



CAPE
Canadian Association
of Physicians
for the Environment

Association Canadienne
des Médecins
pour l'Environnement
ACME

équiterre

**LES NÉONICOTINOÏDES: UNE
MENACE POUR LA BIODIVERSITÉ,
LES ÉCOSYSTÈMES ET LA SÉCURITÉ
ALIMENTAIRE**

Document d'information

Auteur

Nicolas Soumis, Ph. D.

Réviseurs

Équiterre : Karen Ross, Ph. D., Nadine Bachand, M.Sc.

Association canadienne des médecins pour l'environnement: Kim Perrota, MHSc, Directrice générale, D^r Jean Zigy, ancien président, Dr Warren Bell, Président co-fondateur, et Randall McQuaker, Directeur Pesticides.

Juin 2018

Table des matières

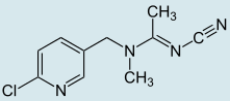
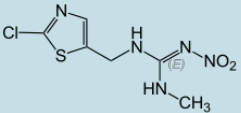
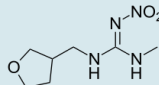
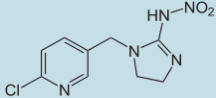
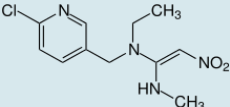
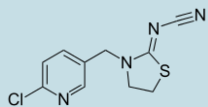
DOCUMENT D'INFORMATION : LES NÉONICOTINOÏDES : UNE MENACE POUR LA BIODIVERSITÉ, LES ÉCOSYSTÈMES ET LA SÉCURITÉ ALIMENTAIRE	4
Néonicotinoïdes : vente et utilisation dans le monde	4
Utilisation des néonicotinoïdes au Canada	5
Le Groupe de travail sur les pesticides systémiques sonne l'alarme	6
Néonicotinoïdes dans le pollen, le nectar et l'air : pollinisateurs en péril	7
Impacts sur les écosystèmes: la sécurité alimentaire des populations menacée	8
Néonicotinoïdes dans le sol : vers de terre et microorganismes en péril	9
Néonicotinoïdes dans l'eau : invertébrés et réseaux trophiques aquatiques en péril	9
Valeur des néonicotinoïdes : un aspect sérieusement remis en question	10
Illégalement homologués au Canada?	11
Un système de réévaluation canadien lent et fragmenté	11
Conclusion	13

DOCUMENT D'INFORMATION : LES NÉONICOTINOÏDES : UNE MENACE POUR LA BIODIVERSITÉ, LES ÉCOSYSTÈMES ET LA SÉCURITÉ ALIMENTAIRE

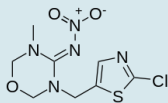
Néonicotinoïdes : vente et utilisation dans le monde

Les néonicotinoïdes sont des analogues synthétiques de la nicotine dotés de propriétés insecticides (Tableau 1). Introduits sur le marché entre 1991 et 2002¹, ils ont notamment été créés afin de déjouer la résistance des insectes ravageurs contre les précédentes classes d'insecticides (organophosphorés, carbamates et pyréthriinoïdes)². En seulement deux décennies, ils sont parvenus à s'approprier 23,7 % des ventes mondiales d'insecticides³, se hissant ainsi en tête de ce marché^{3, 4}. Actuellement homologués dans plus de 120 pays³ à des fins phytosanitaires et vétérinaires, les néonicotinoïdes sont surtout utilisés en agriculture, souvent de manière prophylactique, sur les cultures de maïs, de soya, de canola, de céréales, de coton et de betteraves à sucre^{2, 3, 5}. Les interventions phytosanitaires se font par traitement du sol, application foliaire et enrobage de semences^{2, 3}. De leur côté, les traitements vétérinaires comprennent l'administration orale de comprimés ou l'application de produits topiques⁶ (liquides et colliers).

Tableau 1 : Néonicotinoïdes actuellement présents sur le marché mondial^{1, 3, 7}.

Ingrédient actif	Structure moléculaire	Fabricant	Mise en marché	Types d'utilisations
Acétamipride		Nippon Soda	1995	Phytosanitaires
Clothianidine		Sumitomo Chemical Takeda Agro Co. + Bayer CropScience	2000	Phytosanitaires
Dinotéfurane		Mitsui Chemicals	2002	Phytosanitaires
Imidaclopride		Bayer CropScience	1991	Phytosanitaires Vétérinaires
Nitenpyrame		Sumitomo Chemical Takeda Agro Co.	1995	Vétérinaires Phytosanitaires
Thiaclopride		Bayer CropScience	2000	Phytosanitaires

Thiaméthoxame



Syngenta (Novartis)

1998

Phytoprotecteurs

Plusieurs caractéristiques de ces nouveaux insecticides ont contribué à ce phénomène. Premièrement, le caractère hydrosoluble de ces substances (Tableau 4) favorise leur translocation dans l'ensemble des tissus végétaux, ce qui assure la protection de toutes les parties des plantes traitées^{2, 4, 17}. Deuxièmement, leur demi-vie dans le sol et les tissus végétaux (Tableau 4) leur confère une certaine persistance environnementale, ce qui permet de réduire la fréquence des interventions^{2, 17}. Troisièmement, la diversité des traitements offerts sur le marché permet une grande souplesse d'utilisation^{2, 3}. En particulier, les enrobages de semences ont souvent été considérés comme un moyen plus sécuritaire de protéger les cultures, car ils nécessitent des quantités d'ingrédients actifs moindres que les applications par pulvérisation^{2, 3}.

Tableau 2 : Hydrosolubilité et persistance environnementale des néonicotinoïdes⁷.

Ingrédient actif	Hydrosolubilité (mg/l)	Demi-vie, sols aérobies (j) ^a	Demi-vie, tissus végétaux (j) ^a
Acétamipride	2 950	3	15,4
Clothianidine	340	545	16,6
Dinotéfurane	39 830	82	6,8
Imidaclopride	610	191	4,9
Nitenpyrame	590 000	8	ND
Thiaclopride	184	18	3,8
Thiaméthoxame	4 100	121	4,4

a : La base de données consultée rassemble plusieurs données pour un même paramètre. Les données présentées ici sont les plus élevées parmi celles obtenues auprès des sources les plus fiables.

Par ailleurs, l'immense succès des néonicotinoïdes est également attribuable à leur mécanisme d'action, qui cible les récepteurs cholinergiques nicotiques (nAChR). Bien que ce type de récepteurs nerveux soit présent chez les vertébrés et les invertébrés, ils sont plus nombreux et possèdent une plus grande affinité pour les néonicotinoïdes chez ces derniers^{2, 3}. Ce ciblage sélectif envers les arthropodes explique pourquoi les néonicotinoïdes sont considérés comme plus sûrs que les précédentes classes d'insecticides pour les organismes non ciblés, y compris l'humain¹⁸⁻²². Toutefois, bien que les néonicotinoïdes aient été considérés comme peu toxiques pour les mammifères et comparés aux insecticides traditionnels, de plus en plus d'études montrent qu'une exposition aux néonicotinoïdes présente un risque potentiel pour les mammifères et même les humains²³. Par ailleurs, puisque les nAChR constituent une cible biochimique antérieurement peu exploitée dans le domaine de la lutte antiparasitaire, plusieurs espèces d'insectes ravageurs n'ont pas encore développé de résistance contre les néonicotinoïdes, ce qui conférerait à ces insecticides un avantage sur le plan de l'efficacité^{2, 4}.

Utilisation des néonicotinoïdes au Canada

Au Canada, tous les néonicotinoïdes existant actuellement sont homologués, à l'exception du dinotéfurane⁸. Par ailleurs, le Canada autorise l'utilisation d'un total de 145 produits commerciaux à base de néonicotinoïdes (Tableau 2) parmi lesquels dominent les préparations à base d'imidaclopride¹⁰. Bien qu'il soit difficile de déterminer le nombre total de produits commerciaux à base de néonicotinoïdes utilisés au Québec, 55 de ceux-ci sont appliqués sur les cultures d'importance économique¹¹. Les traitements de semences représentent une importante proportion de ces produits comme le montre l'exemple du Québec, où elle atteint 52,7 % (calcul basé sur les pesticides utilisés

pour les productions agricoles d'importance économique au Québec)¹². Le nitenpyrame n'est employé qu'à des fins vétérinaires, notamment sous forme de comprimés oraux pour traiter les chiens et les chats infestés de puces⁹.

Tableau 3 : Nombre de préparations commerciales à base de néonicotinoïdes actuellement homologuées au Canada¹⁰.

Ingrédient actif	Nombre total de produits homologués au Canada
Acétamipride	7
Clothianidine	16
Imidaclopride	97
Thiaclopride	2
Thiaméthoxame	23
TOTAL ^a	144

a : L'un des produits (Sepresto 75 WS) contient de la clothianidine et de l'imidaclopride. Bien qu'il soit pris en compte dans le nombre de produits à base de chacun de ces ingrédients actifs, il a été comptabilisé une seule fois à la ligne « TOTAL ».

Le Tableau 4 indique les quantités de néonicotinoïdes qui ont été vendues au Canada en 2014. Parmi les différents membres de cette classe d'insecticides, ce sont les ventes de clothianidine qui dominent, cette dernière substance se retrouvant d'ailleurs au dixième rang des ingrédients actifs les plus vendus au pays en 2014¹³. Toutefois, le fait que Santé Canada rapporte les quantités vendues sous forme de vastes intervalles mine sérieusement la précision de cette information. Qui plus est, ces données ne constituent qu'un reflet partiel des quantités réellement utilisées, puisque le Canada n'effectue pas le suivi des ventes de semences enrobées^{14,15}. La même situation règne au Québec, alors que les semences traitées à l'extérieur de la province ne sont pas comptabilisées dans les bilans de ventes provinciaux¹⁶. Or, les semences enrobées d'insecticides sont utilisées sur 500 000 hectares de terres agricoles au Québec (soit près de 30 % de la superficie totale consacrée aux grandes cultures au Québec), et seulement 5 % de celles-ci sont traitées au Québec¹⁶.

Tableau 3 : Quantités de néonicotinoïdes vendues au Canada en 2014¹³.

Ingrédient actif	Quantités vendues (en kg d'ingrédients actifs)
Acétamipride	< 50 000
Clothianidine	> 100 000
Imidaclopride	> 50 000
Thiaclopride	< 50 000
Thiaméthoxame	> 50 000

Le Groupe de travail sur les pesticides systémiques sonne l'alarme

Alarmés par le déclin rapide des populations d'arthropodes en Europe, des scientifiques se sont rassemblés en 2009 afin d'élucider les causes de cet inquiétant phénomène, dont l'éclosion remonte aux années 1950. Leur analyse a d'abord révélé que le déclin des arthropodes s'est grandement accéléré entre 1990 et 2000, et que celui-ci est accompagné d'une forte diminution des populations de différentes espèces aviaires jusqu'alors considérées comme communes. De plus, ces scientifiques ont posé l'hypothèse que les néonicotinoïdes et le fipronil (un insecticide aux propriétés similaires), qui ont été introduits sur le marché au cours de la même période, comptaient parmi les principales causes de ce drame écosystémique²⁴.

Ces observations ont donné lieu à la création du Groupe de travail sur les pesticides systémiques (Task Force on Systemic Pesticides), qui rassemble aujourd'hui des scientifiques de diverses disciplines

(agronomie, biologie, chimie, écotoxicologie, entomologie, évaluation des risques, toxicologie et zoologie) provenant d'une quinzaine de pays répartis sur quatre continents²⁴. En 2011, ce groupe de travail a entrepris l'Évaluation mondiale intégrée des pesticides systémiques (Worldwide Integrated Assessment on Systemic Pesticides), une imposante revue de littérature recensant 1 121 études scientifiques, qui a été publiée en 2015 sous forme d'un rapport²⁵ et d'une série d'articles publiés dans le journal *Environmental Science and Pollution Research*^{2, 5, 17, 24, 25-29}.

La conclusion du groupe de travail au sujet des néonicotinoïdes et du fipronil était la suivante :

L'utilisation extensive de ces produits chimiques persistants et hydrosolubles engendre des impacts chroniques à vaste échelle sur la biodiversité mondiale, en plus d'être susceptible de comporter d'importants effets négatifs sur les services écosystémiques, comme la pollinisation, qui demeurent essentiels à la sécurité alimentaire et au développement durable²⁴.

Le Groupe de travail sur les pesticides systémiques a récemment procédé à une mise à jour de son analyse de la littérature scientifique sur les insecticides systémiques en y ajoutant plus de 500 nouvelles études soumises à des comités de révision³⁰. Cette mise à jour, qui devrait paraître au cours de l'année 2018 dans le journal *Environmental Science and Pollution Research*, renforce la plupart des conclusions émises en 2015 par le Groupe de travail sur les pesticides systémiques et apporte de nouveaux arguments à propos du déclin de l'efficacité des néonics et de la disponibilité d'alternatives abordables et efficaces³⁰.

Les sections suivantes résument les constats du Groupe de travail sur les pesticides systémiques quant aux principales conséquences de la contamination des compartiments environnementaux par les néonicotinoïdes et à la valeur de cette nouvelle classe d'insecticides pour la lutte antiparasitaire.

Néonicotinoïdes dans le pollen, le nectar et l'air : pollinisateurs en péril

La nature systémique des néonicotinoïdes leur permet de se propager dans l'ensemble des tissus des plantes traitées. En conséquence, ils se retrouvent notamment dans le nectar et le pollen de diverses espèces de plantes traitées (Tableau 5), qui deviennent ainsi une source d'exposition pour les insectes pollinisateurs (abeilles, bourdons, mégachiles, papillons, etc.).

Tableau 5 : Présence de néonicotinoïdes dans le nectar et le pollen de plantes traitées.

Compartiment	Plante	Ingrédient actif	Conc. moy. (ppb) ^a	Conc. max. (ppb) ^a	No. de Réf.
Nectar	Canola	Imidaclopride	ND	0,8	28
		Clothianidine	0,58	2,4	29
	Courges	Imidaclopride	10	14	30
		Thiaméthoxame	11	20	30
Pollen	Canola	Imidaclopride	ND	7,6	28
		Courges	Imidaclopride	14	28
	Thiaméthoxame		12	35	30
	Maïs	Imidaclopride	2,1	ND	31
		Clothianidine	3,9	ND	32
		Thiaméthoxame	1,7	ND	32
		Clothianidine	1,8	5,7	29
	Tournesol	Imidaclopride	3,0	11	31

a : ND = non déterminé.

Le fait que les concentrations de néonicotinoïdes détectées (tableau 5) soient très faibles ne constitue aucunement un gage d'innocuité pour les insectes pollinisateurs. En effet, bien que certains auteurs considèrent qu'il soit peu probable que ces concentrations causent la mort chez les pollinisateurs, même à la suite d'une exposition chronique³¹⁻³², elles peuvent néanmoins altérer leur développement, comportement, orientation, mémoire et capacités d'apprentissage. Par exemple, des études ont relevé des effets négatifs sur le développement des larves d'abeilles et de bourdons alors que leur nourriture contenait des doses d'imidaclopride aussi faibles (5 à 16 ppb) que celles retrouvées dans le nectar et le pollen des plantes traitées aux néonicotinoïdes^{34, 35}; une autre étude a mentionné une réduction du niveau d'activité et des capacités olfactives chez des abeilles nourries à l'aide d'une solution sucrée contenant 24 ppb d'imidaclopride³⁶, soit des concentrations qui peuvent se retrouver dans l'environnement, tel qu'indiqué au tableau 5. Pour une liste d'études sur les effets sublétaux des néonicotinoïdes chez les pollinisateurs, consulter les revues de littérature réalisées par Blacquière et coll., 2012³³ et van der Sluijs et coll., 2013²².

Un autre phénomène inquiétant pour la santé des pollinisateurs doit être souligné : l'irréversibilité de la liaison entre l'imidaclopride et les nAChR³⁷. Comme les autres néonicotinoïdes, l'imidaclopride imite l'action de l'acétylcholine lorsqu'il se lie aux nAChR, mais contrairement au neurotransmetteur, l'insecticide n'est pas dégradé par l'acétylcholine, ce qui bloque les nAChR postsynaptiques de manière permanente³⁷. De la sorte, la dose d'exposition se trouve à jouer un rôle moins important que la durée d'exposition, puisque les effets toxiques sont cumulatifs^{38, 39}.

Les plantes non traitées, notamment celles qui poussent aux abords des champs, constituent également une source d'exposition pour les insectes pollinisateurs, car elles peuvent être contaminées à des niveaux semblables à ceux détectés dans les plantes traitées⁴⁰. Par exemple, il est bien connu que la mise en terre de semences enrobées aux néonicotinoïdes à l'aide de semoirs pneumatiques contamine l'air en générant un nuage de poussières qui se dispersent sous l'effet du vent; ces poussières, qui contiennent des néonicotinoïdes provenant de l'érosion de l'enrobage des semences, retombent et contaminent en retour la végétation adjacente^{40, 41}.

En raison de leurs effets toxiques chez les pollinisateurs, il est aujourd'hui reconnu que les néonicotinoïdes comptent parmi les différentes causes responsables du déclin des populations d'abeilles et d'autres insectes pollinisateurs dans différentes régions du monde^{5, 22, 30, 42-45}. Au Canada, par exemple, le taux annuel de perte de colonies d'abeilles s'est constamment situé au-dessus de la normale — soit 10-15 % — entre 2006 et 2014, atteignant même 35 % au cours de l'hiver 2007-2008⁴³, dépassements qui se sont maintenus entre 2015 et 2017.

Impacts sur les écosystèmes: la sécurité alimentaire des populations menacée

La disparition massive des insectes pollinisateurs est un phénomène extrêmement alarmant considérant leur importance pour la reproduction des plantes. Alors qu'un peu plus du tiers du volume de la production alimentaire mondiale⁴⁶, et que plus des deux-tiers de la diversité de la production alimentaire dépendent de la pollinisation, un déclin significatif dans les services de pollinisation pourraient en définitive menacer notre sécurité alimentaire^{24, 27, 47, 48}. Selon une étude menée par des chercheurs en santé publique visant à déterminer comment la population mondiale pourrait être touchée par la perte complète des pollinisateurs, tels que les abeilles, l'approvisionnement mondial en fruits diminuerait de 23 %, en légumes de 16 % et en noix et graines de 22 %. Ils estiment que ces changements dans les approvisionnements alimentaires pourraient augmenter les décès dus aux maladies chroniques et liées à la nutrition de 1,42 million de personnes par an mondialement⁴⁹.

Néonicotinoïdes dans le sol : vers de terre et microorganismes en péril

Les néonicotinoïdes sont également détectés dans les sols, où ils peuvent persister pendant plusieurs années^{17, 50}. Par exemple, une étude menée en France sur des sols de différents types soumis à des conditions climatiques et des pratiques agricoles variées a révélé la présence d'imidaclopride dans 91 % des échantillons analysés⁵¹. Alors que cet insecticide a été détecté dans 100% des sols traités au cours de l'année où cette étude a été menée (concentration moyenne de 12 ppb), il a également été détecté dans 97 % des sols traités un (concentration moyenne de 6 ppb) ou deux ans (concentration moyenne de 8 ppb) avant l'étude, les concentrations étant plus élevées dans les sols traités pendant deux années consécutives, ce qui révèle le potentiel de cet insecticide à s'accumuler dans les sols⁵¹. Il semble toutefois que les concentrations de néonicotinoïdes tendent généralement à se stabiliser après environ trois à cinq années d'application consécutives à des concentrations avoisinant les 6 ou 7 ppb, comme l'ont montré une étude menée aux États-Unis (maïs traité à la clothianidine)⁵² et une autre au Canada (maïs traité à la clothianidine ou au thiaméthoxame)⁵³.

La présence de néonicotinoïdes dans les sols n'est pas sans conséquences pour les organismes qui y vivent, ce qui peut se répercuter sur les processus et les services de ces écosystèmes. Les vers de terre, notamment, qui jouent un rôle essentiel pour le maintien, l'aération et la dynamique biogéochimique des sols^{54, 55}, partagent la même susceptibilité aux néonicotinoïdes que les insectes ciblés par ces insecticides⁵⁶. Or, ils peuvent entrer directement en contact avec des granules de néonicotinoïdes (traitement du sol) ou des semences enrobées⁵, être exposés aux résidus retrouvés dans la litière formée par les végétaux traités⁵⁷, ou encore ingérer des particules de sol contaminé par ces insecticides en raison de leur mode d'alimentation⁵⁸. Les néonicotinoïdes comptent parmi les pesticides les plus toxiques pour certaines espèces de vers de terre⁴⁹⁻⁶⁰, les concentrations létales médianes (CL₅₀) les plus faibles rapportées étant de l'ordre du dixième ou de l'unité de ppm⁵. Bien que les concentrations résiduelles retrouvées dans les sols soient de 100 à 1000 fois inférieures à ces dernières doses^{52, 54, 61} et conséquemment peu susceptibles d'être létales, elles peuvent néanmoins induire différents effets toxiques sublétaux chez les vers de terre^{5, 24}, comme des effets sur le comportement et la reproduction.

Outre leurs effets sur les invertébrés des sols, les néonicotinoïdes ont également la capacité d'altérer le métabolisme des microorganismes²⁷ dont les différentes fonctions, notamment sur le plan du cycle biogéochimique de plusieurs nutriments, sont essentielles pour la santé et l'équilibre de ces écosystèmes⁶². Parmi les impacts négatifs possibles, une étude indique que l'acétamipride a la capacité d'inhiber la respiration des bactéries des sols à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans l'environnement⁶³; une autre étude a pour sa part montré que l'imidaclopride modifie la structure, la diversité génétique et l'activité catabolique des communautés bactériennes présentes dans les sols⁶⁴.

Néonicotinoïdes dans l'eau : invertébrés et réseaux trophiques aquatiques en péril

La contamination des écosystèmes aquatiques aux néonicotinoïdes survient par lessivage et ruissellement — qui sont favorisés par leur nature hydrosoluble, peu importe les modalités d'utilisation —, de même que par dérive atmosphérique — qui a lieu lors du recours aux applications foliaires et à la mise en terre des semences enrobées⁵. Plusieurs espèces d'invertébrés aquatiques (crustacés, amphipodes et insectes en particulier) se trouvent donc directement exposées à ces insecticides,

potentiellement sur de longues périodes, ce qui affecte leurs abondance, reproduction, développement, comportement et capacité à remplir leurs fonctions trophiques ou biogéochimiques^{5, 27}. Ces différents effets ont notamment été décrits pour l'imidaclopride dans le cadre d'un suivi environnemental extensif et à long terme⁶⁵, mais d'autres études ont également démontré la toxicité de la clothianidine et du thiaméthoxame sur une vaste gamme d'invertébrés aquatiques^{66, 67}.

À l'échelle écosystémique, les effets négatifs des néonicotinoïdes sur ces maillons trophiques aquatiques peuvent se traduire par l'altération de la base de la chaîne alimentaire aquatique étant donné le rôle crucial qu'ils jouent dans le transfert de nutriments et d'énergie entre les producteurs primaires et les consommateurs²⁷. Dans cette situation, c'est non seulement l'équilibre et la résilience de la dynamique trophique des écosystèmes aquatiques qui risquent d'être perturbés, mais également celles des écosystèmes terrestres considérant le fait que plusieurs insectes aquatiques y vivent durant leur stade adulte²⁷ et que de nombreux organismes terrestres (ex., oiseaux, mammifères) se nourrissent eux-mêmes d'invertébrés aquatiques. Du reste, la compromission de certains services écosystémiques liés à la décomposition de la matière organique et du cycle biogéochimique des nutriments demeure également possible²⁷.

Compte tenu des risques présentés par les néonicotinoïdes, certaines provinces et pays ont mis en place des mesures de contrôle. C'est le cas de l'Ontario, qui a adopté en 2015 une réglementation visant à réduire de 80 % les superficies cultivées avec des semences de maïs et de soja traitées aux néonicotinoïdes d'ici 2017. La France interdira l'utilisation des néonicotinoïdes à partir de septembre 2018.

Valeur des néonicotinoïdes : un aspect sérieusement remis en question

L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) détermine la valeur d'un pesticide donné en considérant trois aspects : son efficacité, ses avantages sur les plans économique et concurrentiel, et sa contribution au développement durable⁶⁸. Depuis l'introduction de ces insecticides dans les années 1990, leur valeur a été sérieusement mise en doute par la recherche, au point de remettre en question leur réelle utilité.

Certains insectes ont déjà acquis une résistance à ces insecticides³⁰. C'est par exemple le cas de l'imidaclopride, l'un des néonicotinoïdes les plus employés, contre lequel de nombreuses espèces d'insectes ravageurs — notamment l'aleurode du tabac (*Besimia tabaci*), le puceron vert du pêcher (*Myzus persicae*), le puceron du melon (*Aphis gossypii*) et la delphacide brune du riz (*Nilaparvata lugens*) — sont dorénavant capables de résister^{71, 72}. Selon l'Arthropod Pesticide Resistance Database⁷³, le premier cas de résistance à travers le monde a été observé en 1994 chez une seule espèce, *B. tabaci*, et ne concernait que l'imidaclopride; en date de 2016, un total de 28 espèces d'insectes étaient en mesure de résister aux sept néonicotinoïdes sur le marché. Ainsi, plus le nombre d'insectes nuisibles résistants aux néonicotinoïdes augmentera, moins grande sera l'efficacité et, conséquemment, la valeur de ces insecticides.

Du reste, des études ou des revues de la littérature mettent en doute les avantages économiques des néonicotinoïdes^{30, 74}, ce qui mine davantage leur valeur. Par exemple, lors d'une analyse récente portant sur les semences de soya enrobées de néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame) aux États-Unis, l'Environmental Protection Agency (EPA) a conclu que, dans la plupart des situations, ces traitements n'offrent que des avantages négligeables sur le plan du

rendement⁷⁵. Une étude de trois ans portant sur l'utilisation de semences de maïs enrobées de clothianidine en Indiana (États-Unis) est parvenue à la même conclusion⁷⁶. Au Québec, le Centre de recherche sur les grains (CEROM) a établi sur la base des travaux de la chercheuse Geneviève Labrie que l'utilisation systématique des semences traitées aux néonicotinoïdes n'est pas justifiée sur le territoire de la province⁷⁷, parce que peu de champs nécessitent une intervention : comme le montre l'exemple de la larve du taupin trapu (*Hypolithus abbreviatus*), le seuil d'intervention pour cette espèce n'a été atteint que chez 11,6 % des champs à l'étude⁷⁸. Les travaux de la Dre Labrie montrent également que les gains économiques liés à l'utilisation de semences de maïs enrobées de néonicotinoïdes demeurent marginaux⁷⁸.

Enfin, la contribution au développement durable des néonicotinoïdes ne semble pas non plus contribuer à leur valeur en raison de leurs impacts écosystémiques. Si cette classe d'insecticides a surtout été décriée pour son rôle dans le déclin des populations des insectes essentiels à la pollinisation des plantes, et plus particulièrement des cultures commerciales^{5, 22, 30, 42-45}, elle cause également des préjudices aux prédateurs naturels des insectes ravageurs, une conséquence qui a le potentiel de contrecarrer ses effets antiparasitaires attendus²⁷.

Illégalement homologués au Canada?

Il y a plus de dix ans, l'ARLA accordait une homologation conditionnelle pour le clothianidine et le thiaméthoxame, deux néonicotinoïdes, et autorisait leur vente sur le marché canadien sans avoir toutes les données scientifiques quant à leurs impacts sur l'environnement et la santé humaine. Dix ans plus tard, l'ARLA attend toujours les données scientifiques de la part des compagnies qui justifierait une homologation complète de ces produits au Canada – qui continuent à être utilisés entre temps. Face à ce fait, en 2016, Écojustice déposait en cour fédérale au nom de plusieurs organismes environnementaux une poursuite contre l'ARLA⁸⁴ pour avoir homologué conditionnellement ces pesticides. Essentiellement, ce recours vise à prouver que ces pesticides n'auraient jamais dû être homologués au Canada et que la décision de l'ARLA contrevient à la loi fédérale.

On peut se rassurer toutefois du fait que cette approche « d'approuver d'abord et étudier plus tard » ne sera plus utilisée au Canada, suite à l'annonce de la ministre de la Santé⁸⁵ qu'elle n'autoriserait plus d'homologations conditionnelles de pesticides au Canada. Bien que l'ARLA se soit engagée à régler le dossier de toutes les homologations conditionnelles restantes d'ici 2017, elle n'a pas encore donné suite à cet engagement.

Un système de réévaluation canadien lent et fragmenté

La *Loi sur les produits antiparasitaires du Canada* exige que le ministre de la Santé veille à ce que les pesticides homologués au Canada ne présentent pas de risques inacceptables pour l'environnement et la santé humaine. Le tableau 6 montre le nombre de projets d'évaluation des risques des néonicotinoïdes qui ont récemment eu lieu et qui seront mis en place par l'ARLA au cours des prochaines années. Il est difficile de comprendre comment l'ARLA peut évaluer l'impact cumulatif des néonicotinoïdes sur la biodiversité et les services écosystémiques lorsque chacun est évalué individuellement et que les risques potentiels sont analysés séparément dans le cadre de différents examens s'échelonnant sur plusieurs années. Cette approche fragmentaire prolonge également le calendrier requis pour les évaluations des risques, tandis que les néonicotinoïdes continuent de contaminer l'environnement.

Tableau 6 : Réévaluations et examens spéciaux des néonicotinoïdes prévus au Canada au cours des prochaines années.

Réévaluations des néonicotinoïdes au Canada	Date prévue
Clothianidine (projet de décision – pollinisateurs)	Décembre 2017
Imidaclopride (projet de décision – pollinisateurs)	Décembre 2017
Thiaméthoxame (projet de décision – pollinisateurs)	Décembre 2017
Clothianidine (projet de décision)	À déterminer
Thiaméthoxame (projet de décision)	À déterminer
Clothianidine (décision finale)	À déterminer
Thiaméthoxame (décision finale)	À déterminer
Imidaclopride (décision finale)	Décembre 2018
Imidaclopride (décision finale – pollinisateurs)	Décembre 2018
Clothianidine (décision finale – pollinisateurs)	Décembre 2018
Thiaméthoxame (décision finale – pollinisateurs)	Décembre 2018
Examens spéciaux des néonicotinoïdes au Canada	Date prévue
Clothianidine (invertébrés aquatiques – projet de décision)	Printemps 2018
Thiaméthoxame (invertébrés aquatiques – projet de décision)	Printemps 2018
Clothianidine (abeille des courges – projet de décision)	Décembre 2018
Thiaméthoxame (abeille des courges – projet de décision)	Décembre 2018
Imidaclopride (abeille des courges – projet de décision)	Décembre 2018
Clothianidine (invertébrés aquatiques – décision finale)	Juin 2019
Thiaméthoxame (invertébrés aquatiques – décision finale)	Juin 2019
Clothianidine (abeille des courges – décision finale)	Mars 2020
Thiaméthoxame (abeille des courges – décision finale)	Mars 2020
Imidaclopride (abeille des courges – décision finale)	Mars 2020

Après avoir reçu un grand nombre de déclarations liées à des morts d'abeilles au moment du semis de maïs et de soya traités avec des néonicotinoïdes, le Canada a lancé en 2012 un processus de réévaluation⁸⁶ des néonicotinoïdes et de leurs risques pour les pollinisateurs. L'ARLA a renforcé la surveillance dans les zones de culture de maïs et de soya où les incidents ont été signalés et a finalement constaté que les abeilles étaient exposées aux néonicotinoïdes par la poussière pendant la plantation des semences traitées. La décision d'évaluation rendue par l'ARLA en décembre 2017 n'a cependant pas permis de protéger adéquatement les pollinisateurs en n'offrant que des stratégies de gestion des risques très limitées. Bien que l'ARLA restreigne ou interdise certains usages et applications des néonicotinoïdes, elle ne les interdit pas et n'a pas éliminé l'utilisation de semences traitées aux néonicotinoïdes.

En novembre 2016, l'ARLA proposait, au terme d'un processus cyclique de réévaluation des risques pour l'environnement et la santé, une élimination graduelle de l'utilisation de l'imidaclopride en agriculture et de la majorité des autres utilisations à l'extérieur sur une période de 3 à 5 ans. Cette évaluation a montré que, dans les milieux aquatiques canadiens, on mesure l'imidaclopride en des concentrations qui sont néfastes pour les insectes aquatiques, et que le maintien de l'utilisation de l'imidaclopride en volume élevé dans le domaine de l'agriculture n'est pas une solution viable. Selon l'ARLA, cette réévaluation n'a pas relevé d'inquiétudes pour la santé humaine lorsque les produits contenant de l'imidaclopride sont utilisés en conformité avec les règles indiquées sur les étiquettes.

La ministre de la Santé entend rendre sa décision définitive en décembre 2018 sur l'imidaclopride. L'échéancier proposé nous mènerait donc à une élimination entre 2021 et 2023, et ce, pour un pesticide posant des risques inacceptables pour l'environnement.

Équiterre, la Fondation David Suzuki et l'Association canadienne des médecins pour l'environnement (ACME) ont exprimé des préoccupations concernant le projet de décision de réévaluation de l'imidaclopride. Ces préoccupations visent en particulier la période d'élimination de trois à cinq ans, qui prolongera inutilement les risques environnementaux, et le fait que l'ARLA rejette les risques pour la santé humaine, puisque l'évaluation n'a pas pris en compte les résultats d'études sur la population humaine et la recherche expérimentale sur les cellules humaines. La recherche sur l'impact des néonicotinoïdes sur la santé humaine progresse toujours, mais des préoccupations ont été soulevées ces dernières années à mesure que la littérature se développe. Par exemple, des études menées au Japon ont conclu que les néonicotinoïdes pourraient nuire aux cerveaux en développement des foetus⁸⁷, perturber le système endocrinien et avoir un impact sur le système reproducteur⁸⁸.

L'ARLA a également annoncé qu'elle effectuerait des examens spéciaux pour deux autres néonicotinoïdes, le clothianidine et le thiaméthoxame⁸⁹, concernant d'une part leurs risques pour les invertébrés aquatiques (projet de décision au printemps 2018 et décision finale en juin 2019) et d'autre part concernant leurs risques pour l'abeille des courges (projet de décision en décembre 2018 et décision finale en mars 2020). Parallèlement, l'ARLA effectue actuellement la réévaluation de ces deux néonicotinoïdes.

Conclusion

D'emblée présentés comme les nouveaux héros de la lutte antiparasitaire, les néonicotinoïdes présentent des caractéristiques qui ont grandement favorisé leur adoption, notamment auprès des agriculteurs. Au cours des dernières décennies, ces derniers ont souvent utilisé les néonicotinoïdes à des fins prophylactiques, notamment sous forme d'enrobages de semences, au point que ces insecticides contaminent actuellement différents compartiments environnementaux — plantes, sols et milieux aquatiques. De nombreux invertébrés rendant d'inestimables services écosystémiques se retrouvent ainsi exposés aux néonicotinoïdes. Puisque ces organismes bénéfiques partagent la même sensibilité aux néonicotinoïdes que les insectes ravageurs ciblés, les services qu'ils rendent et leurs rôles sont compromis. Sans conteste, la conséquence la plus alarmante de l'utilisation élargie et systématique des néonicotinoïdes est leur contribution au déclin des populations d'insectes pollinisateurs, un phénomène qui menace ultimement la sécurité alimentaire de la planète déjà mise à mal par les changements climatiques et le détournement de certaines cultures alimentaires à des fins énergétiques.

Comme si les risques que laissent planer les néonicotinoïdes sur les écosystèmes n'étaient pas suffisants, plusieurs études ont démontré que leur valeur est limitée. En effet, leur efficacité est déjà minée par un phénomène de résistance chez un nombre croissant d'insectes ravageurs; leurs avantages économiques paraissent illusoire, alors qu'ils n'apportent que des gains marginaux sur le plan du rendement des cultures, sans compter que leur utilisation est inutile dans la plupart des situations observées; enfin, ils ne favorisent pas le développement durable puisqu'ils affectent nombre de services écosystémiques essentiels et qu'ils constituent une menace pour les prédateurs des insectes ravageurs. Selon le Groupe de travail sur les pesticides systémiques, les néonicotinoïdes

constituent un échec dans la lutte antiparasitaire³⁰; nous voici donc bien loin des héros qu'on nous promettait à l'origine...

Références :

1. Singh, B., et Mandal, K. 2013. « Environmental impact of pesticides belonging to newer chemistry ». In *Integrated pest management*, sous la dir. d'A. K. Dhawan et coll., p. 152-190. Jodhpur (Inde) : Scientific Publishers.
2. Simon-Delso, N., et coll. 2015. « Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites ». *Environmental Science and Pollution Research*, **22** : 5-34.
3. Jeschke, P., et coll. 2011. « Overview of the status and global strategy for neonicotinoids ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **59** : 2897-2808.
4. Jeschke, P., et Nauen, R. 2008. « Neonicotinoids-from zero to hero in insecticide chemistry ». *Pest Management Science*, **64**(11) : 1084-1098.
5. Pisa, L. W., et coll. 2015. « Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates ». *Environmental Science and Pollution Research*, **22** : 68-102.
6. Dryden, M. W., et coll. 2001. « Speed of flea kill with nitenpyram tablets compared to imidacloprid spot on and fipronil spot on in dogs ». *Compendium on Continuing Education for the Practicing Veterinarian*, **23**(3) : 24-27.
7. Pesticide Properties DataBase (PPDB). Université du Hertfordshire. Accessible à sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm
8. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2016. *Compte rendu de la réévaluation conjointe de l'ARLA et de l'EPA concernant l'évaluation des risques causés par les insecticides de la classe des néonicotinoïdes pour les pollinisateurs*. Ottawa : Santé Canada. Accessible au www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/decisions/rev2016-04/rev2016-04-fra.pdf
9. Elanco. s. d. *Capstar™ Elanco (Novartis) (nitenpyram)*. Accessible à elanco.cvp-service.com/product/basic/view/1231038
10. Le nombre de produits commerciaux homologués au Canada pour chaque néonicotinoïde a été déterminé à l'aide d'un outil de recherche de Santé Canada accessible au pr-rp.hc-sc.gc.ca/lr-re/index-fra.php
11. Le nombre de produits commerciaux utilisés au Québec pour chaque néonicotinoïde a été déterminé à l'aide de l'outil de recherche SAgE pesticide accessible www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercherProduits.aspx Note importante: SAgE pesticide ne recense que les pesticides utilisées sur les cultures d'importance économique (O. Samuel, Conseiller scientifique expert en santé et environnement, Institut national de santé publique du Québec, comm. Pers., 22 novembre 2017).
12. Le nombre de produits commerciaux utilisés au Québec pour chaque néonicotinoïde a été déterminé à l'aide de l'outil de recherche SAgE pesticide accessible www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercherProduits.aspx Note importante: SAgE pesticide ne recense que les pesticides utilisées sur les cultures d'importance économique (O. Samuel, Conseiller scientifique expert en santé et environnement, Institut national de santé publique du Québec, comm. Pers., 22 novembre 2017).
13. Santé Canada. s. d. *Rapport sur les ventes de produits antiparasitaires en 2014*. Ottawa : gouvernement du Canada.
14. Main, A. R., et coll. 2014. « Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's Prairie Pothole region ». *PLOS ONE*, **9**(3) : e92821.
15. Gue, L. 2017. *First report on neonic-treated seed sales measures widespread use*. Blogue de l'Association canadienne du droit de l'environnement (ACDE). Accessible au www.cela.ca/blog/2017-02-02/guest-blog-phase-ontarios-neonic-regulation-hits-new-milestone
16. Vérificateur général du Québec. 2017. *Rapport du Vérificateur général du Québec à l'Assemblée nationale pour l'année 2016-2017. Rapport du commissaire au développement durable. Printemps 2016. Chapitre 3 : Pesticides en milieu agricole*. Québec : Bureau du Vérificateur général du Québec. Accessible au www.vgq.gouv.qc.ca/fr/fr_publications/fr_rapport-

17. Bonmatin, J.-M., et coll. 2015. « Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil ». *Environmental Science and Pollution Research*, **22** : 35-67.
18. Environmental Protection Agency (EPA). 2003. *Clothianidin – Pesticide fact sheet*. Accessible au www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/registration/fs_PC-044309_30-May-03.pdf
19. Tomizawa, M., et Casida, J. E. 2003. « Selective toxicity of neonicotinoids attributable to specificity of insect and mammalian nicotinic receptors ». *Annual Review of Entomology*, **48** : 339-364.
20. Tomizawa, M., et Casida, J. E. 2005. « Neonicotinoid insecticide toxicology: mechanisms of selective action ». *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, **45** : 247-268.
21. Liu, G. Y., et coll. 2010. « Selectivity of imidacloprid for fruit fly versus rat nicotinic acetylcholine receptors by molecular modeling ». *Journal of Molecular Modeling*, **16** : 993-1002.
22. van der Sluijs, J. P., et coll. 2013. « Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinators services ». *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **5** : 293-305.
23. Wenchao Han, Ying Tian, Xiaoming Shen, Human exposure to neonicotinoid insecticides and the evaluation of their potential toxicity: An overview, In *Chemosphere*, Volume 192, 2018, Pages 59-65 Accessible au <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653517317332>
24. Bijleveld van Lexmond, M., et coll. 2015. « Worldwide integrated assessment on systemic pesticides. Global collapse of the entomofauna: exploring the role of systemic insecticides ». *Environmental Science and Pollution Research*, **22** : 1-4.
25. Task Force on Systemic Pesticides (TFSP). 2015. *Worldwide integrated assessment on the impacts of systemic pesticides on biodiversity and ecosystems*. Notre-Dame-de-Lourdes (France) : TFSP. Accessible au www.tfsp.info/assets/WIA_2015.pdf
26. Gibbons, D., et coll. 2015. « A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife ». *Environmental Science and Pollution Research*, **22** : 103-118.
27. Chagnon, M., et coll. 2015. « Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services ». *Environmental Science and Pollution Research*, **22** : 119-134.
28. Furlan, L., et Kreuzweiser, D. 2015. « Alternatives to neonicotinoid insecticides for pest control: case study in agriculture and forestry ». *Environmental Science and Pollution Research*, **22** : 135-147.
29. van der Sluijs, J. P., et coll. 2015. « Conclusion of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning ». *Environmental Science and Pollution Research*, **22** : 148-154.
30. Task Force on Systemic Pesticides (TFSP). 2017. *Faits saillants de la mise à jour 2017 de l'Évaluation Mondiale Intégrée de l'impact des pesticides systémiques sur la biodiversité et les écosystèmes, effectuée par le Task Force on Systemic Pesticides*. Accessible à butine.info/wp-content/uploads/2017/09/TFSP-Faits-saillants-WIA2-FINALE.pdf
31. Schmuck, R., et coll. 2001. « Risk posed to honeybees (*Apis mellifera* L, Hymenoptera) by an imidacloprid seed dressing of sunflower ». *Pest Management Science*, **57** : 225-238.
32. Faucon, J.-P., et coll. 2005. « Experimental study on the toxicity of imidacloprid given in syrup to honey bee (*Apis mellifera*) colonies ». *Pest Management Science*, **61** : 111-125.
33. Creswell, J. E. 2011. « A meta-analysis of experiments testing the effects of neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees ». *Ecotoxicology*, **20** : 149-157.
34. Blacquière, T., et coll. 2012. « Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment ». *Ecotoxicology*, **21** : 973-992.
35. Tasei, J. N., et coll. 2000. « Sublethal effects of imidacloprid on bumblebees, *Bombus terrestris* ». *Pest Management Science*, **56** : 784-788.
36. Decourtye, A., et coll. 2005. « Comparative sublethal toxicity of nine pesticides on olfactory learning performances of the honeybee *Apis mellifera* ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **48** : 242-250.
37. Decourtye, A., et coll. 2004. « Effects of imidacloprid and deltamethrin on associative learning in honeybees under semi-field and laboratory conditions ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **57** : 410-419.
38. Abbink, J. 1991. « The biochemistry of imidacloprid ». *Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer*, **42** : 183-195.
39. Tennekes, H. A., et Sánchez-Bayo, F. 2011. « Time-dependent toxicity of neonicotinoids and other toxicants: implications for a new approach to risk assessment ». *Journal of Environmental and*

- Analytical Toxicology*, doi : 10.4172/2161-0525.54-001.
40. Krupke, C., et coll. 2012. « Multiple routes of pesticide exposure for honey bees living near agricultural fields ». *PLOS ONE*, **7**(1) : e29268.
 41. Rondeau, G., et coll. 2014. « Delayed and time-cumulative toxicity of imidacloprid in bees, ants, and termites ». *Scientific Reports*, **4** : 5566, doi : 10.1038/srep05566.
 42. Greatti, M., et coll. 2003. « Risk of environmental contamination by the active ingredient imidacloprid used for corn seed dressing. Preliminary results ». *Bulletin of Insectology*, **56** : 69-72.
 43. Santé Canada. 2013. *Évaluation des cas de mortalité d'abeilles au Canada en 2013 attribuables aux pesticides de la catégorie des néonicotinoïdes. Rapport provisoire : 26 septembre 2013*. Ottawa : gouvernement du Canada. Accessible au www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/fact-fiche/bee_mortality-mortalite_abeille-fra.pdf
 44. Mockler, P., et Tardif, C. 2015. *L'importance de la santé des abeilles pour une production alimentaire durable au Canada. Rapport du Comité sénatorial permanent de l'agriculture et des forêts*. Ottawa : Sénat du Canada. Accessible à sencanada.ca/content/sen/Committee/412/agfo/rep/rep09may15-f.pdf
 45. Godfray, H. C. J., et coll. 2017. « A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators ». *Proceedings of the Royal Society B*, **281** : 20140558.
 46. Tsvetkov, N., et coll. 2017. « Chronic exposure to neonicotinoids reduces honey bee health near corn crops ». *Science*, **356** : 1395-1397.
 47. Klein, A.-M. 2007. « Importance of pollinators in changing landscapes for world crops ». *Proceedings of the Royal Society B*, **274** : 303-313.
 48. Kevan, P. G., et Menzel, R. 2012. « The plight of pollination and the interface of neurobiology, ecology and food security ». *The Environmentalist*, **32**(3) : 300-310.
 49. Van der Sluijs, J. P., et Vaage, N. S. 2016. « Pollinators and global food security: the need for holistic global stewardship ». *Food Ethics*, **1** : 75-91.
 50. Smith, M R; Singh, G M; Mozaffarian, D; Myers, S S. Effects of decreases of animal pollinators on human nutrition and global health: a modelling analysis. *The Lancet*, 2015, 386, (10007), 1964-1972. Accessible au [http://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736\(15\)61085-6/abstract](http://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(15)61085-6/abstract)
 51. Goulson, D. 2013. « An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides ». *Journal of Applied Ecology*, **50** : 977-987.
 52. Xu, T., et coll. 2016. « Clothianidin in agricultural soils and uptake into corn pollen and canola nectar after multiyear seed treatment applications ». *Environmental Science and Technology*, **35**(2) : 311-321.
 53. Schaafsma, A., et coll. 2016. « Field-scale examination of neonicotinoid insecticide persistence in soil as a result of seed treatment use in commercial maize (corn) fields in Southwestern Ontario ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, **35**(2) : 295-302.
 54. Mostert, M. A., et coll. 2000. « The toxicity of five insecticides to earthworms of the Pheretima group, using an artificial soil test ». *Pest Management Science*, **56** : 1093-1097.
 55. Bartlett, M. D., et coll. 2010. « A critical review of current methods in earthworm ecology: from individuals to populations ». *European Journal of Soil Biology*, **46** : 67-73.
 56. Volkov, E. M., et coll., 2007. « Miniature excitatory synaptic ion currents in the earthworm *Lumbricus terrestris* body wall muscles ». *Physiological Research*, **56** : 655-658.
 57. Kreuzweiser, D. P., et coll. 2009. « Imidacloprid in leaves from systematically treated trees may inhibit litter breakdown by non-target invertebrates ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **72** : 1053-1057.
 58. Wang, Y., et coll. 2012. « Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida* ». *Chemosphere*, **88** : 484-491.
 59. Wang, Y., et coll. 2012. « Comparative acute toxicity of twenty-four insecticides to earthworm, *Eisenia fetida* ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **79** : 122-128.
 60. Alves, P. R. L., et coll. 2013. « Earthworm ecotoxicological assessments of pesticides used to treat seeds under tropical conditions ». *Chemosphere*, **90** : 2674-2682.
 61. Bonmatin, J.-M., et coll. 2005. « Behaviour of imidacloprid in fields. Toxicity for honey bees ». In *Environmental Chemistry. Green chemistry and pollutant in ecosystems*, sous la dir. de E. Lichtfouse, et coll., p. 483-494. New York : Springer.
 62. Barrios, E. 2007. « Soil biota, ecosystem services and land productivity ». *Ecological Economics*, **64** : 269-285.

63. Yao, X., et coll. 2006. « Influence of acetamiprid on soil enzymatic activities and respiration ». *European Journal of Soil Biology*, **42** : 120-126.
64. Cycon, M., et coll. 2013. « Imidacloprid induces changes in the structure, genetic diversity and catabolic activity of soil microbial communities ». *Journal of Environmental Management*, **131** : 55-65.
65. Van Dijk, T. C., et coll. 2013. « Macroinvertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid ». *PLOS ONE*, **8** : e62374.
66. Cavallaro, M. C., et coll. 2017. « Comparative chronic toxicity of imidacloprid, clothianidin, and thiamethoxam to *Chironomus dilutus* and estimation of toxic equivalency factors ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, **36**(2) : 372-382.
67. Miles, J. C., et coll. 2017. « Effects of clothianidin on aquatic communities: Evaluating the impacts of lethal and sublethal exposure to neonicotinoids ». *PLOS ONE*, **12**(3) : e0174171.
68. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2000. *Cadre décisionnel pour l'évaluation et la gestion des risques à l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire Document de principes SPN2000-01*. Ottawa : Santé Canada. Accessible au www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pacrb-dgapcr/pdf/pubs/pest/pol-guide/spn/spn2000-01-fra.pdf
69. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2016. *Clothianidine. Projet de décision d'homologation. PRD2016-04*. Ottawa : Santé Canada. Accessible à publications.gc.ca/collections/collection_2016/sc-hc/H113-9-2016-4-fra.pdf
70. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2016. *Imidaclopride. Projet de décision de réévaluation. PRVD2016-20*. Ottawa : Santé Canada.
71. Nauen, R., et Delholm, I. 2005. « Resistance of insect pests to neonicotinoid insecticides: current status and future prospects ». *Archives of Insect Biochemistry and Physiology*, **58** : 200-215.
72. Bass, C., et coll. 2015. « The global status of insect resistance to neonicotinoid insecticides ». *Pesticide Biochemistry and Physiology*, **121** : 78-87.
73. Insecticide Resistance Action Committee. *Arthropod Pesticide Resistance Database*. East Lansing (Michigan, États-Unis) : Université d'État du Michigan. Accessible au www.pesticideresistance.org/search.php
74. Horan, L. 2014. *Neonics? Not much help to farmers*. Pesticide Action Network – North America (PANNA). Accessible au www.panna.org/blog/neonics-not-much-help-farmers
75. Environmental Protection Agency (EPA). 2014. *Benefits of neonicotinoid seed treatments to soybean production*. Accessible au www.epa.gov/sites/production/files/2014-10/documents/benefits_of_neonicotinoid_seed_treatments_to_soybean_production_2.pdf
76. Krupke, C. H., et coll. 2017. « Planting of neonicotinoid-treated maize poses risks for honey bees and other non-target organisms over a wide area without consistent crop yield benefit ». *Journal of Applied Ecology*, **54** : 1449-1458.
77. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). 2015. *Stratégie québécoise sur les pesticides 2015-2018*. Québec : gouvernement du Québec. Accessible au www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/strategie2015-2018/strategie.pdf
78. Labrie, G. 2016. « Les néonicotinoïdes en grandes cultures au Québec : portrait de la situation et résultats de recherche ». In *Diminuer les risques des pesticides. Symposium sur les alternatives aux insecticides systémiques* (Montréal, 21 avril 2016), sous la dir. d'Équiterre et de l'Association canadienne des médecins pour l'environnement (ACME).
79. Santé Canada. 2009. *La réglementation des pesticides au Canada*. Ottawa : gouvernement du Canada. Accessible au www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/fact-fiche/regulation-Pesticides-reglementation-fra.pdf
80. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2016. *Imidaclopride. Projet de décision d'homologation. PRD2016-16*. Ottawa : Santé Canada.
81. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2016. *Imidaclopride (sic). Décision d'homologation. RD2016-28*. Ottawa : Santé Canada. Accessible au www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/decisions/rd2016-28/RD2016-28-fra.pdf
82. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2016. *Imidaclopride. Projet de décision d'homologation. PRD2016-22*. Ottawa : Santé Canada. Accessible au www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pest/part/consultations/prd2016-22/prd2016-22-fra.pdf

83. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2017. *Imidaclopride. Décision d'homologation. RD2017-02*. Ottawa : Santé Canada. Accessible au www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/_decisions/rev2017-03/rev2017-03-fra.pdf
84. Hatt, C. 2017. « Bees v. government & industry, round two ». *Ecojustice Blog*. Accessible au <https://www.ecojustice.ca/bees-v-government-industry-round-two/>
85. Korol, Todd. 2016. « No more conditional registration of pesticides : Health Minister ». *The Globe and Mail*. Accessible au <https://www.theglobeandmail.com/news/politics/n-o-more-conditional-registration-of-pesticides-health-minister/article28272708/>
86. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2017. *Note de réévaluation REV2017-03, Réévaluation des insecticides de la classe des neonicotinoïdes : mise à jour sur les évaluations des risques pour les pollinisateurs*. Ottawa : gouvernement du Canada. Accessible au https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/_decisions/rev2017-03/rev2017-03-fra.pdf
87. Kimura-Kuroda, J. et al. 2012. “Nicotine-Like Effects of the Neonicotinoid Insecticides Acetamiprid and Imidacloprid on Cerebellar Neurons from Neonatal Rats”. *PLoS ONE* 7(2): e32432. Accessible au <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032432>
88. Sage Pesticides, Fiche toxicologique santé. Accessible au <https://www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/Sante/DisplaySante?MatiereActiveID=349>
89. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 30 juin 2017. *Note de réévaluation REV2017-18. Plan de travail des réévaluations et des examens spéciaux de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire pour les années 2017 à 2022*. Accessible au https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/_decisions/rev2017-18/rev2017-18-fra.pdf