU (facteur 2.5) ça donne pour le LC₅₀ pour les deux espèces observées par Ali *et al* (2008)¹²⁶ 0.44 et 0.22 mg/l, respectivement. Ainsi il y a un chevauchement (overlap) pour le dosage pour le contrôle des moustiques et celle pour le contrôle des chironomides tel qu'observé par Ali *et al* (2008)¹²⁶ ainsi que les différentes sous-familles comme observées par Stevens *et al.* (2013)¹²⁵. Est-ce vrai?? »

Effectivement, les doses recommandées pour le VectoBac®WDG chevauchent avec les résultats d'Ali *et al.*, (2008). Ces derniers ont trouvé le LC₅₀ = 0,175 mg/L pour le chironome *Glyptotendipes paripes* et le LC₅₀ = 0,089 mg/L pour *Goeldichironomus carus*. Ce qui équivaut à 1 307 et à 665 ITU/L respectivement. Également, Stevens *et al.*, (2013) ont trouvé qu'une dose de 0,5 kg/ha a réduit les populations de *Chironomus tepperi* (ravageur dans les rizières en Australie) de 37% en 19 jours. Cette dose représente 150 000 ITU/m² et correspond à la dose minimale recommandée pour les eaux polluées (tab. IV).

Tableau IV. Taux d'application recommandés pour VectoBac®WDG (Valent BioSciences, 2017) pour répondre au.

Produit	ITU/mg	Conditions d'application	kg/ha	ITU/m ²	mg/L dans 10 cm eau	ITU/L
VectoBac®WDG	3 000	Général	0,12 à 0,5	36 778 à 150 000	0,125 à 0,5	375 à 1 500
		Eaux polluées et usées	0,5 à 1	150 000 à 300 000	0,5 à 1 mg	1 500 à 3 000

5.2. Information trouvée dans études sur le *Bti* et taux d'application recommandées pour les formulations

5.2.1. Études de laboratoire

Dans le cas des études au laboratoire, on peut observer que la plupart d'entre eux examinent la toxicité aiguë par modèle probit et les LC₅₀ sont déterminés pour les diptères

cibles, ainsi que pour plusieurs organismes non visés (NTO). Alors, les résultats sont exprimés en quantité de produit par unité de volume. Donc, les ITU des produits utilisés ont été exprimés en ITU/L dans ce rapport (Tab. II).

Plusieurs études ont utilisé du *Bti* produit à partir d'une formulation commerciale ou bien à partir des poudres de référence. Dans ce cas, certains articles ne spécifient pas la puissance biologique du *Bti* utilisé, alors il n'est pas possible de comparer ces résultats avec les taux d'application recommandés par les fabricants des produits commerciaux. De plus, le volume d'eau où les épandages sont faits sur le terrain, n'est pas vraiment connu. Toutefois, pour les études ayant utilisé des produits commerciaux, ITU/L recommandés par les fabricants peuvent être calculés si on suppose un certain volume d'eau pour faire un calcul des ITU par unité de volume. Par exemple, Stevens *et al.* (2004) et Stevens *et al.* (2005) ont calculés les ITU/L recommandés pour VectoBac®WDG selon l'assomption d'une profondeur d'eau de 10 cm. Dans ces cas, la dose recommandée serait effective pour éliminer la moitié de la population de *C. tepperi* dans Stevens *et al.*, (2004). Ce calcul n'a pas été fait dans cette section. Alors, il n'a pas été possible de comparer les résultats des études avec les concentrations recommandés pour plusieurs articles.

Malgré cette difficulté, les études de laboratoire fournissent des informations essentielles sur le *Bti*. Par exemple, Paul *et al.* (2005) démontrent le développement de la résistance au *Bti* chez *C. pipiens*, car deux populations de la même espèce qui ont été différemment exposés à cet insecticide, ont montré des sensibilités différentes dans des essais de toxicité aiguë. La population qui a été exposée au *Bti* pendant 3 ans avait une LC_{50} de 11,4 $\mu\text{g Bti/L}$ (Syracuse), tandis que la population exposée pendant 1 an a eu une LC_{50} de 1,98 $\mu\text{g Bti/L}$ (Albany). Bien que le *Bti* soit censé avoir un risque de développement de résistance minimal chez les espèces visées (Becker et Lüthy, 2017), la résistance des culicidés avait déjà été documenté dans des études de laboratoire et sur le terrain (D'Almeida Melo *et al.*, 2016). De même, il a été montré qu'au moins 27 espèces d'insectes ont développé la résistance aux toxines du *Bt* (Siegwart *et al.*, 2015).

Il est important de souligner que la toxicité aiguë n'est pas la seule façon d'évaluer les impacts des insecticides. L'évaluation des impacts sublétaux est aussi nécessaire et les études de laboratoire s'avèrent un moyen efficace de repérer ces types d'effets. Dans ce cas,

on peut souligner deux études, faites par Lajmanovich *et al.* (2015) et Junges *et al.* (2017). Dans la première, une dose de 3 000 ITU/L a causé des dommages histologiques de l'épithélium intestinal de têtards de *L. latrans*, la grenouille sud-américaine commune⁷. Dans la deuxième étude, des effets sur la mobilité de 3 espèces de têtards ont été trouvés en utilisant des doses sublétales du *Bti* correspondantes aux NOEC (16 656, 3 600 et 6 000 ITU/L).

L'information fournie par les études de laboratoire trouvées dans la littérature est utile pour comparer les effets des différentes formulations sur les organismes non visés. Ces études aident à prévoir l'effet léthal à court terme, ainsi que certains effets sublétaux des épandages du *Bti*. Mais, des études faites sur le terrain, sur une échelle de temps plus large, s'avèrent plus représentatives des effets sur les écosystèmes, car elles incluent des effets cumulatifs, ainsi que les concentrations finales de l'insecticide dans l'eau et probablement le recyclage des spores du *Bti* dans le temps.

5.2.2. Études de terrain

Les taux d'application recommandés pour les formulations à base de *Bti* ont des effets négatifs ou n'ont pas d'effet sur certains organismes non visés. Aussi, dans certaines études, où des effets négatifs sur les NTO ont été trouvés, les doses examinées dépassent les taux d'application recommandés.

Dans Niemi *et al.* (1999), on observe qu'un suivi de 6 ans sur les effets des épandages de *Bti* à des doses qui ne dépassaient pas les doses recommandées pour VectoBac®G, a démontré des densités d'insectes aquatiques réduites de 57 % à 83 %. Toutefois, le zooplancton et les oiseaux nicheurs n'ont pas été affectés.

Dans Russell *et al.* (2009), les copépodes sont les seuls affectés pour des ITU/m² de 153 480, ce qui est dans le rang des doses recommandées pour le VectoBac®12AS (38 370 à 294 170 ITU/L).

⁷ Dans le rapport de GDG Environnement (2106), il est spécifié que Lajmanovich *et al.* (2015) n'ont pas trouvé aucun effet du *Bti* sur la grenouille à l'étude à 2,5 mg/L, ce qui est faux.

Dans Hershey *et al.* (1998), des doses proches aux doses de VectoBac®G ($234\,400 \pm 12\,800$ ITU/m²) recommandées pour les larves âgées et les eaux polluées, ont eu un faible impact sur l'abondance des insectes aquatiques NTO. Dans ce cas, les auteurs concluent que des facteurs environnementaux ont eu un impact plus important sur les communautés d'insectes que le *Bti*.

Jackson *et al.* (2002) montrent qu'un suivi de 5 ans des applications de *Bti* de 15 600 à 28 800 min-ITU/L n'a pas affecté les macros invertébrées non visées ni les poissons au niveau écologique. Ces concentrations se situent à l'intérieur des intervalles recommandés pour les VectoBac®AS/12AS.

Le VectoBac®12AS, n'a pas d'effet sur l'abondance de *Daphnia pulex* ni sur la croissance de *D. magna*. Également, il n'a pas d'effet sur la croissance populationnelle des deux espèces (Duchet *et al.*, 2008, Duchet *et al.*, 2010a et Duchet *et al.*, 2010b). Ces résultats ont été obtenus lors des études à court terme dans de microcosmes de 125 L. Il est difficile de comparer les concentrations utilisées à des doses recommandées, lesquelles sont exprimées en quantité de produit par unité de surface. Cependant, si on regarde les résultats des ITU/m² versus les doses recommandées dans les mêmes unités, les études correspondant à Duchet *et al.* (2008) et Duchet *et al.* (2010a) se situent dans l'intervalle des taux d'application recommandés pour le VectoBac®12AS.

Fayolle *et al.* (2016), ont montré dans une étude de 5 ans, que le VectoBac®12AS n'a pas eu d'effet sur la densité et la diversité des communautés de phytoplancton, pour un taux d'application qui dépassait de $160\,750$ ITU/m² la dose recommandée (spécifié dans l'article). Ce même produit a eu des effets négatifs sur l'abondance des invertébrés qui servent de nourriture aux passereaux et sur la diète et la reproduction des hirondelles de rocher dans une étude de long terme (Poulin, 2012). Néanmoins, la dose utilisée pendant cette période a dépassé de $25\,580$ ITU/m² le taux d'application spécifié dans le label du produit.

Wipfli et Merritt (1994), démontrent que l'alimentation du plécoptère *Acroneuria lyctorias* a été négativement affectée par le Teknar®HP-D, avec une concentration de 120 000 min-ITU/L (la dose recommandée est de 600 à 900 ITU/L pendant 15 min; il faut augmenter la concentration pour une période de temps plus courte). Le plécoptère *Paragnetina media*, a su s'adapter au changement de disponibilité des proies que le *Bti* a causé.

Les chironomes ne semblent pas être affectés face à des ITU qui dépassent les doses recommandées pour VectoBac®12AS (Duchet *et al.*, 2015). Toutefois, Hershey *et al.* (1998) ont trouvé que les densités de chironomes ont été réduites de 84% face à une dose de VectoBac®G qui s'approchait de la dose minimale recommandée pour les larves âgées et les eaux polluées. Lundström *et al.* (2010a) et Lundström *et al.* (2010b) démontrent que des doses se situant dans le rang des doses recommandées pour les larves âgées et les eaux polluées de la même formulation, n'ont pas eu un effet négatif sur les chironomes, dans un suivi de 6 ans. Une dose recommandée de VectoBac®WDG (150 000 ITU/m²), a causée de réductions de 38,6% des populations de *Chironomus tepperi*, un ravageur majeur dans les rizières australiennes. Les doses dépassant les taux d'application recommandés causent des mortalités importantes sur les chironomes visés, mais il n'a pas d'effet sur les chironomes NTO (Stevens *et al.*, 2013).

Pauley *et al.* (2015) ont testé l'effet de deux formulations à base de *Bti* sur le développement de têtards à une concentration de 11 156 ITU/L. Le « Mosquito Dunks » a causé la réduction de la survie des têtards en présence de prédateurs, tandis que le « Mosquito Bits » n'a pas eu d'effet sur la survie des têtards. Toutefois, les taux d'application recommandés de ces formulations sont exprimées en lb/pi² et non pas en unités de volume et il est difficile de les comparer avec les résultats de cette étude. Johnson et Johnson (2015), n'ont pas trouvé d'effets du *Bti* sur l'abondance et la diversité d'anoures ou sur leurs malformations, suivies sur une période de 5 ans. Mais, ni les produits utilisés ni leurs ITU ne sont indiqués.

5.3. Épandages faits au Québec avec des produits à base de Bti

Les épandages faits au Québec ne dépassent pas les taux d'application recommandés pour les 3 formulations utilisées (tabs. V et VI). Cependant, il faut considérer que certains épandages sont faits plusieurs fois dans un même lieu. Cette information n'est pas disponible, ce qui empêche de faire des calculs sur la quantité cumulative de produits appliqués.

Tableau V. Taux d'application des épandages faits par GDG Environnement au Québec dans la Ville de Châteauguay en 2016 (Brousseau, 2016) et prévus pour la Ville de Candiac pour la période 2017 – 2019 (Moreau, 2017).

Lieux	Année	Produits utilisés ou à utiliser	Mode d'application	Période d'épandage	Taux d'application	Quantité totale de produit / saison	Superficie traitée (ha)	ITU / m ²
Ville de Châteauguay	2016	VectoBac®1200L	Terrestre	19 avril au 22 aout ^a	Pas spécifié	109,7 L	166	79 200
		VectoBac® 200G	Aérienne	28 avril		1 185,6 kg	125	190 000
		Vectolex®CG ^{Bs}				162,9 kg	14	59 900 ^{Bs}
Ville de Candiac	2017-2019	VectoBac®1200L	Terrestre	Pas spécifié	0,5 - 0,75 L/ha	400 L	197,36 ^b	60 000 à 90 000
		VectoBac® 200G	Aérienne		7 - 10 kg/ha	500 kg	5,72	140 000 à 200 000
		Vectolex®CG ^{Bs}			11 kg/ha	55 kg	c	55 000 ^{Bs}

a : Dans le tableau 2 du rapport de GDG Environnement, la quantité de produit utilisée est indiquée par période d'épandage. Toutefois, il n'est pas spécifié quels épandages ont été faits plus d'une fois dans les mêmes lieux. Ceci empêche de faire un calcul exact des ITU totales par unité de surface.

b : Il faut ajouter environ 21 Km de fossés répertoriés répartis dans certains secteurs de Candiac et le long des principaux axes routiers de la région.

c : La superficie à traiter avec Vectolex®CG, n'est pas spécifiée, car certains gîtes prévus au VectoBac® 200G pourraient également faire l'objet de traitement au Vectolex®CG (maximum de 10 ha).

Bs : Formulation à base *Bacillus sphaericus* (Bs ITU/m²)

Tableau VI. Taux d'application recommandés pour les produits à base de *Bti* et *Bs* utilisés au Québec (Pest Management Regulatory Agency, 2011b, 2011a ; Valent BioSciences, 2012).

Formulation Bt	Année label	ITU/mg	ITU/L	Conditions du terrain	Taux d'application recommandé	ITU/m ²
VectoBac®1200L	2011	1 200	1 200 000 000	Habitats de moustiques ^a	Min.: 0,25 (L/ha)	30 000
					Max ^c .: 1 (L/ha)	120 000
VectoBac®200G	2011	200	NA	Eau stagnante	Min.: 3 (kg/ha)	60 000
					Max ^c .: 10 (kg/ha)	200 000
Vectolex®CG ^{Bs}	2012	50 ^{Bs}	NA	Habitats de moustiques ^b	Min.: 5,6 (kg/ha)	28 000 ^{Bs}
					Max.: 16,8 (kg/ha)	112 000 ^{Bs}

a : Mares temporaires dans de pâturages et boisés, fossés du bord de chemin ou d'irrigation, marécages naturels ou zones estuariennes, bassins de rétention et étang d'épuration d'eau.

b : Marécages d'eau douce et d'eau salée, plaines inondées, champs et pâturages inondés, zones humides, étangs de rétention et d'infiltration, eaux usées et d'assainissement, fosses septiques et de drainage.

c : Utiliser les doses les plus élevées dans les eaux profondes très froides ou polluées et lorsque la majorité des larves sont à la fin du 3^e et au 4^e stades larvaires.

Bs : Formulation à base *Bacillus sphaericus* (Bs ITU/m²)

5.4. Impacts potentiels des épandages faits au Québec dans l'écosystème.

Si l'on compare les doses d'épandages de *Bti* utilisées au Québec, variant entre 60 000 et 200 000 ITU/m² (tab. V), avec les doses des études faites sur le terrain (tab. III), on remarque qu'une dose de 153 480 ITU/m² pourrait affecter les copépodes dans certains écosystèmes (Russell *et al.*, 2009). Toutefois, la dilution du produit dans l'eau peut varier dépendamment du volume d'eau, ce qui est difficile à prévoir.

Dans une étude de 21 jours en microcosmes, Duchet *et al.* (2008) ont démontré que l'abondance de *Daphnia pulex* n'a pas changé après des applications d'une dose de 102 320 ITU/m² (VectoBac®12AS). Duchet *et al.* (2010a) n'ont pas trouvé d'effet sur la croissance de *D. magna* en étudiant la même dose du même produit, aussi en microcosmes pendant la même période du temps.

Duguma *et al.* (2015) a montré qu'une dose de 12 000 ITU/m² n'a pas affecté le fonctionnement du réseau trophique (production primaire, abondance du phytoplancton, concentration de seston, communauté microbienne, phosphore et l'azote total dans l'eau, cycles biogéochimiques). Mais, une dose de 962 000 ITU/m² donne les résultats contraires. Alors, il reste à savoir si les taux d'application de 60 000 - 200 000 ITU/m² auraient un impact sur ces variables.

Niemi *et al.* (1999), ont évalué l'effet de plusieurs doses de VectoBac®G sur le zooplancton, sur les insectes et sur les oiseaux reproducteurs sur le terrain pendant 6 ans. Toutes les doses étudiées (118 000 à 300 000 ITU/m²) ont réduit les densités et la diversité d'insectes. Ces réductions ont été de l'ordre de 57 % à 83 % pour la densité et de 33 à 66 % pour la diversité. Le zooplancton et les oiseaux nicheurs n'ont pas été affectés.

Quant aux chironomes, Stevens *et al.* (2013) montrent qu'une dose de 150 000 ITU/m² réduit les populations de larves de *C. tepperi* de 38,6 % dans les rizières australiennes. Les chironomes appartenant à la famille Tanyptodinae, des NTO, ne sont pas affectés. Duchet *et al.* (2015), n'ont pas trouvé d'impact d'une dose de 102 320 ITU/m² (VectoBac® 12AS) sur l'émergence de deux espèces de chironomes, *P. nubifer* et *T. curticornis*. D'autres études faites sur le terrain (Lundström *et al.*, 2010a; Lundström *et al.*, 2010b; Vinnersten *et al.*, 2010) ont testé des doses de *Bti* qui dépassent les taux d'application utilisés au Québec.

Dans le cas des études faites en laboratoire, Ali *et al.* (2008) ont évalué la toxicité aigüe pour deux chironomes nuisibles : $LC_{50} = 664,7$ et $1306,9$ ITU/L. Ces concentrations pourraient se situer dans le rang des doses d'épandage utilisées au Québec, sur un volume hypothétique de 10 cm d'eau ($600 - 2\,000$ ITU/L⁸). Stevens *et al.* (2004), ont évalué la toxicité aigüe pour les jeunes larves de *C. tepperi* ($LC_{50} = 600$ ITU/L) et pour les larves âgées ($LC_{50} = 1\,380$ ITU/L) (VectoBac® WDG). Rey *et al.* (1998), ont montré que les larves de dernier stade larvaire de *C. annularius* ont eu des taux de mortalité de 88 % à 24 h et 100 % après 48 et 72 h quand elles ont été soumises à une concentration de $2\,000$ ITU/L de Bactimos®WP. Stevens *et al.* (2005) ont trouvé que la LC_{50} était de $1\,770$ ITU/L (VectoBac® WDG) pour le 4^e stade larvaire de *C. tepperi*. Ces études indiquent que les chironomes pourraient être affectés par les épandages de *Bti* au Québec. Toutefois, des évaluations sur les espèces locales sont recommandées.

Dans le cas des amphibiens, il y a deux études faites sur le terrain. La première a été faite par Johnson et Johnson (2015) et la deuxième par Pauley *et al.* (2015). Dans la première, aucun effet n'a été trouvé sur l'abondance ou sur la diversité d'anoures ni sur les malformations de *R. pipiens*, mais les ITU ne sont pas spécifiés. Dans la deuxième étude, une dose de $11\,156$ ITU/L a réduit la survie des larves de la rainette versicolore, *H. versicolor*, juste en présence de prédateurs, indiquant qu'il existe une interaction entre le *Bti* et le stress causé aux rainettes par la présence de prédateurs. Pourtant, la dose utilisée dépasse les concentrations d'épandages dans l'eau au Québec, pour une profondeur hypothétique de 10 cm^h. Les concentrations de *Bti* correspondant aux études de laboratoire menées par Morawcsik (1983), Schnetter *et al.*, (1981), Prüfer (1983) et Junges *et al.* (2017) (tab. III) dépassent aussi les concentrations hypothétiques au Québec. Scholten (1991), qui a testé l'effet d'une série de concentrations de Teknar®HP-D (120 à $360\,000$ ITU/L) et de Bactimos® ($1\,000$ à $3\,000\,000$ ITU/L), n'a pas trouvé d'effets du *Bti* sur le développement embryonnaire de deux espèces de crapauds. Cependant, selon Lajmanovich *et al.* (2015) qui ont trouvé un dommage histologique dans l'épithélium des intestins de têtards après 48h d'exposition à $3\,000$ ITU/L, les ingrédients inertes utilisés dans la formulation des produits à base de *Bti*, ont un potentiel de toxicité important. Notamment, les surfactants peuvent potentialiser l'activité insecticide du *Bti*. C'est pourquoi, même si les doses d'épandage utilisées au

⁸ Taux d'application de produits à base de *Bti* au Québec : dose minimale = $60\,000$ ITU/m²; dose maximale = $200\,000$ ITU/m². Dans une profondeur d'eau de 10 cm, les concentrations dans les zones visées se placeraient entre 600 ITU/L à $2\,000$ ITU/L.

Québec, en ce qui concerne les ITU, sont moindres que les doses qui affectent négativement certains NTO, il est recommandable d'examiner les effets de ces formulations sur les espèces non visées présentes au Québec pour tirer des informations concluantes.

D'autres variables étudiées dans les recherches indiquées dans le survol de littérature ont évalué des doses et de concentrations dépassant les taux d'application utilisés au Québec. Toutefois, des analyses plus approfondies sont conseillées.

6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les études faites sur l'efficacité et les impacts non désirés des produits à base de *Bti* montrent une diversité de méthodologies, dans laquelle l'utilisation d'unités variées pour définir les doses et les concentrations de produits est évidente. Étant donné que la quantité d'ingrédients actifs dans les produits à base de *Bti* ne peut pas être déterminée avec exactitude, le concept de puissance biologique, représentée par les Unités toxiques internationales (ITU) des formulations, est utilisé. Idéalement, les ITU par unité de volume ou de surface devraient être considérés pour faciliter la comparaison des résultats entre études. Néanmoins, après avoir fait une analyse approfondie de 45 études, il était manifeste que l'information disponible pour transformer des unités originales à des unités communes dans chaque étude n'était pas la même, c'est pourquoi il a été nécessaire de définir deux unités communes aux lieux d'une. Alors, les unités originales des doses et des concentrations de produits à base de *Bti* ont été transformées en ITU/L ou en ITU/m².

Suite à l'examen détaillé de la littérature, il est évident qu'il existe principalement deux types de recherches, des études faites en laboratoire et des études faites sur le terrain. Ces deux groupes d'études, tout en étant complémentaires, ne peuvent pas être comparés entre eux en ce qui concerne les doses et concentrations de formulations utilisées. Telle différenciation est fondamentale afin d'examiner l'information sur les impacts du *Bti*.

Les études de laboratoire exhibent des méthodologies standardisées. Les stades de développement des organismes étudiés sont relativement similaires, des diptères de troisième et de quatrième stade larvaire. L'application du produit est aussi similaire, des dilutions de formulations dans l'eau. Dans ce cas, les concentrations de ces produits sont

connues, car la dose de *Bti* et le volume d'eau sont connus. La période d'évaluation est aussi semblable, principalement 24 h - 48 h. Cette période est définie en fonction de la durée de la toxicité du *Bti*, en générale de 24 - 48 h (Poopathi et Abidha, 2010). Toutefois, il faut se demander si les résultats de ces études auraient été différents si les évaluations de la mortalité des organismes étudiés avaient été faites sur une période de temps plus longue. Par exemple, Rey *et al.*, (1998) ont montré que suite à l'exposition à 2 000 ITU/L (tab. II), la mortalité de 3 espèces de diptères a augmenté considérablement, même jusqu'à 100 % pour 2 espèces, quand l'évaluation de la mortalité a été faite à 72 h, alors que les niveaux de mortalité étaient de l'ordre de 88 %, 44 % et 16 % à 24 h.

Les résultats des études de laboratoire en termes de concentrations (ITU/L) s'avèrent comparables. Cependant, il faut considérer la puissance biologique de chaque produit, ce qui peut être très différent d'une formulation à une autre, et la variabilité quant à la susceptibilité des organismes testés, car la tolérance innée de chaque espèce d'insecte affecte directement sa susceptibilité à une substance toxique (Oppenoorth et Welling, 1976).

Un autre élément commun aux études de laboratoire est que la plupart font la seule estimation de la toxicité aiguë causée par le *Bti*. Ces études exposent l'effet létal sur les organismes à l'étude, sur une période de temps relativement courte, si on considère les dynamiques populationnelles des organismes de milieux humides dans le temps. Par exemple, le profil de survie de l'ostracode *H. bosniaca* dans le temps, après avoir été exposé au *Bti*, est de type sigmoïde, ce qui indique qu'au début et à la fin de l'exposition il y a une faible réponse des individus, lesquels sont plus sensibles pendant les jours situés entre le début et la fin de l'exposition (Aguilar-Alberola et Mesquita-Joanes, 2012). Des recherches sur les effets du *Bti* au niveau démographique (sur plusieurs générations d'individus) sont aussi manquantes dans les études faites en laboratoire. Également, comme il a déjà été mentionné en 5.2.1., il est important d'examiner des effets autres que la mortalité, comme il a été fait par Lajmanovich *et al.* (2015) et Junges *et al.* (2017) (effet sur les amphibiens au niveau histologique, ainsi que des effets sublétaux sur le comportement).

Les études de laboratoire donnent de l'information sur l'effet du *Bti* dans un scénario de concentrations connues du produit dans l'eau. Cependant, sur le terrain, la concentration

finale du *Bti* dans l'eau après un épandage n'est pas connue⁹. Dans certains articles issus d'études sur le terrain, la concentration d'épandage du *Bti* fait référence à la quantité du produit par unité de surface, par exemple kg VectoBac / ha. Ces concentrations, ne prennent pas compte du volume d'eau où le produit sera appliqué. La concentration finale des produits dans l'eau peut être variable, surtout en considérant la variabilité des facteurs biotiques et abiotiques retrouvés en milieu naturel. Alors, il s'avère très difficile de comparer les doses recommandées pour chaque produit avec certaines études. De plus, ces doses recommandées ne sont pas toujours définies ni discutées dans la section discussion des articles et il est difficile d'accéder aux labels de produits utilisés dans certaines régions, par exemple en Corée ou en Allemagne, pour faire des comparaisons.

Les études de terrain donnent des informations utiles pour apercevoir les effets du *Bti* sur les écosystèmes dans des conditions réelles, car elles incluent tous les facteurs environnementaux qui interagissent avec ce composé. De plus, les doses utilisées sont exprimées en quantité du produit par unité de surface pour la plupart des recherches, ce qui facilite la comparaison entre les études et avec les doses recommandées par les fabricants.

Bien que certains études aient trouvé des effets négatifs sur les organismes non visés ou sur l'écosystème quand des doses plus élevées que celles recommandées pour chaque produit ont été utilisées (par exemple Duguma *et al.*, 2015), on peut se demander si la dose recommandée pourrait aussi causer des effets similaires dans certaines situations sur le terrain. De plus, les composantes de la formulation, telles que des surfactants, et non pas le *Bti* « pure », peuvent causer ces effets négatifs.

D'autre part, il est recommandable d'envisager le regroupement des études faites sur le terrain, quant à la période d'évaluation des impacts du *Bti*, pour faire une analyse en considérant l'échelle du temps. Dans ce type d'analyse, il serait important de considérer les effets cumulatifs du *Bti*, car les épandages de cet insecticide sont faits plusieurs fois pendant la saison dans les mêmes milieux, ce qui est recommandé dans le label des produits commerciaux et ce qui est aussi fait au Québec (Brousseau, 2016). En plus, le même site peut-être traité pendant plusieurs années consécutives. Ceci peut résulter en une accumulation progressive de *Bti* dans l'écosystème (Poulin, 2016).

⁹ Certains produits à base de *Bti* sont appliqués sur la végétation. Dans ce cas, on peut connaître la concentration du produit.

En comparant les doses des épandages utilisées au Québec avec les études faites sur le terrain et en laboratoire, on constate que plusieurs organismes pourraient être affectés. Notamment, les ostracodes, les chironomes, certains insectes aquatiques et des variables associées au fonctionnement des réseaux trophiques. D'autres organismes et variables devraient aussi être étudiés. Il est recommandé de faire des études au Québec en utilisant les formulations spécifiées pour les épandages prévus dans les programmes de réduction d'insectes nuisibles, ce qui est particulièrement pertinent dans le cas des évaluations du risque du *Bti* sur les amphibiens.

Les études à long terme au Québec sont manquantes et essentielles. L'effet du *Bti* sur les organismes non visés présents au Québec pourrait être étudié dans un contexte de laboratoire sur plusieurs générations, de façon à inclure des évaluations des potentiels effets sublétaux du *Bti*. Ces études peuvent être complémentaires à des suivis des effets des épandages dans les milieux naturels faits par des experts indépendants. Des recherches sur le comportement des formulations de *Bti* dans les milieux humides devraient aussi être abordées, c'est-à-dire leur concentration dans l'eau dans le temps et le recyclage des toxines dans les écosystèmes. Seules les études locales pourront fournir l'information nécessaire pour tirer des conclusions définitives.

Finalement, cette analyse de littérature au sujet des impacts du *Bti* sur les écosystèmes a été abordée principalement en considérant les doses et concentrations des différentes formulations. Ce rapport constitue un outil de référence pour l'analyse de l'impact du *Bti* dans l'environnement et il peut être de grande utilité pour l'élaboration des futures études au Québec.

7. RÉFÉRENCES

- Aguilar-Alberola, J. A. et F. Mesquita-Joanes. 2012: Acute Toxicity Tests with Cadmium, Lead, Sodium Dodecyl Sulfate, and *Bacillus thuringiensis* on a Temporary Pond Ostracod. *International Review of Hydrobiology* 97: (4) 375-388.
- Ali, A., R. J. Lobinske, R. J. Leckel Jr, N. Carandang et A. Mazumdar. 2008: Population survey and control of Chironomidae (Diptera) in wetlands in northeast Florida, USA. *Florida Entomologist* 91: (3) 446-452.
- Becker, N. et P. Lüthy. 2017. Mosquito control with entomopathogenic bacteria in Europe. In *Microbial Control of Insect and Mite Pests* (eds. Lacey, L. A.): 379-392. Academic Press.
- Becker, N. et J. Margalit. 1993. Use of *Bacillus thuringiensis israelensis* against mosquitoes and blackflies. In *Bacillus thuringiensis*, an Environmental Biopesticide: Theory and Practice (eds. Entwistle, P. F., Cory, J. S., Bailey, M. J. & Higgs, S.): 147-170. John Wiley & Sons, New York.
- Boguski, T. (2008). Understanding Units of Measure: Centre for Hazardous Substance Research (CHSR). Kansas State University
- Boisvert, M., Boisvert, J. 2000. Effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on target and nontarget organisms: a review of laboratory and field experiments. *Biocontrol science and Technology*, 10: (5) 517-561.
- Boyer, S., M. Paris, S. Jégo, G. Lempérière et P. Ravanel. 2012: Influence of insecticide *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* treatments on resistance and enzyme activities in *Aedes rusticus* larvae (Diptera: Culicidae). *Biological Control* 62: (2) 75-81.
- Boyer, S., J. Sérandour, G. Lempérière, M. Raveton et P. Ravanel. 2006: Do herbicide treatments reduce the sensitivity of mosquito larvae to insecticides? *Chemosphere* 65: (4) 721-724.
- Brousseau, C. (2016). Contrôle biologique des insectes piqueurs. Ville de Châteauguay 2016. Rapport d'exécution, Ville de Châteauguay: 7 p
- CHEMM. 2017. «Key Principles of Toxicology and Exposure». En ligne. <<https://chemm.nlm.nih.gov/toxprinciples.htm>>. Consulté le 8 mars 2018.
- Couteux, A., Lejeune, V. 2008. Index phytosanitaire ACTA 2008.
- Croft, B. A. 1990: Arthropod biological control agents and pesticides. Trad. de: *English* John Wiley and Sons. New York, 723 p.
- Duchet, C., T. Caquet, E. Franquet, C. Lagneau et L. Lagadic. 2010a: Influence of environmental factors on the response of a natural population of *Daphnia magna*

- (Crustacea: Cladocera) to spinosad and *Bacillus thuringiensis israelensis* in Mediterranean coastal wetlands. *Environmental Pollution* 158: (5) 1825-1833.
- Duchet, C., M.-A. Coutellec, E. Franquet, C. Lagneau et L. Lagadic. 2010b: Population-level effects of spinosad and *Bacillus thuringiensis israelensis* in *Daphnia pulex* and *Daphnia magna*: comparison of laboratory and field microcosm exposure conditions. *Ecotoxicology* 19: (7) 1224-1237.
- Duchet, C., E. Franquet, L. Lagadic et C. Lagneau. 2015: Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* and spinosad on adult emergence of the non-biting midges *Polypedilum nubifer* (Skuse) and *Tanytarsus curticornis* Kieffer (Diptera: Chironomidae) in coastal wetlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 115: 272-278.
- Duchet, C., M. Larroque, T. Caquet, E. Franquet, C. Lagneau et L. Lagadic. 2008: Effects of spinosad and *Bacillus thuringiensis israelensis* on a natural population of *Daphnia pulex* in field microcosms. *Chemosphere* 74: (1) 70-77.
- Duffus, J. H. 2001. «Risk Assessment Terminology». Chemistry International. En ligne. <https://old.iupac.org/publications/ci/2001/march/risk_assessment.html>. Consulté le 16 mars 2018.
- Duffus, J. H., M. Nordberg et D. M. Templeton. 2007: Glossary of terms used in toxicology, (IUPAC Recommendations 2007). *Pure and Applied Chemistry* 79: (7) 1153-1344.
- Duguma, D., M. W. Hall, P. Rugman-Jones, R. Stouthamer, J. D. Neufeld et W. E. Walton. 2015: Microbial communities and nutrient dynamics in experimental microcosms are altered after the application of a high dose of *Bti*. *Journal of Applied Ecology* 52: (3) 763-773.
- Fayolle, S., C. Bertrand, M. Logez et E. Franquet. 2016: Erratum: Does mosquito control by *Bti* spraying affect the phytoplankton community? A 5-year study in Camargue temporary wetlands (France). *Annales de Limnologie* 52: (1) 1-11.
- Hershey, A. E., A. R. Lima, G. J. Niemi et R. R. Regal. 1998: Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* (BTI) and methoprene on nontarget macroinvertebrates in Minnesota wetlands. *Ecological Applications* 8: (1) 41-60.
- Hughes, P. A., M. M. Stevens, H.-W. Park, B. A. Federici, E. S. Dennis et R. Akhurst. 2005: Response of larval *Chironomus tepperi* (Diptera: Chironomidae) to individual *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* toxins and toxin mixtures. *Journal of Invertebrate Pathology* 88: (1) 34-39.
- GDG Environnement. 2016: Résumé et analyse de l'article « Lajmanovich *et al.* 2015 Toxicity *Bti* ».
- Jackson, J. K., R. J. Horwitz et B. W. Sweeney. 2002: Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* on black flies and nontarget macroinvertebrates and fish in a large river. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: (5) 910-930.

- Johnson, C. M. et L. B. Johnson (2015). Evaluation of the potential effects of methoprene and *Bti* on anuran malformations in Wright County, MN
- Junges, C., M. Maglianese, R. Lajmanovich, P. Peltzer et A. Attademo. 2017: Acute toxicity and etho-toxicity of three insecticides used for mosquito control on amphibian tadpoles. *Water, Air, & Soil Pollution* 228: (4) 143.
- KABS. 2016. Einfluss von Bti auf die Zuckmückenfauna. En ligne.
http://www.kabsev.de/1/1_7/1_7_1/index.php Consulté le 10 mars 2018.
- Lajmanovich, R. C., C. M. Junges, M. C. Cabagna-Zenklusen, A. M. Attademo, P. M. Peltzer, M. Maglianese, V. E. Márquez et A. J. Beccaria. 2015: Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in aqueous suspension on the South American common frog *Leptodactylus latrans* (Anura: Leptodactylidae) tadpoles. *Environmental Research* 136: 205-212.
- Lee, B. M. et G. I. Scott. 1989: Acute toxicity of temephos, fenoxycarb, diflubenzuron, and methoprene and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to the mummichog (*Fundulus heteroclitus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 43: (6) 827-832.
- Lundström, J. O. et e. al. 2010a: Production of wetland Chironomidae (Diptera) and the effects of using *Bacillus thuringiensis israelensis* for mosquito control. *Bulletin of Entomological Research* 117-125.
- Lundström, J. O., Y. Brodin, M. Schäfer, T. P. Vinnersten et Ö. Östman. 2010b: High species richness of Chironomidae (Diptera) in temporary flooded wetlands associated with high species turn-over rates. *Bulletin of Entomological Research* 100: (4) 433-444.
- D'Almeida Melo, A., Soccol, V.T. et C. R. Soccol. 2016. *Bacillus thuringiensis*: mechanism of action, resistance, and new applications: a review. *Critical Reviews in Biotechnology*. 36: (2), 317-326.
- Milam, C., J. Farris et J. Wilhide. 2000: Evaluating mosquito control pesticides for effect on target and nontarget organisms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: (3) 324-328.
- Morawcsik, J. 1983. «Untersuchungen zur Wirkung von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* auf aquatische Nontarget-Organismen».
- Moreau, S. (2017). Demande de certificat d'autorisation. Contrôle biologique des insectes piqueurs. Ville de Candiac - 2017 à 2019, GDG Environment: 26 p
- Niemi, G. J., A. E. Hershey, L. Shannon, J. M. Hanowski, A. Lima, R. P. Axler et R. R. Regal. 1999: Ecological effects of mosquito control on zooplankton, insects, and birds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: (3) 549-559.
- Oestergaard, J., C. Belau, O. Strauch, A. Ester, K. van Rozen et R.-U. Ehlers. 2006: Biological control of *Tipula paludosa* (Diptera: Nematocera) using entomopathogenic

- nematodes (*Steinernema spp.*) and *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis*. Biological Control 39: (3) 525-531.
- Oppenoorth, F. J. et W. Welling. 1976. Biochemistry and Physiology of Resistance. In Insecticide Biochemistry and Physiology (eds. Wilkinson, C. F.): 507-551. Springer US, Boston. En ligne. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4899-2212-0_13>.
- Park, Y., K. J. J. et Y. Kim. 2016: A mixture of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* with *Xenorhabdus nematophila*-cultured broth enhances toxicity against mosquitoes *Aedes albopictus* and *Culex pipiens pallens* (Diptera: Culicidae). Journal of Economic Entomology 109: (3) 1086-1093.
- Paul, A., L. C. Harrington, L. Zhang et J. G. Scott. 2005: Insecticide resistance in *Culex pipiens* from New York. Journal of the American Mosquito Control Association 21: (3) 305-309.
- Pauley, L. R., J. E. Earl et R. D. Semlitsch. 2015: Ecological Effects and Human Use of Commercial Mosquito Insecticides in Aquatic Communities. Journal of Herpetology 49: (1) 28-35.
- Pest Management Regulatory Agency. (2011a). VectoBac® 200G. Biological Larvicide. Granule (label transcript)
- Pest Management Regulatory Agency. (2011b). VectoBac® 1200L. Biological Larvicide. Aqueous Suspension (label transcript)
- Poulin, B. 2012: Indirect effects of bioinsecticides on the nontarget fauna: The Camargue experiment calls for future research. Acta Oecologica 44: 28-32.
- Poulin, B. (2016). Rapport final sur le suivi scientifique annuel mené en 2015 en parallèle aux opérations de démoustication au *Bti* sur le périmètre du Parc naturel régional de Camargue. Rapport présenté au Parc naturel régional de Camargue.
- Prüfer, B. (1983). Amphibien und biologische Stechmückenbekämpfung. Untersuchungen zur Charakterisierung der toxischen Wirkung von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*-Präparaten auf *Xenopus laevis*-Larven. Masters thesis (résumé) (1983) KABS En ligne. <http://www.kabsev.de/1/1_7/1_7_3/>. Consulté le 18-03-2018.
- Rey, D., A. Long, M. Pautou et J. Meyran. 1998: Comparative histopathology of some Diptera and Crustacea of aquatic alpine ecosystems, after treatment with *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*. Entomologia Experimentalis et Applicata 88: (3) 255-263.
- Rishikesh, N. et G. Quelennec. 1983: Introduction to a standardized method for the evaluation of the potency of *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 based products. Bulletin of the World Health Organization 61: (1) 93.
- Russell, T. L., B. H. Kay et G. A. Skilleter. 2009: Environmental effects of mosquito insecticides on saltmarsh invertebrate fauna. Aquatic Biology 6: 77-90.

- Schnetter, W., S. Engler, J. Morawcik et N. Becker. 1981: Wirksamkeit von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* gegen Stechmuecken und Non-Target Organismen. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft fuer Allgemeine und Angewandte Entomologie 2: 195-202.
- Scholten, F. (1991). Die Wirkung von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* auf die Embryonal- und Larvalentwicklung ausgewählter Vertreter der einheimischen Anuren und *Xenopus laevis*. BTI, A. d. B. m., KABS En ligne. <http://www.kabsev.de/1/1_7/1_7_0/1_7_0_3/Scholten_1991.php>. Consulté le 22-03-2018.
- Siegwart, M., Graillot, B., Blachere Lopez, C., Besse, S., Bardin, M., Nicot, P. C. et M. Lopez-Ferber. 2015. Resistance to bio-insecticides or how to enhance their sustainability: a review. Frontiers in plant science. (6). Article 381.
- Stevens, M., S. Helliwell et P. Hughes. 2005: Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* formulations, spinosad, and selected synthetic insecticides to *Chironomus tepperi* larvae. Journal of the American Mosquito Control Association 21: (4) 446-450.
- Stevens, M. M., R. J. Akhurst, M. A. Clifton et P. A. Hughes. 2004: Factors affecting the toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and *Bacillus sphaericus* to fourth instar larvae of *Chironomus tepperi* (Diptera: Chironomidae). Journal of invertebrate pathology 86: (3) 104-110.
- Stevens, M. M., P. A. Hughes et J. Mo. 2013: Evaluation of a commercial *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* formulation for the control of chironomid midge larvae (Diptera: Chironomidae) in establishing rice crops in south-eastern Australia. Journal of invertebrate pathology 112: (1) 9-15.
- Táborsky, V. (1992). Standarization of Products. Small-scale processing of microbial pesticides, Food and Agriculture Organisation
- Vinnersten, T. Z. P., J. O. Lundström, M. L. Schäfer, E. Petersson et J. Landin. 2010: A six-year study of insect emergence from temporary flooded wetlands in central Sweden, with and without *Bti*-based mosquito control. Bulletin of Entomological Research 100: (6) 715-725.
- Valent BioSciences. 2012: Vectolex®CG. Canadian label.
- Valent BioSciences. (2014). VectoBac® Biological larvicide En ligne. <<https://publichealth.valentbiosciences.com/products/vectobac/granules>>. Consulté le 14-03-2015.
- Valent BioSciences. 2017: VectoBac®WDG Label.
- Wipfli, M. S. et R. W. Merritt. 1994: Disturbance to a stream food web by a bacterial larvicide specific to black flies: feeding responses of predatory macroinvertebrates. Freshwater Biology 32: (1) 91-103.

- Wipfli, M. S., R. W. Merritt et W. W. Taylor. 1994: Low Toxicity of the Black Fly Larvicide *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to Early Stages of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*), Brown Trout (*Salmo trutta*), and Steelhead Trout (*Oncorhynchus mykiss*) following Direct and Indirect Exposure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: (6) 1451-1458.
- World, Health et Organization. 2003: WHO specifications and evaluations for public health pesticides. 1-29.

ANNEXE

Doses recommandés pour des formulations de produits à base de Bti.

Formulation	Mentions dans bibliographie	ITU/mg	Conditions	Taux d'application recommandés en unités originales	Doses rec. (L/ha)	Pts/acre to kg/acre	Lb à kg	kg/ha	Mg/m ²	L/m ²	mg Bti/L	ITU/L (L d'eau à traiter)	ITU / m ²
Aquabac xt	Stevens <i>et al.</i> , 2005	1200 ^a	Habitat de chironomes nuisibles	3,8 L/acre	9,390			9,390		0,001		11 268	1 126 800
Bactimos	Prüfer, 1983	6 000		d									
Bactimos PP	Boyer <i>et al.</i> , 2012	10 000		d									
Bactimos WP	Boyer <i>et al.</i> , 2006; Rey <i>et al.</i> , 1998	5 000		d									
Bti IPS-80	Paul <i>et al.</i> , 2005; Prüfer, 1983	10 000		d									
Bti IPS-82	Oestergaard <i>et al.</i> , 2006	15 000		d									
Bactosec	Park <i>et al.</i> , 2016	3 500		d									
Introban	Lajmanovich <i>et al.</i> , 2015; GDG Environnement, 2016; Junges <i>et al.</i> , 2017	1 200 ^b	Général	Min. : 300 ml/ha	0,3								38 000
				Max. : 1 200 ml/ha	1,2								153 600
			Marécages salés et eaux maritimes	Min. : 600 ml/ha	0,6								76 800
				Max. : 1 200 ml/ha	1,2								153 600
			Eaux polluées	Min. : 1 200 ml/ha									
				Max. : 2 400 ml/ha	2,4								307 200
			Simulies	Min. : 0,5 mg/L/15 min							0,5	600 ^e	
				Max. : 75 mg/L/15 min							75	90 000 ^e	
Mosquito Dunks	Pauley <i>et al.</i> , 2015	7 000	Général	1 Mosquito Dunk / jusqu'à 100 pieds carrés									
Mosquito Bits				1/2 lb. Par 2 178 pi ²			0,227		1120,851				7 845 955
Teknar HP-D	Wipfli <i>et al.</i> , 1994; Scholten, 1991; Wipfli et Merritt, 1994	1200	Général	Min.: 0,25 pintes/acre		0,118		0,292	29,231				5 846
				Max.: 1 pintes/acre		0,473		1,169	116,924				23 385
			Eaux pollués et usées	Min.: 1 pintes/acre		0,473		1,169	116,924				23 385
				Max.: 2 pintes/acre		0,946		2,338	233,849				46 770
			Control de mouches noires (dans ruisseau) ^B	Min.: 0,5 ppm/15 min							0,5	600 ^e	
				Max.: 0,75 ppm/15 min							0,75	900 ^e	
Teknar SC	Stevens <i>et al.</i> , 2005	1 200	Général	Min.: 0,25 pintes/acre		0,118		0,292	29,231				35 077
				Max.: 2 pintes/acre		0,946		2,338	233,849				280 618
			Eaux pollués et usées	Min.: 1 pintes/acre		0,473		1,169	116,924				140 309

Formulation	Mentions dans bibliographie	ITU/mg	Conditions	Taux d'application recommandés en unités originales	Doses rec. (L/ha)	Pts/acre to kg/acre	Lb à kg	kg/ha	Mg/m ²	L/m ²	mg Bti/L	ITU/L (L d'eau à traiter)	ITU / m ²
Teknar SC (cont.)	Stevens <i>et al.</i> , 2005	1 200	Eaux pollués et usées	Max.: 2 pintes/acre		0,946		2,338	233,849				280 618
VectoBac G	Duguma <i>et al.</i> , 2015; Hershey <i>et al.</i> , 1998; Niemi <i>et al.</i> , 1999; Lundström <i>et al.</i> , 2010a, 2010b; Vinnersten <i>et al.</i> , 2010; Valent Biosciences, 2014	200	Général	Min.: 2,5 lbs/acre				2,802	280,212				56 042
				Max.: 10 lbs/acre				11,208	1120,849				224 170
			Larves âgées, larges populations et eau polluée	Min.: 10 lbs./acre				22,417	2241,699				448 340
				Max.: 20 lbs./acre									140 000
			Marécages salés et eaux maritimes	Une seule dose: 7 Kg/ha				7	700				
VectoBac AS/12AS	Russell <i>et al.</i> , 2009; Duchet <i>et al.</i> , 2015; Aguilar-Alberola et Mesquita-Joanes, 2012; Valent Biosciences, 2014; Jackson <i>et al.</i> , 2002; Duchet <i>et al.</i> , 2008, 2010a, 2010b; Fayolle <i>et al.</i> , 2016; Poulin, 2012; Hershey <i>et al.</i> , 1998	1 200 ^b	Général	Min.: 0,25 pintes/acre		0,118		0,292	29,231				35 077
				Max.: 2 pintes/acre		0,946		2,338	233,849				280 618
			Control de mouches noires (dans ruisseau)	Min.: 0,5 min-mg/L							0,5	600^f	
				Max.: 25 min-mg/L							25	30 000^f	
VectoBac WDG	Stevens <i>et al.</i> , 2004, 2005, 2013; Valent Biosciences, 2014	3 000	Général	Min.: 1,75 oz/acre				0,12	12,3				36 778
				Max.: 500 g/ha				0,5	50				150 000
			Eaux pollués et usées	Min.: 7 oz/acre				0,49	49				147 111
				Max.: 1000 g/ha				1	100				300 000

a : 1 200 000 000 ITU/L

b : 1 279 000 000 ITU/L

c : 1 360 000 000 ITU/L

d : D'autres informations n'ont pas été trouvées

e : mg/L/15 min

f : mg/L/1 min

**Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs**

Québec

