PRÉSENCE DE PESTICIDES DANS LES COURS D'EAU AU QUÉBEC

Portrait et tendances dans les secteurs de cultures maraîchères 2019 et 2020

Votre gouvernement

Québec

Photo de la page couverture : MELCCFP

Coordination et rédaction
Cette publication a été réalisée par la Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (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 – 2025
Bibliothèque et Archives nationales du Québec

ISBN 978-2-550-76281-2 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.
© Gouvernement du Québec – 2025

Équipe de réalisation

Coordination et rédaction	Anouka Bolduc et Isabelle Giroux[1]
Traitement statistique	François D'Auteuil-Potvin[2]
Cartographie	Simon Magnan[1] Antoine Prince[1] Samuel Bouffard[1]
Révision scientifique	Lyne Pelletier[1] Caroline Anderson[1] Marianne Métivier[1] Imad Aharchaou[1] Isabelle Faucher[3] Jacques Fadous[3] Marie-Claire Grenon[4] Julie Robitaille[5] Anne-Marie Fortier[6] Carl Dion[6] Eve Abel[7]
Échantillonnage et soutien technique	Félix Pouliot-Richard[8]
Échantillonnage - observateurs	Consortium PRISME
Analyses de laboratoire	Marie-Claire Grenon[4] Benoît Sarrasin[4] Sébastien Côté[4]
Gestion de la base de données	Julie Labbé[1]

[1] Direction principale de la qualité des milieux aquatiques, MELCCFP
[2] Direction principale de la qualité de l'air et du climat, MELCCFP
[3] Direction des matières dangereuses et des pesticides, MELCCFP
[4] Direction de l'analyse chimique, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), MELCCFP
[5] Direction des expertises et des études, CEAEQ, MELCCFP
[6] Consortium PRISME
[7] Direction régionale de la Montérégie du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
[8] Direction de l'acquisition des données et des opérations, MELCCFP

Mots clés : Pesticides, herbicides, insecticides, fongicides, contamination, cours d'eau, eau de surface, organismes aquatiques, biodiversité, agriculture, cultures maraîchères, glyphosate, atrazine, *S*-métolachlore, diamides, chlorantraniliprole, cyantraniliprole, néonicotinoïdes, clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame, chlorpyrifos.

Résumé

Chaque année, le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) échantillonne des cours d'eau de régions agricoles du Québec pour y vérifier la présence de pesticides. À cet effet, un réseau permanent de suivi a été mis en place dans des cours d'eau à proximité de cultures ciblées. Les cultures maraîchères, pour lesquelles les pesticides utilisés sont variés et les applications souvent multiples, font partie des cultures ciblées.

Deux stations d'échantillonnage sont situées dans des cours d'eau de bassins versants où les cultures maraîchères occupent de grandes superficies. Il s'agit des ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton localisés dans le bassin versant de la rivière Châteauguay. Le ruisseau Gibeault-Delisle est échantillonné depuis 2005 tandis que le ruisseau Norton l'est depuis 2013. Le présent rapport constitue une mise à jour de l'état de la situation pour les années 2019 et 2020. Il s'agit d'ailleurs du premier portrait pour des secteurs en cultures maraîchères depuis l'entrée en vigueur de la nouvelle réglementation, qui introduit l'obligation d'obtenir une justification et une prescription agronomiques pour utiliser les cinq pesticides les plus à risque, soit l'atrazine, le chlorpyrifos et trois néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame).

Parmi les constats issus des résultats obtenus en 2019 et 2020, soulignons que :

- L'état général de ces deux cours d'eau est demeuré mauvais :
  - Plus de 50 pesticides différents ont été détectés dans l'eau de chacun des cours d'eau et 100 % des échantillons dépassaient au moins l'un des critères de qualité de l'eau de surface pour la protection des espèces aquatiques;
  - Cette situation est représentative des petits cours d'eau situés dans des bassins versants où des cultures utilisent plus intensivement les pesticides;

- Une diminution de la présence de certains pesticides visés par la justification et la prescription agronomiques est néanmoins observée :
  - L'atrazine et le chlorpyrifos sont détectés moins fréquemment. Dans le cas du chlorpyrifos, une importante diminution des dépassements de critère de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques est également notée. C'est aussi ce qui a été observé par le Ministère dans l'eau des cours d'eau de secteurs de maïs et de soya;
  - La situation diffère pour ce qui est des néonicotinoïdes. Bien qu'une diminution des concentrations de certains néonicotinoïdes soit observée, leurs fréquences de détection et de dépassement des critères pour la protection des espèces aquatiques demeurent élevées;

- Des impacts sur les organismes aquatiques sont appréhendés :
  - En raison des fréquences et amplitudes de dépassement des critères pour la protection des espèces aquatiques de certains pesticides et de la présence simultanée de nombreux produits dans l'eau, des effets néfastes sur les organismes aquatiques sont appréhendés;
  - En plus des effets directs sur les organismes aquatiques, la présence de ces produits dans les cours d'eau peut produire des effets indirects sur la biodiversité de ces milieux;

- La situation au Québec est similaire à celle observée ailleurs dans le monde et elle risque d'être exacerbée par les changements climatiques.

Le Ministère prévoit maintenir le suivi des pesticides dans des cours d'eau de secteurs agricoles et surveiller l'évolution des connaissances dans ce domaine. Par ailleurs, diverses mesures sont prises par le gouvernement du Québec pour réduire les risques associés à l'usage des pesticides, notamment la réalisation des actions du Cadre d'intervention pour une gestion responsable des pesticides, la mise à jour de la Loi sur les pesticides, les ajouts réglementaires visant les semences enrobées de fongicides et d'insecticides, le déploiement du Plan d'agriculture durable 2020-2030 et, sous peu, de nouvelles actions visant les pesticides.

Table des matières

Équipe de réalisation ____ iii

Résumé ____ iv

Table des matières ____ v

Liste des tableaux ____ vii

Liste des figures ____ vii

1. Introduction ____ 1

2. Contexte agricole québécois ____ 2

2.1 Superficies en cultures maraîchères ____ 2

2.2 Principaux pesticides utilisés ____ 2

2.3 Pesticides visés par la justification et la prescription agronomiques ____ 2

3. Méthodologie ____ 3

3.1 Stations d'échantillonnage ____ 3

3.2 Échantillonnage ____ 6

3.3 Pesticides analysés et critères de qualité de l'eau de surface ____ 6

4. Résultats ____ 9

4.1 Plusieurs pesticides détectés tout au long de la saison ____ 10

4.2 Pesticides détectés et critères dépassés fréquemment ____ 11

4.3 Tendance et évolution de la situation ____ 15

5. Principaux constats ____ 19

5.1 L'état général des cours d'eau suivis est mauvais ____ 19

5.2 Le portrait pour l'eau est similaire à celui observé pour les sédiments ____ 19

5.3 Ces résultats permettent d'évaluer l'impact de l'usage des pesticides dans les secteurs maraîchers ____ 19

5.4 Il est encore tôt pour mesurer l'effet de la justification et de la prescription agronomiques ____ 20

5.5 Des impacts sur les organismes aquatiques sont appréhendés ____ 20

5.6 La situation au Québec est similaire à celle observée ailleurs dans le monde 21

5.7 Les conditions et changements climatiques exercent une influence ____ 22

6. Conclusion _____ 23

7. Références bibliographiques _____ 24

Annexe 1 - Principaux pesticides homologués utilisés pour les cultures maraîchères au Québec_____ 27

Annexe 2 - Coordonnées des stations échantillonnées _____ 29

Annexe 3 - Méthodes d'analyse_____ 30

Annexe 4 - Test statistique _____ 31

Liste des tableaux

Tableau 1. Pesticides analysés, limites de détection et critères pour la protection des espèces aquatiques associés (µg/l) 8

Tableau 2. Fréquence de détection des pesticides (%) dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle pour les périodes 2013-2014 et 2019-2020 16

Tableau 3. Fréquence de dépassement des CVAC (%) dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle pour les périodes 2013-2014 et 2019-2020 17

Tableau 4. Tendance des concentrations mesurées des pesticides pour lesquels on observe, entre 2013-2014 et 2019-2020, un changement dans la fréquence de dépassement des CVAC 18

Liste des figures

Figure 1. Localisation des bassins versants des dix cours d'eau du réseau permanent de suivi y compris ceux des secteurs en cultures maraîchères 4

Figure 2. Ruisseaux Norton (à gauche) et Gibeault-Delisle (à droite) 4

Figure 3. Cultures dans les bassins versants des ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle 5

Figure 4. Nombre de pesticides détectés aux stations du réseau permanent et fréquence de dépassement des CVAC 9

Figure 5. Nombre de pesticides détectés, selon la date d'échantillonnage, dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle en 2019 et 2020 10

Figure 6. Fréquence (%) de détection des pesticides et de dépassement des critères (CVAC et CVAA) dans l'eau du ruisseau Norton (2019 et 2020) 12

Figure 7. Fréquence (%) de détection des pesticides et de dépassement des critères (CVAC et CVAA) dans l'eau du ruisseau Gibeault-Delisle (2019 et 2020) 13

Figure 8. Concentrations des néonicotinoïdes totaux, selon la date d'échantillonnage, dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle en 2019 et 2020 14

1. Introduction

La plupart des producteurs de cultures destinées à la commercialisation ont recours aux pesticides pour contrôler les organismes susceptibles de nuire à leurs productions. Le bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2022 (MELCCFP, 2024a) rapporte des ventes de 5 millions de kilogrammes d'ingrédients actifs, dont 77 % (3,9 millions kg i.a.) sont vendus pour la production végétale en milieu agricole.

En raison de leur toxicité, ces produits peuvent être nocifs pour la santé et l'environnement. Ainsi, en plus de mesures réglementaires pour contrôler la vente et l'utilisation des pesticides, le Ministère réalise un suivi environnemental de ces produits.

En effet, le Ministère opère depuis plus de 30 ans un réseau permanent de suivi des pesticides dans des cours d'eau de secteurs agricoles. Les objectifs généraux de ce réseau de suivi sont les suivants :

- Suivre l'évolution de la situation;
- Évaluer l'impact de l'usage des pesticides sur les milieux aquatiques;
- Voir si les mesures prises pour réduire les risques liés à l'utilisation de ces produits se traduisent par une amélioration de la qualité de l'eau des cours d'eau.

Ce réseau se compose de dix stations, suivies chaque année ou de manière récurrente, situées à proximité de certaines cultures. Les cultures ciblées sont celles qui utilisent le plus intensivement les pesticides en raison des vastes superficies traitées (ex. maïs et soya) ou du grand nombre de traitements effectués pendant la saison de production (ex. pomme de terre, vergers et cultures maraîchères). Les petits cours d'eau ont été privilégiés aux plus grands tributaires pour différentes raisons. D'une part, la dilution des contaminants comme les pesticides y est moins grande en raison du débit plus faible. D'autre part, il est plus aisé de lier la présence de pesticides à certaines cultures et de percevoir des changements dans la qualité de l'eau d'un cours d'eau dont le bassin versant est de moindre taille.

Le présent rapport porte sur les suivis réalisés dans des cours d'eau de bassins versants où les cultures maraîchères occupent des superficies importantes. Il fait suite à des portraits réalisés auparavant (Giroux, 2017; Giroux et Fortin, 2010) et constitue une mise à jour de l'état de la situation pour les années 2019 et 2020. Ce rapport vise les objectifs spécifiques suivants :

- Vérifier si des changements temporels sont observés pour les principaux produits détectés;
- Estimer le risque pour les organismes aquatiques liés à la présence de pesticides dans ces cours d'eau;
- Observer les effets sur la qualité de l'eau de l'entrée en vigueur, en 2018, de la justification et de la prescription agronomiques pour les cinq pesticides les plus à risque.

En plus du réseau permanent, un suivi complémentaire des pesticides a débuté en 2012 pour mieux connaître l'étendue de cette problématique. Au total, une cinquantaine de cours d'eau supplémentaires ont été échantillonnés ponctuellement. Les données pour ces cours d'eau sont disponibles par le biais de l'Atlas de l'eau et présentées dans des rapports publiés par le Ministère (Giroux, 2022; MELCC, 2020).

2. Contexte agricole québécois

2.1 Superficies en cultures maraîchères

La province de Québec est la deuxième plus grande productrice de légumes au Canada après l'Ontario (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2021). Les cultures maraîchères occupaient environ 38 600 hectares en 2020 et l'on observe peu de changements à cet égard dans les dernières années (Statistique Canada, 2023).

Les cultures maraîchères sont présentes partout sur le territoire. Toutefois, elles se concentrent dans la région de la Montérégie, qui représente près de 60 % des superficies en production de légumes au Québec (Gouvernement du Québec, 2023). De nombreux légumes différents sont cultivés, mais les principaux sont le maïs sucré, les pois verts, les haricots, les carottes, la laitue, les choux, les oignons et les brocolis. Que ce soient des herbicides, des insecticides ou des fongicides, les produits utilisés sont variés et les applications pour combattre les nombreux ennemis des cultures sont souvent multiples au cours d'une saison de production.

2.2 Principaux pesticides utilisés

Les principaux herbicides, insecticides et fongicides homologués au Canada pour les cultures maraîchères et qui peuvent être utilisés au Québec sont présentés à l'annexe 1. Parmi ceux-ci se trouvent certains des ingrédients actifs les plus vendus au Québec (MELCCFP, 2024a) tels que les herbicides glyphosate et *S*-métolachlore.

Par ailleurs, la vente de biopesticides connaît une augmentation ces dernières années et correspond à près de 10 % des ventes pour le secteur agricole (MELCCFP, 2024a). On appelle « biopesticides » les produits issus de sources naturelles (ex. bactéries, champignons, plantes, minéraux) et qui ont été homologués à ce titre par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada (SAgE pesticides, 2023). Comme ces produits présentent généralement une faible toxicité pour les organismes non ciblés et qu'ils sont peu persistants dans l'environnement, le risque associé à leur usage est souvent moindre. Parmi les plus vendus et homologués pour les cultures maraîchères, mentionnons les huiles minérales et le savon utilisés comme insecticides ainsi que le soufre et le bicarbonate de potassium employés comme fongicides.

2.3 Pesticides visés par la justification et la prescription agronomiques

Depuis 2018, la vente et l'utilisation des cinq pesticides les plus à risque pour la santé et l'environnement doivent être justifiées et prescrites au préalable par un agronome. Il s'agit de l'atrazine, un herbicide utilisé exclusivement dans la culture du maïs, du chlorpyrifos, un insecticide principalement utilisé dans les cultures maraîchères, et de trois insecticides néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame). Les néonicotinoïdes peuvent être utilisés pour l'enrobage des semences (ex. maïs et soya) et pour l'application foliaire (ex. cultures maraîchères). La justification et la prescription agronomiques ont contribué à la diminution des ventes de ces pesticides (MELCCFP, 2024a).

Atrazine

Une réduction globale de 93 % des quantités d'atrazine vendues est observée entre 2017 et 2022 (MELCCFP, 2024a). Cette baisse des ventes s'est accélérée à partir de 2018, année marquant le début de l'entrée en vigueur de la justification et de la prescription agronomiques. En 2022, la Montérégie, la Chaudière-Appalaches et Lanaudière sont, par ordre d'importance, les trois régions administratives où les ventes d'atrazine ont été les plus importantes.

Chlorpyrifos

En plus de la justification et de la prescription agronomiques exigées au Québec, l'ARLA a interdit la vente de chlorpyrifos dès décembre 2022 et son utilisation après décembre 2023 (ARLA, 2021). De fait, les ventes de chlorpyrifos au Québec présentent une réduction de plus de 99 % depuis 2018 (MELCCFP, 2024a). Lanaudière, la Chaudière-Appalaches et la Montérégie sont, par ordre d'importance, les trois régions administratives où les ventes de chlorpyrifos ont été les plus importantes en 2022.

Néonicotinoïdes

Il n'y a pratiquement plus de ventes de semences enrobées de néonicotinoïdes pour la culture de maïs et de soya (MELCCFP, 2024a). On estime que moins de 0,5 % des superficies seraient ensemencées avec du maïs enrobé de néonicotinoïdes, comparativement à 100 % en 2015. La totalité des superficies de soya seraient désormais ensemencées sans néonicotinoïdes, comparativement à 50 % en 2015. Pour ce qui est des ventes de néonicotinoïdes pour l'application foliaire, elles demeurent stables ces dernières années. En 2022, Lanaudière, la Capitale-Nationale et le Saguenay–Lac-Saint-Jean sont, par ordre d'importance, les trois régions administratives où les ventes de néonicotinoïdes ont été les plus importantes.

Plus récemment, des modifications réglementaires ont permis l'élargissement de la prescription agronomique à l'ensemble des semences enrobées d'insecticides, dont ceux de la famille des diamides (ex. chlorantraniliprole et cyantraniliprole). De plus, une nouvelle classe de pesticides (classe 3B) a été créée dans la réglementation pour inclure les semences enrobées de fongicides (ex. azoxystrobine et fénamidone) et de biopesticides. Ces changements, qui entreront en vigueur à compter de 2025, sont nécessaires pour que la réglementation encadre l'utilisation de tous les pesticides, y compris ceux employés pour l'enrobage des semences.

3. Méthodologie

3.1 Stations d'échantillonnage

L'une des grandes régions productrices de légumes au Québec se situe en Montérégie, plus particulièrement dans le bassin versant de la rivière Châteauguay. Dans cette zone, les dépôts sédimentaires sont recouverts par endroits par des dépôts organiques qui forment les « terres noires » (Côté et al., 2006), lesquelles sont particulièrement propices aux cultures maraîchères. Deux cours d'eau de cette région ont été retenus pour évaluer l'impact de l'utilisation des pesticides dans les cultures maraîchères, soit les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle (figures 1 et 2). Ceux-ci sont représentatifs des petits cours d'eau situés dans des secteurs en cultures maraîchères. Le ruisseau Gibeault-Delisle est échantillonné depuis 2005 et le ruisseau Norton depuis 2013. Les coordonnées géographiques des stations sont indiquées à l'annexe 2.

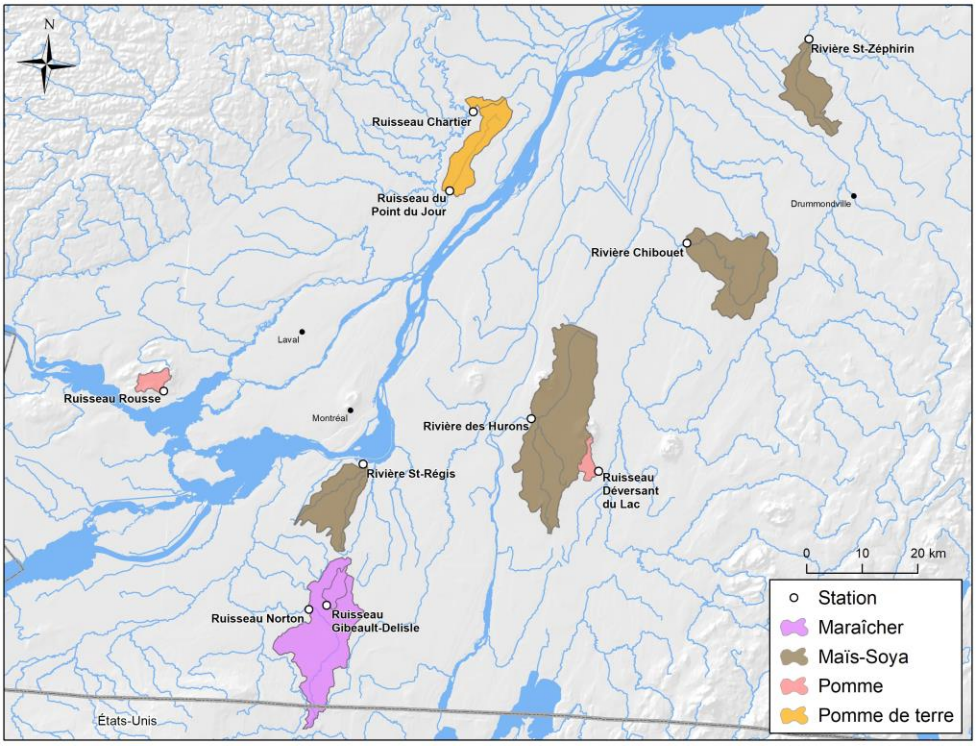

Figure 1. Localisation des bassins versants des dix cours d'eau du réseau permanent de suivi, y compris ceux des secteurs en cultures maraîchères

Figure 2. Ruisseaux Norton (à gauche) et Gibeault-Delisle (à droite)

En 2020, la proportion totale des terres cultivées était de 47 % dans le bassin du ruisseau Norton et de 83 % dans celui du ruisseau Gibeault-Delisle (figure 3). Le bassin versant du ruisseau Norton est un sous-bassin de la rivière des Anglais. La superficie du bassin en amont de cette station d'échantillonnage est de 210 km^2, les cultures maraîchères (y compris la pomme de terre) représentent 40 % de cette superficie, tandis que celles du maïs-grain et du soya en occupent 32 %. Le bassin du ruisseau Gibeault-Delisle est imbriqué dans le bassin du ruisseau Norton. La superficie du bassin en amont de cette station est de 18 km^2, dont 43 % sont occupés par des cultures maraîchères et 46 % par celles du maïs-grain et du soya.

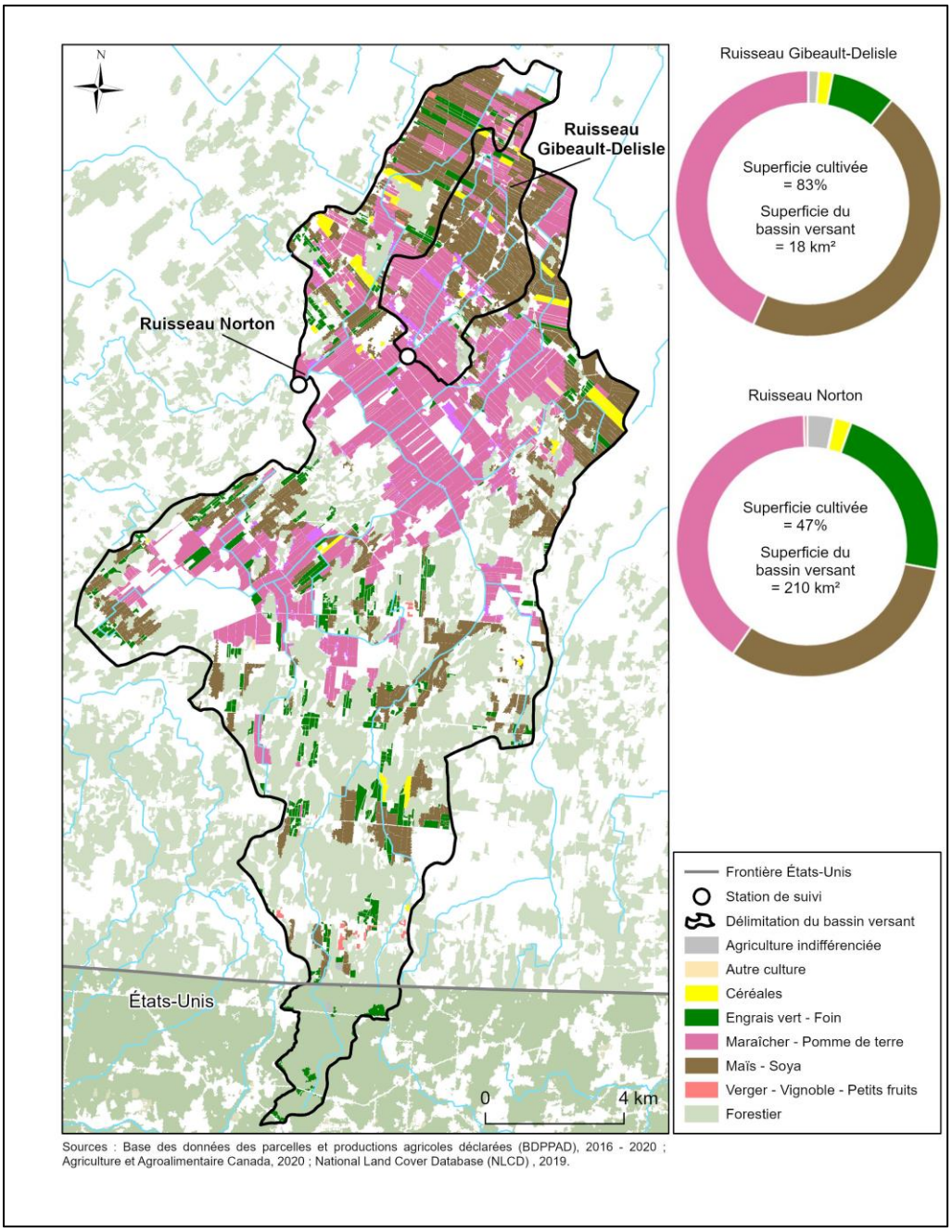

Figure 3. Cultures dans les bassins versants des ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle

Depuis le précédent portrait de ce secteur (Giroux, 2017), les superficies en cultures maraîchères ainsi que celles du maïs-grain et du soya ont augmenté dans le bassin versant du ruisseau Norton. Dans le cas du ruisseau Gibeault-Delisle, on observe une augmentation des superficies uniquement pour les cultures de maïs-grain et de soya. Bien que ces augmentations des superficies cultivées puissent être attribuables à des changements de pratique agricole, elles s'expliquent également par l'amélioration de l'information rapportée sur l'occupation du territoire concerné.

3.2 Échantillonnage

Pour les stations du réseau permanent de suivi, le mode d'échantillonnage varie en fonction de la grosseur du cours d'eau. Les échantillons sont prélevés à gué dans les petits cours d'eau ou à partir des ponts dans le cas des plus grands. Les échantillons sont ensuite placés au frais, dans des glacières, et expédiés au laboratoire du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).

Les dates étant prédéterminées, l'échantillonnage est donc réalisé sans égard aux événements de pluie. L'approche repose sur l'hypothèse qu'avec un pas de temps relativement serré, les échantillons seront répartis par temps de pluie et par temps sec et que le suivi année après année permet de tenir compte des années plus sèches ou plus humides. Ces stations sont échantillonnées de mai à septembre à raison de deux fois par semaine, pour un total d'environ 30 prélèvements par saison à chacune des stations.

En 2019 et 2020, des échantillons supplémentaires ont été prélevés à l'automne pour évaluer la pertinence d'étendre la période suivie dans un contexte de changements climatiques. Par ailleurs, en 2020, soit pendant la pandémie de COVID-19, les campagnes d'échantillonnage ont exceptionnellement débuté au mois de juin.

3.3 Pesticides analysés et critères de qualité de l'eau de surface

Les échantillons ont fait l'objet de cinq types d'analyses en laboratoire, qui ont fourni des résultats pour plus d'une centaine de pesticides (tableau 1). La description des méthodes d'analyse est présentée à l'annexe 3.

Le principal critère de qualité de l'eau de surface qui permet d'évaluer le risque d'effet sur les espèces aquatiques est le critère de vie aquatique chronique (CVAC) (MELCCFP, 2024b). Les critères utilisés dans le cadre de la présente étude sont listés dans le tableau 1.

Les CVAC visent la protection de toutes les formes de vie aquatique, des algues jusqu'aux poissons. Leur élaboration suit les méthodes publiées par le Ministère (MELCC, 2019). Le CVAC est la concentration maximale d'un produit à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pendant toute leur vie sans subir d'effets néfastes. Toute concentration au-dessus de ce critère, lorsqu'elle est maintenue suffisamment longtemps dans le milieu, est susceptible de causer un effet indésirable sur des espèces aquatiques. De faibles dépassements du CVAC ne causeront pas nécessairement d'effets sur les organismes aquatiques si la durée de ces dépassements est limitée. Plus la concentration excède le CVAC, plus la durée pendant laquelle elle peut être tolérée est courte. Pour quelques pesticides, on dispose aussi d'un critère de vie aquatique aigu (CVAA). Il s'agit de la concentration maximale d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sur une courte période sans subir d'effets graves tels que la mortalité. Lorsque des concentrations au-delà de ces valeurs sont mesurées, même une seule fois, des dommages à certaines espèces aquatiques sont possibles.

Bien que les critères de qualité de l'eau de surface soient utiles pour fournir une appréciation du risque pour les écosystèmes aquatiques, leur utilisation présente certaines limites. D'abord, ils ne sont pas disponibles pour tous les pesticides. En l'absence de critères québécois ou canadiens, quand la fréquence des détections dans le milieu aquatique le justifie, des critères existants ailleurs dans le monde peuvent être utilisés. De plus, pour certains pesticides (diazinon, azinphos-méthyl, chlorpyrifos, perméthrine, deltaméthrine), les critères de qualité de l'eau sont plus bas que les limites de détection atteignables avec les appareils de mesure du CEAEQ. Cela signifie que, dès que ces produits sont détectés, ils dépassent

le critère de qualité de l'eau et que de ne pas les détecter ne garantit donc pas que leur concentration soit sûre pour la vie aquatique.

Critères pour les néonicotinoïdes

Un critère pour la protection de la vie aquatique chronique pour trois néonicotinoïdes (clothianidine, thiaméthoxame et imidaclopride) a été adopté par le MELCCFP en 2017 sur la base des données écotoxicologiques alors disponibles. Il s'agit d'un critère unique de 0,0083 µg/l utilisé pour les trois produits individuels ou pour la somme des trois.

Depuis 2017, de nouvelles études ont été publiées sur la toxicité de plusieurs néonicotinoïdes pour les espèces aquatiques. Ces nouvelles données permettent de calculer de nouveaux critères individuels pour chacune de ces substances et pour deux autres néonicotinoïdes, soit le thiaclopride et l'acétamipride. Ainsi, de nouveaux critères sont en préparation par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), avec qui le Ministère collabore. Lorsqu'ils seront disponibles, ceux-ci pourraient être retenus par le Québec pour remplacer le critère unique actuellement utilisé.

Tableau 1. Pesticides analysés, limites de détection et critères pour la protection des espèces aquatiques (µg/l)

Analyse	Ingrédient actif	Limite de détection	CVAC [1]	CVAA [1]
OPS+	Aldrine	0,01	0,017	0,15
	Atrazine	0,01	1,8 ou 5 [2]	50
	Déséthyl-atrazine	0,01		
	Déisopropyl-atrazine	0,01		
	Azinphos-méthyl	0,05	0,01	
	Azoxystrobine	0,05		
	Bendiocarbe	0,01		
	Boscalide	0,02		
	Bromacil	0,03	5 [3]	
	Busan	0,06		
	Butylate	0,01	56 [3]	1300 [3]
	Captafol	0,03		
	Captane	0,02	1,3 [3]	
	Carbaryl	0,02	0,2	
	1-naphtol	0,03		
	Carbofuran	0,01	1,8	
	Carfentrazone-éthyl	0,02		
	Chorfenvinphos	0,02		
	Chloronèbe	0,04	16 [3]	370 [3]
	Chlorothalonil	0,01	0,18 [3]	
	Chloroxuron	0,04		
	Chlorprophame	0,03	45 [3]	600 [3]
	Chlorpyrifos	0,01	0,002	
	Cyanazine	0,01 à 0,03	2 [3]	1000
	Cyhalothrine-lambda	0,01		
	Cyperméthrine	0,06		
	Deltaméthrine	0,04	0,0004	
	Diazinon	0,01	0,004	0,064
	Dichlobénil	0,01		
	2,6-Dichlorobenzamide (BAM)	0,02		
	Dichlorvos	0,02		
	Dieldrine	0,01	0,056	0,24
	Diméthazone	0,02		
	Diméthénamide	0,01	5,6 [3]	260 [3]
	Diméthoate	0,01	6,2 [3]	
	Dimétomorphe	0,09		
	Disulfoton	0,02		
	Diuron	0,1	1,6	
	EPTC	0,01	39 [3]	880 [3]
	Fénitrothion	0,02		
	Fluazinam	0,08		
	Fludioxonil	0,06		
	Fonofos	0,01		
	Iprodione	0,07	4 [3]	91 [3]
	Linuron	0,07	7 [3]	
	Malathion	0,01	0,1	
	Métalaxyl	0,07 à 0,11		
	Méthidathion	0,01		
	Méthoxychlore	0,01	0,03	
	S-Métolachlore	0,01	7,8 [3]	110
	Métribuzine	0,01	1 [3]	
	Mévinphos	0,01		
	Myclobutanil	0,03	11 [3]	240 [3]
	Napropamide	0,01		
	Parathion	0,01	0,013	0,065
	Méthyl-parathion	0,01		
	Pendiméthaline	0,02		
	Penthiopyrade	0,07		
	Perméthrine	0,04	0,004 [3]	0,044 [3]
	Phorate	0,03		
	Phosalone	0,01		
	Phosmet	0,02		
	Pirimicarbe	0,1		
OPS+	Propiconazole	0,18 à 1,1		
(suite)	Propoxur	0,01		
	Propyzamide	0,03		
	Pyraclostrobine	0,18		
	Quintozène	0,03		
	Simazine	0,01	10	160
	Tébuthiuron	0,22	1,6 [3]	
	Terbacil	0,01		
	Tebuconazole	0,1		
	Terbufos	0,02		
	Tetraconazole	0,12		
	Trifloxystrobine	0,03		
	Trifluraline	0,02	0,2	
	Trinexapac-éthyl	0,61		
	Triticonazole	0,43		
PESTICIDES	Acétamipride	0,002		
ÉMERGENTS	Azoxystrobine	0,001		
	Chlorantraniliprole	0,002	0,1 [3]	0,56 [3]
	Chlorimuron-éthyle	0,006 à 0,01		
	Clothianidine	0,006	0,0083 [4]	0,2 [4]
	Cyantraniliprole	0,006 à 0,01	0,42 [3]	2 [3]
	Fénamidone	0,001		
	Fénamidone métabolite	0,004 à 0,007		
	Flumetsulame	0,001 à 0,004	3,1 [3]	25 000 [3]
	Flupyradifurone	0,003 à 0005		
	Imazapyr	0,004		
	Imazéthapyr	0,003 à 0,007	8,1 [3]	34000 [3]
	Imidaclopride	0,004	0,0083 [4]	0,2 [4]
	Imidaclopride-guanidine	0,003 à 0,006		
	Imidaclopride-oléfine	0,002 à 0,004		
	Imidaclopride-urée	0,003 à 0,006		
	Isoxaflutole	0,005 à 0,01		
	Mésotrione	0,01		
	Nicosulfuron	0,002 à 0,006		
	Pyriméthanil	0,001 à 0,003		
	Rimsulfuron	0,003	4,6 [3]	
	Sulfosulfuron	0,001 à 0,007		
	Thiaclopride	0,002		
	Thiaméthoxame	0,002	0,0083 [4]	0,2 [4]
PESARY	Bentazone	0,01	510 [3]	11000 [3]
	Bromoxynil	0,02	5	
	Clopyralide	0,02		
	2,4-D	0,01	220	1400
	2,4-DB	0,01	25 [3]	560 [3]
	2,4,5-T	0,01		
	Dicamba	0,02	10 [3]	
	Dichlorprop (2,4-DP)	0,01		
	Dinosèbe	0,02	0,05	4,8
	Fénoprop	0,01	30	270
	Fluazifop-*p*-butyl	0,01		
	Hydroxychlorothalonil	0,02		
	MCPA	0,01	2,6 [3]	
	MCPB	0,01	7,3 [3]	170 [3]
	Mécoprop	0,01	13 [3]	10 000 [3]
	Piclorame	0,02	29 [3]	290
	Triclopyr	0,01		
GLY-	Glyphosate	0,04	800	
AMPA	*AMPA*	0,05		
	Glufosinate	0,05		
ETU	*Éthylène-thiourée*	0,05		
Diquat-Paraquat	Dichlorure de paraquat	0,14		
	Diquat	0,1	0,5	
	Paraquat	0,1		

OPS+ : pesticides organophosphorés et autres familles chimiques.

PESARY : pesticides aryloxyacides.

Produits de dégradation en italique.

1. MELCCFP, 2024b.

2. Le CVAC est de 1,8 ug/l pour l'atrazine seul et de 5 ug/l pour l'atrazine et ses produits de dégradation.

3. Critère provisoire.

4. De nouveaux critères pour les néonicotinoïdes sont en préparation par le CCME. Le critère actuel est pour la clothianidine, le thiaméthoxame et l'imidaclopride pris individuellement ou la somme de ceux-ci.

4. Résultats

Le nombre de pesticides détectés dans un cours d'eau et la fréquence de dépassement des CVAC varient selon le type et la proportion en culture dans son bassin versant. Pour les deux cours d'eau de secteurs maraîchers échantillonnés en 2019 et 2020, plus de 50 pesticides au total ont été détectés dans l'eau de chacun d'eux. Le CVAC d'au moins un pesticide était dépassé dans 100 % des échantillons et souvent pour plusieurs pesticides à la fois. Considérant cette situation, l'état général de ces deux cours d'eau est qualifié de mauvais. À titre comparatif, l'état des huit autres cours d'eau du réseau permanent de suivi est globalement qualifié de mauvais (figure 4) (MELCC, 2020; Giroux, 2022; Atlas de l'eau).

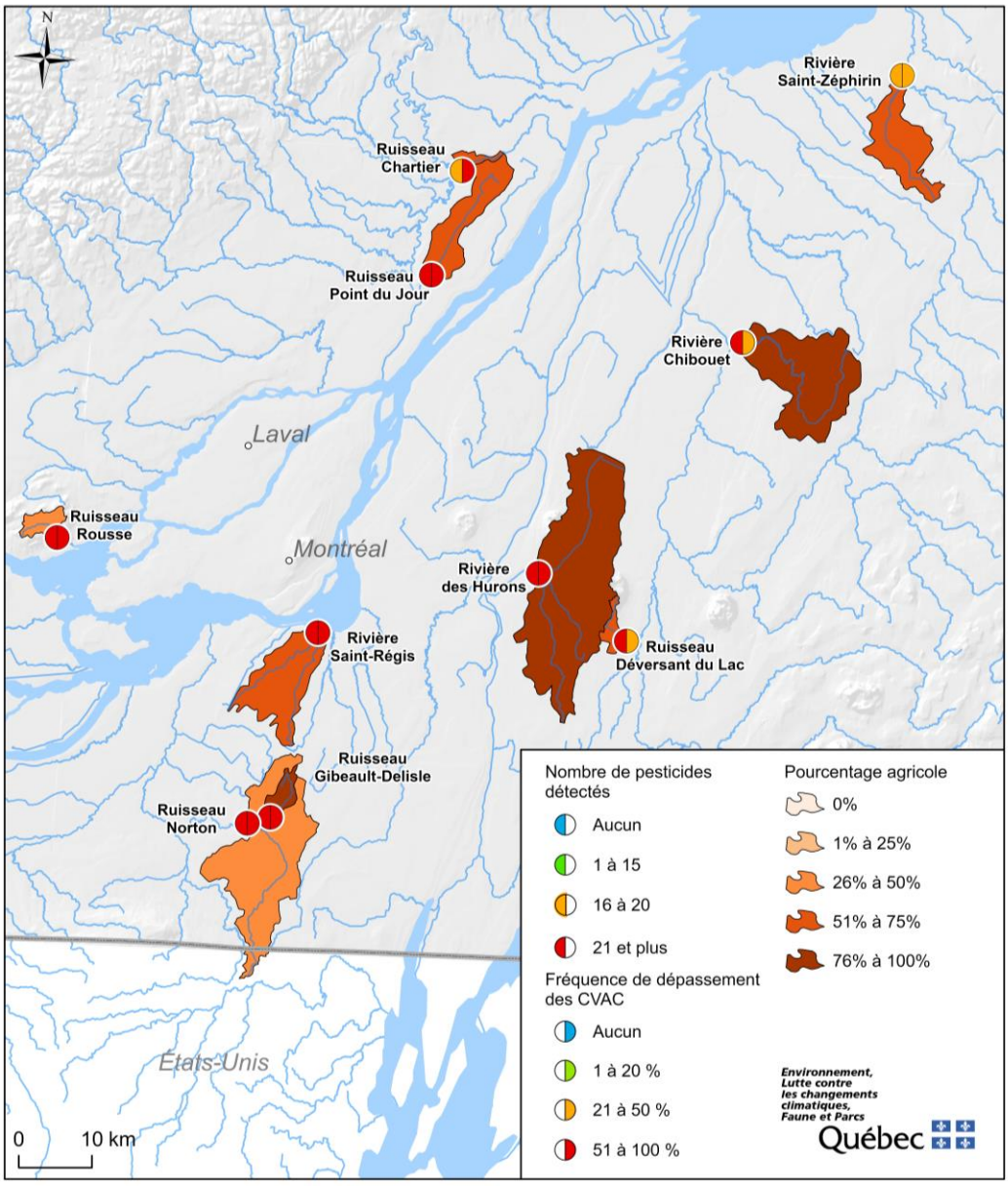

Figure 4. Nombre de pesticides détectés aux stations du réseau permanent et fréquence de dépassement des CVAC

4.1 Plusieurs pesticides détectés tout au long de la saison

Comme l'illustre la figure 5, en 2019 et 2020, plusieurs pesticides sont détectés en même temps dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle du printemps à l'automne. Le plus grand nombre de pesticides est observé aux mois de juillet et d'août.

Pour chacune des années étudiées, le nombre de pesticides détectés durant la saison de production montre des profils similaires pour les deux cours d'eau. Dans l'eau du ruisseau Gibeault-Delisle, entre 11 et 33 pesticides ont été détectés dans un même échantillon. Dans le cas du ruisseau Norton, entre 7 et 37 pesticides ont été mesurés simultanément dans l'eau analysée.

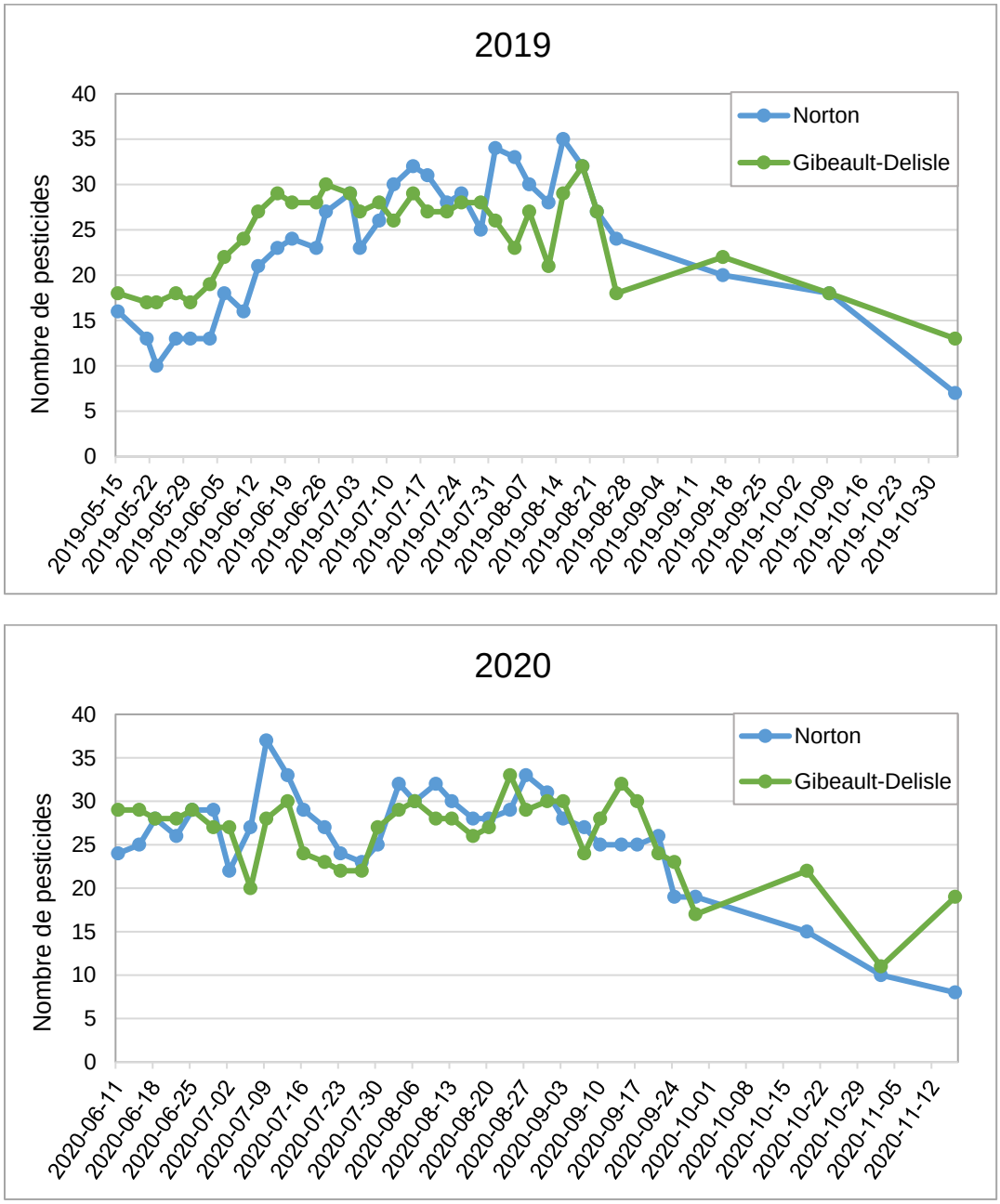

Figure 5. Nombre de pesticides détectés, selon la date d'échantillonnage, dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle, en 2019 et 2020

4.2 Pesticides détectés et critères dépassés fréquemment

Dans le ruisseau Norton, un total de 51 pesticides et produits de dégradation ont été détectés en 2019 et 2020 (figure 6). Parmi ceux-ci, sept herbicides (bentazone, glyphosate et son produit de dégradation AMPA, fluazifop-*p*-butyl, diméthénamide, linuron, *S*-métolachlore et bromoxynil), deux insecticides diamides (chlorantraniliprole, cyantraniliprole), trois insecticides néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame) ainsi que trois fongicides (azoxystrobine, boscalide, fénamidone et un produit de dégradation du chlorothalonil [hydroxychlorothalonil]) l'ont été dans plus de 75 % des échantillons prélevés.

Des dépassements de CVAC sont observés pour dix pesticides, mais de façon plus marquée pour les insecticides néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame). On note également des dépassements de CVAA dans le cas du diazinon, des néonicotinoïdes et des diamides.

Les pesticides les plus fréquemment détectés dans le ruisseau Norton sont tous des produits homologués au Canada pour les cultures maraîchères et qui peuvent être utilisés au Québec (annexe 1).

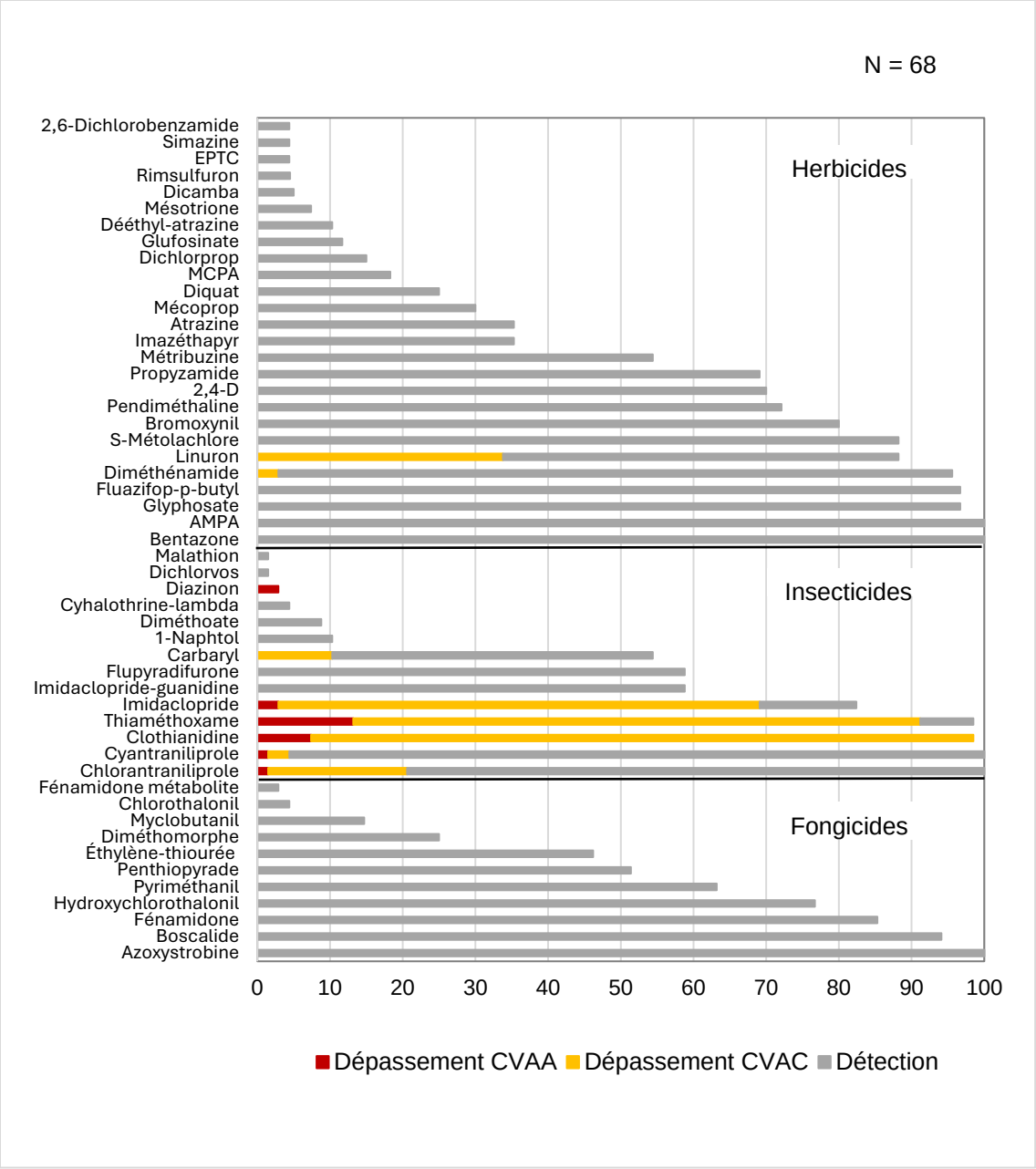

Figure 6. Fréquence (%) de détection des pesticides et de dépassement des critères (CVAC et CVAA) dans l'eau du ruisseau Norton (2019 et 2020)

Un total de 53 pesticides et produits de dégradation ont été détectés dans le ruisseau Gibeault-Delisle en 2019 et 2020 (figure 7). Les herbicides, insecticides et fongicides les plus fréquemment détectés sont sensiblement les mêmes que dans le ruisseau Norton. Néanmoins, on observe davantage de dépassements de critères dans le cas du ruisseau Gibeault-Delisle. Rappelons que le bassin versant du ruisseau Gibeault-Delisle est un petit bassin imbriqué dans celui du ruisseau Norton et que les superficies en cultures y sont plus importantes.

Des dépassements de CVAC sont observés pour 15 pesticides, tandis que les concentrations de sept d'entre eux ont également dépassé les CVAA (diméthénamide, perméthrine, diazinon, imidaclopride,

thiaméthoxame, clothianidine et cyantraniliprole). Comme dans le cas du ruisseau Norton, les fréquences de dépassement des critères sont plus importantes pour les insecticides néonicotinoïdes.

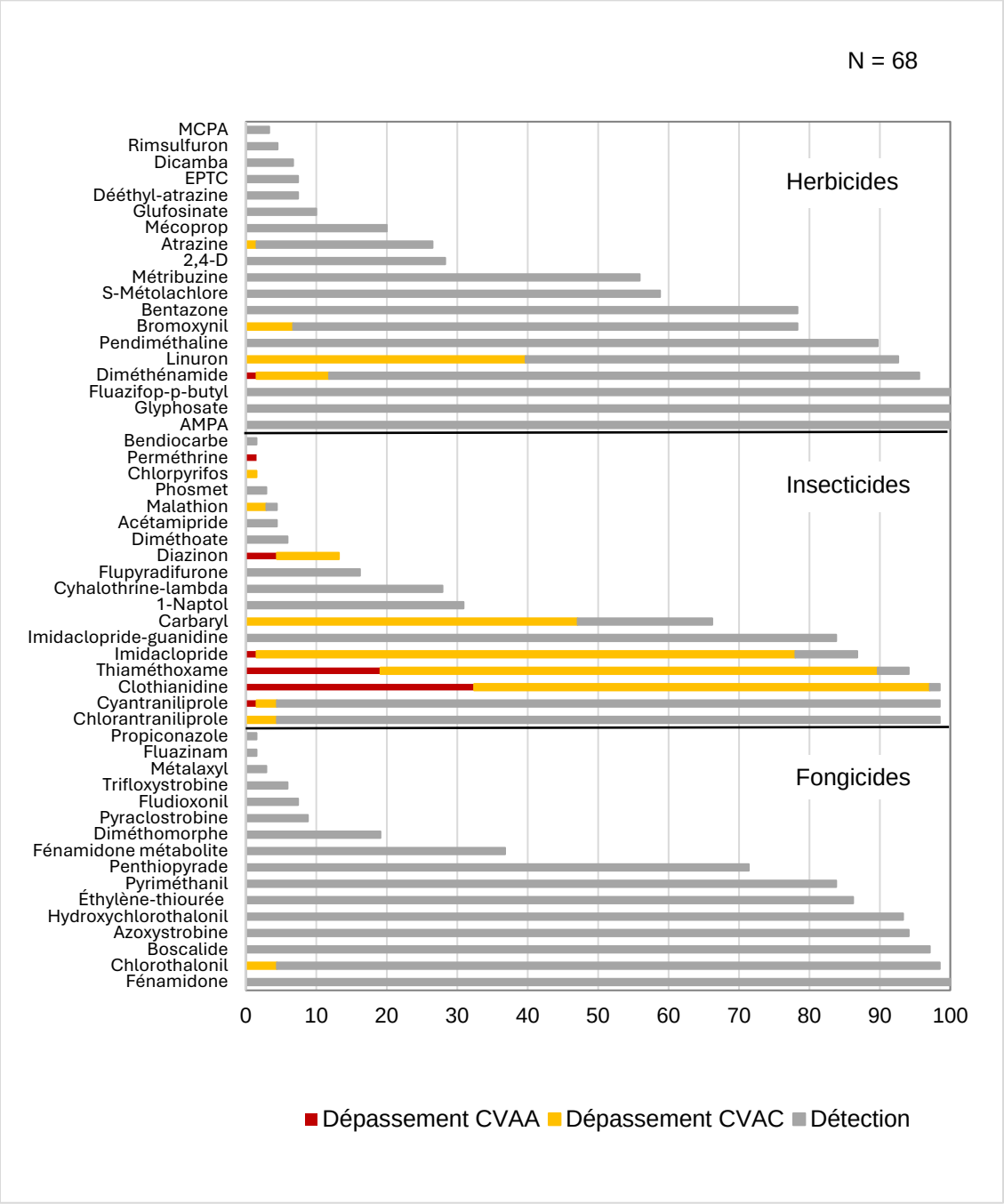

Figure 7. Fréquence (%) de détection des pesticides et de dépassement des critères (CVAC et CVAA) dans l'eau du ruisseau Gibeault-Delisle (2019 et 2020)

La figure 8 montre l'amplitude des concentrations totales mesurées pour la somme des trois néonicotinoïdes détectés dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle en 2019 et 2020. Pour les deux années suivies, les concentrations totales de néonicotinoïdes sont plus élevées dans l'eau du ruisseau Gibeault-Delisle que dans celle du ruisseau Norton. Des pointes de concentrations ont été observées en

juin 2019 et juillet 2020. Dans le cas du ruisseau Gibeault-Delisle, la concentration maximale totale mesurée (15,6 µg/L) représente près de 80 fois le CVAA et plus de 1 000 fois le CVAC. Pour ce qui est du ruisseau Norton, la concentration maximale mesurée (2,2 µg/L) représente près de 10 fois le CVAA et plus de 100 fois le CVAC. Par ailleurs, le CVAC est dépassé dans les deux cours d'eau pendant pratiquement toute la période suivie. Dans le cas du CVAA, le profil est quelque peu différent selon les années. En 2019, le CVAA est dépassé principalement en juin et juillet, et quelques épisodes sont observés en août, tandis qu'en 2020, il est fréquemment dépassé de la mi-juin au début septembre.

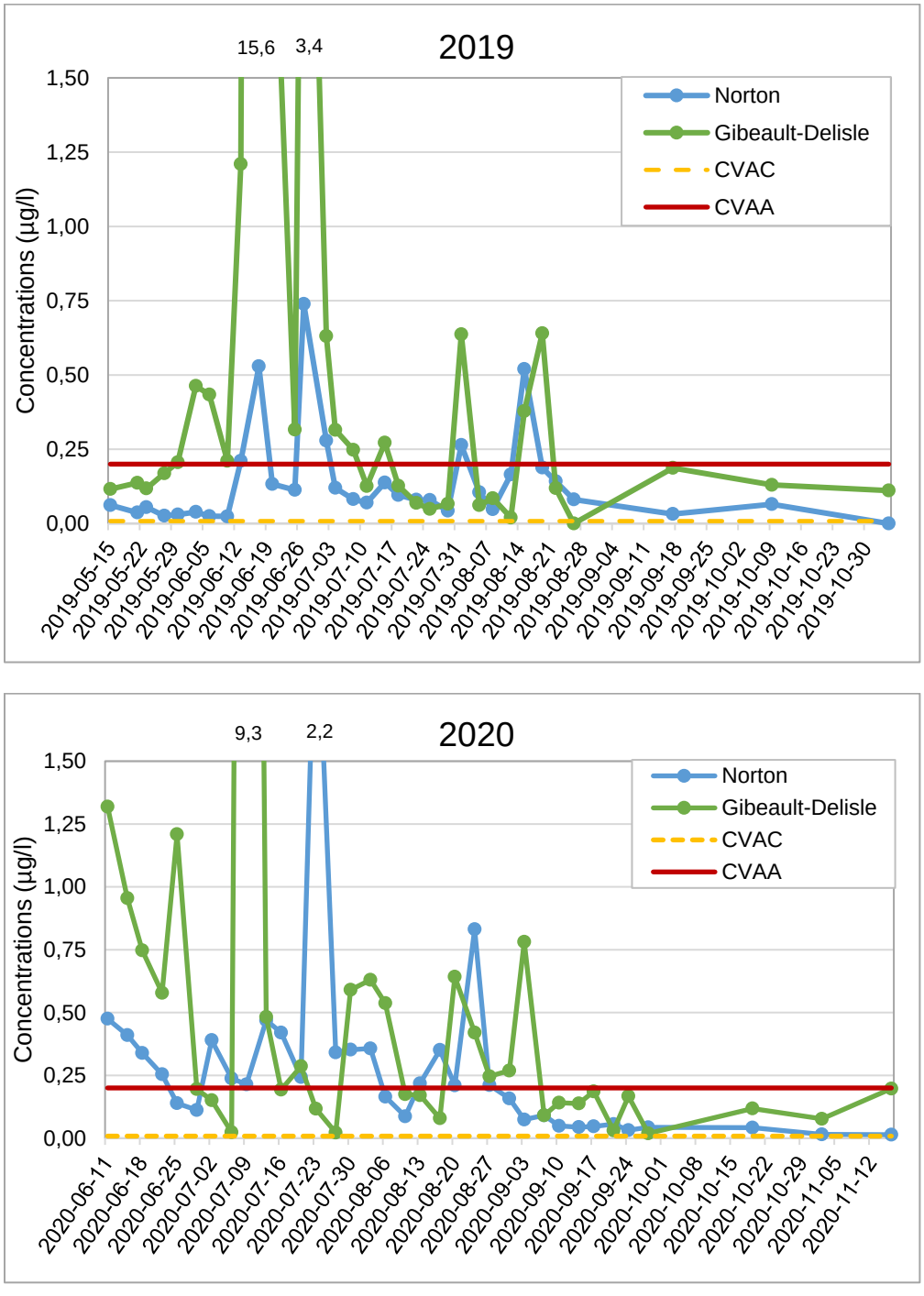

Figure 8. Concentrations des néonicotinoïdes totaux, selon la date d'échantillonnage, dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle, en 2019 et 2020

4.3 Tendance et évolution de la situation

Comme observé lors des suivis antérieurs (Giroux 2017; Giroux et Fortin 2010), le nombre de pesticides et de produits de dégradation détectés en 2019 et 2020 est important. Lorsqu'on compare le nombre total de produits mesurés en 2019 et 2020 à celui de 2013 et 2014, on note une augmentation (tableau 2). Néanmoins, celle-ci est principalement attribuable au nombre de pesticides suivis, qui s'est accru avec les années. En effet, une dizaine de pesticides, qui ne faisaient pas l'objet d'analyse en 2013-2014, ont été suivis et détectés en 2019-2020.

Pour ce qui est des dépassements de CVAC, ils sont observés pour au moins un pesticide dans 100 % des échantillons prélevés en 2019 et 2020, ce qui est comparable aux résultats obtenus auparavant. Comme en 2013 et 2014, les pesticides qui dépassent le plus souvent leur CVAC sont les insecticides néonicotinoïdes (tableau 3).

Tableau 2. Fréquence de détection des pesticides (%) dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle pour les périodes 2013-2014 et 2019-2020

	2013	2014	2019	2020
Herbicides				
Glyphosate	100	98,3	96,7	100
AMPA	78,3	71,7	100	100
Fluazifop-*p*-butyl	NA	NA	64,5	98,3
Diméthénamide	100	100	95,5	95,7
Linuron	96,7	94,9	87,9	92,9
Pendiméthaline	NA	81,4	75,8	85,7
Bentazone	31,7	25	95	83,3
Bromoxynil	53,3	55	88,3	70
S-Métolachlore	95	88,3	81,8	65,7
2,4-D	8,3	16,7	48,3	50
Métribuzine	84,7	96,7	69,7	41,4
Propyzamide	NA	31,7	27,3	41,4
Mécoprop	1,7	0	18,3	31,7
Atrazine	46,7	73,3	42,4	20
Dééthyl-atrazine	5	5	18,2	0
Diquat	NA	NA	0	20
Glufosinate	0	3,3	3,3	18,3
Imazéthapyr	0	0	25,8	10
MCPA	3,3	6,7	11,7	10
Dicamba	5	18,3	5	6,7
Dichlorprop (2,4-DP)	5	5	10	5
Rimsulfuron	NA	NA	4,7	4,8
Mésotrione	NA	NA	4,5	2,9
EPTC	11,7	0	12,1	0
2,6-Dichlorobenzamide (BAM)	0	1,7	4,5	0
Simazine	0	1,7	4,5	0
Trifluraline	1,7	0	0	0
Insecticides				
Chlorantraniliprole	NA	NA	98,5	100
Cyantraniliprole	NA	NA	98,5	100
Clothianidine	100	100	97	100
Thiaméthoxame	98,2	98,3	92,4	100
Imidaclopride	100	100	78,8	90
Imidaclopride-guanidine	36,4	91,7	78,8	64,3
Imidaclopride-urée	14,5	18,3	0	0
Carbaryl	28,3	25	45,5	74,3
1-naphtol	1,7	3,3	10,6	30
Flupyradifurone	0	0	24,2	50
Cyhalothrine-lambda	13,3	0	6,1	25,7
Diméthoate	10	3,3	7,6	7,1
Diazinon	21,7	6,7	10,6	5,7
Malathion	21,7	18,3	0	5,7
Bendiocarbe	0	0	0	1,4
Chlorpyrifos	46,7	55	0	1,4
Dichlorvos	1,7	0	0	1,4
Perméthrine	0	0	0	0,7
Acétamipride	23,6	3,3	4,5	0
Phosmet	3,3	0	3	0
Dieldrine	2,2	0	0	0
Fongicides				
Azoxystrobine	90	100	93,9	100
Fenamidone	92,7	81,7	84,8	100
Fenamidone-métabolite	52,7	5	21,2	18,6
Boscalide	NA	74,6	92,4	98,6
Hydroxychlorothalonil	NA	NA	88,3	81,7
Pyriméthanil	NA	NA	68,2	78,6
Éthylène-thiourée	55	45	56,7	74,3
Penthiopyrade	NA	NA	NA	61,4
Chlorothalonil	11,7	16,7	30,3	38,6
Dimétomorphe	0	6,7	10,6	32,9
Myclobutanil	3,3	3,3	3	11,4
Pyraclostrobine	0	0	3	5,7
Trifloxystrobine	0	0	3	2,9
Métalaxyl	NA	15	0	2,9
Propiconazole	NA	0	0	0,7
Fludioxonil	0	0	7,6	0
Fluazinam	NA	NA	1,7	0
Inhibiteur de germination				
Chlorprophame	NA	96,7	92,4	97,1
Pesticides et produits de dégradation détectés	**39**	**41**	**54**	**55**

Italique : produit de dégradation.
NA : non analysé.

Tableau 3. Fréquence de dépassement des CVAC (%) dans les ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle pour les périodes 2013-2014 et 2019-2020

	2013	2014	2019	2020
Herbicides				
Linuron	5	13,6	24,2	48,6
Diméthénamide	3,3	5	12,1	2,9
Bromoxynil	0	1,7	6,7	0
Atrazine	0	0	1,5	0
Métribuzine	13,6	15	0	0
Insecticides				
Clothianidine	100	100	97	98,6
Thiaméthoxame	63,6	78,3	87,9	92,9
Imidaclopride	85,5	85	71,2	74,3
Carbaryl	13,3	15	19,7	37,1
Chlorantraniliprole	NA	NA	12,1	12,9
Diazinon	21,7	6,7	10,6	5,7
Cyantraniliprole	NA	NA	4,5	4,3
Malathion	11,7	6,7	0	2,9
Chlorpyrifos	46,7	55	0	1,4
Perméthrine	0	0	0	1,4
Fongicides				
Chlorothalonil	6,7	13,3	27,3	28,6
Inibiteur de germination				
Chlorprophame	NA	0	0	1,4
Dépassement global	**95**	**100**	**100**	**100**

NA : non analysé.
Dépassement global : proportion des échantillons qui dépassent le CVAC pour au moins un pesticide.

De nouveaux pesticides sont analysés et fréquemment détectés :

- L'herbicide fluazifop-*p*-butyl, les insecticides diamides (chlorantraniliprole et cyantraniliprole) ainsi que le fongicide pyriméthanil et le produit de dégradation du chlorothalonil (hydroxychlorothalonil), qui n'étaient pas analysés en 2013 et 2014, ont été fréquemment détectés en 2019 et 2020 (tableau 2);
- Dans le cas des diamides, des dépassements de CVAC sont observés (tableau 3);
- De plus, ajouté à l'analyse en 2014, le chlorprophame, un inhibiteur de germination utilisé pour la conservation des pommes de terre entreposées, est parmi les produits les plus fréquemment détectés dans l'eau des deux cours d'eau (tableau 2). La fréquence de dépassement du CVAC correspondant est néanmoins faible (tableau 3).

Des fréquences de détection qui demeurent élevées :

- Les fréquences de détection des herbicides glyphosate, diméthénamide, linuron et pendiméthaline demeurent élevées (tableau 2). Il en va de même des insecticides néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame) ainsi que des fongicides azoxystrobine et fénamidone;
- Par ailleurs, on observe une hausse significative des concentrations et de la fréquence de dépassement des CVAC pour le linuron (tableaux 3 et 4);
- C'est aussi le cas de la fréquence de dépassement du CVAC des néonicotinoïdes (tableau 3). Néanmoins, des baisses significatives dans les concentrations de clothianidine et d'imidaclopride sont observées dans le ruisseau Gibeault-Delisle tandis que, pour le thiaméthoxame, c'est plutôt une hausse des concentrations qui est notée pour les deux ruisseaux (tableau 4).

Des détections moins fréquentes pour certains pesticides :

- On observe une diminution de la détection des herbicides atrazine, métribuzine et *S*-métolachlore, ainsi que de l'insecticide chlorpyrifos (tableau 2);
- Dans le cas de la métribuzine, on n'observe aucun dépassement du CVAC en 2019 et 2020, ce qui représente une amélioration comparativement à 2013 et 2014 (tableau 3). D'ailleurs, une baisse significative des concentrations mesurées de cet herbicide est observée (tableau 4);
- Pour ce qui est du chlorpyrifos, la fréquence de dépassement du CVAC est également en nette diminution (tableaux 2 et 3). On observe d'ailleurs une baisse significative des concentrations mesurées de cet insecticide dans les deux ruisseaux (tableau 4).

Des détections plus fréquentes pour d'autres pesticides :

- Certains herbicides (bentazone, bromoxynil, 2,4 — D et mécoprop), insecticides (carbaryl et flupyradifurone) et fongicides (boscalide, chlorothalonil et diméthomorphe) sont détectés plus fréquemment (tableau 2);
- D'ailleurs, les concentrations mesurées et la fréquence de dépassement du CVAC du carbaryl ont également augmenté (tableaux 3 et 4);
- C'est aussi le cas des concentrations du chlorothalonil dans le ruisseau Gibeault-Delisle et de la fréquence de dépassement du CVAC correspondant (tableaux 3 et 4).

Tableau 4. Tendance des concentrations mesurées des pesticides pour lesquels on observe, entre 2013-2014 et 2019-2020, un changement dans la fréquence de dépassement des CVAC

Pesticide	Ruisseau	Probabilité [2]	Tendance
Herbicides			
Métribuzine	Norton	0,0039	Baisse significative
	Gibeault-Delisle	< 0,0001	Baisse significative
Linuron	Norton	0,0004	Hausse significatve
	Gibeault-Delisle	0,0154	Hausse significatve
Insecticides			
Carbaryl	Norton	0,0018	Hausse significatve
	Gibeault-Delisle	0,0005	Hausse significatve
Chlorpyrifos [1]	Tendance homogène pour les deux ruisseaux	< 0,0001	Baisse significative
Clothianidine [1]	Norton	0,7685	Aucune
	Gibeault-Delisle	< 0,0001	Baisse significative
Imidaclopride [1]	Norton	0,8508	Aucune
	Gibeault-Delisle	< 0,0001	Baisse significative
Thiaméthoxame [1]	Norton	< 0,0001	Hausse significatve
	Gibeault-Delisle	0,0739	Hausse significative au seuil de 10%
Fongicides			
Chlorothalonil	Norton	0,9293	Aucune
	Gibeault-Delisle	< 0,0001	Hausse significatve

[1] Pesticide visé par la justification et la prescription agronomiques.

[2] L'information à propos du test statistique réalisé est présentée à l'annexe 4.

5. Principaux constats

5.1 L'état général des cours d'eau suivis est mauvais

En 2019 et 2020, plus de 50 pesticides ont été détectés dans l'eau de chacun des cours d'eau de secteurs maraîchers suivis et 100 % des échantillons dépassaient le CVAC d'un pesticide ou plus. C'est également ce qui avait été observé auparavant (Giroux 2017; Giroux et Fortin 2010).

Parmi les pesticides détectés le plus fréquemment, on retrouve l'herbicide glyphosate et son produit de dégradation (AMPA), des insecticides diamides (chlorantraniliprole et cyantraniliprole) et néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame) ainsi que les fongicides azoxystrobine et fénamidone. On observe des dépassements de critères pour la protection des espèces aquatiques pour plusieurs pesticides, mais de façon plus marquée dans le cas des néonicotinoïdes.

L'état des autres cours d'eau du réseau permanent de suivi est également qualifié de mauvais. Cette situation est représentative des petits cours d'eau situés dans des bassins versants où des cultures utilisent plus intensivement les pesticides. C'est d'ailleurs ce que montre le suivi complémentaire des pesticides réalisé pour une cinquantaine de cours d'eau supplémentaires (Giroux, 2022; MELCC, 2020; Atlas de l'eau).

5.2 Le portrait pour l'eau est similaire à celui observé pour les sédiments

Entre 2018 et 2021, des suivis ont été réalisés par le Ministère pour vérifier la présence de pesticides dans les sédiments de divers types de milieux aquatiques, dont ceux du ruisseau Gibeault-Delisle (Giroux, 2023). Les principaux constats issus du suivi réalisé dans l'eau sont similaires à ceux observés dans les sédiments de ce cours d'eau. En effet, plusieurs pesticides et produits de dégradation ont été détectés dans les sédiments du ruisseau Gibeault-Delisle. Parmi les produits qui ont montré les concentrations les plus élevées, nommons le glyphosate et son produit de dégradation (AMPA), l'azoxystrobine, le fénamidone, le diméthénamide et la clothianidine.

Le risque lié à la présence de ces pesticides dans les sédiments est difficile à évaluer, car on ne dispose pas de critères pour la protection des espèces aquatiques, reconnus par le Québec ou d'autres juridictions, spécifiques aux pesticides d'usage courant dans les sédiments. Cette absence de critères tient au fait que peu d'études ont été réalisées sur les effets qu'ont les pesticides présents dans les sédiments sur la flore et la faune aquatiques. Néanmoins, la présence simultanée de pesticides dans l'eau et les sédiments augmente l'exposition des organismes aquatiques à ces produits.

5.3 Ces résultats permettent d'évaluer l'impact de l'usage des pesticides dans les secteurs maraîchers

Bien que les superficies de maïs-grain et de soya représentent une proportion non négligeable des cultures réalisées dans les bassins versants des ruisseaux Norton et Gibeault-Delisle, les résultats obtenus permettent d'évaluer l'impact de l'usage des pesticides dans les cultures maraîchères. En effet, lorsqu'on compare ces résultats à ceux des suivis réalisés durant la même période, pour des cours d'eau de secteurs à dominance de maïs-grain et de soya (Giroux, 2022), des fréquences de détection plus élevées dans les secteurs maraîchers sont observées pour de nombreux pesticides. C'est le cas notamment des produits suivants :

- Herbicides principalement utilisés dans les cultures de carottes et d'oignons : bromoxynil, diméthénamide, fluazifop-*p*-butyl, linuron et pendiméthaline;

- Insecticides employés dans plusieurs cultures maraîchères (ex. pommes de terre, crucifères, laitues, oignons) : cyantraniliprole, néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame), carbaryl et flupyradifurone;

- Fongicides utilisés pour différentes cultures de légumes (ex. pommes de terre, crucifères, carottes, laitues, oignons) : azoxystrobine, boscalide, chlorothalonil, diméthomorphe, fénamidone et pyriméthanil.

De plus, pour plusieurs pesticides, les concentrations mesurées et les fréquences de dépassement des CVAC sont plus élevées dans les cours d'eau de secteurs maraîchers que dans les secteurs de maïs-grain et de soya (Giroux, 2022). C'est le cas par exemple de l'herbicide linuron, des insecticides néonicotinoïdes et carbaryl ainsi que du fongicide chlorothalonil.

5.4 Il est encore tôt pour mesurer l'effet de la justification et de la prescription agronomiques

Comme il a été mentionné, l'exigence de la justification et de la prescription agronomiques pour la vente et l'utilisation de l'atrazine, du chlorpyrifos et de trois néonicotinoïdes (clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame) est entrée en vigueur progressivement à compter de 2018. Pour ce qui est de l'atrazine et du chlorpyrifos, ils sont tous deux détectés moins fréquemment. Les concentrations mesurées et les dépassements du CVAC pour le chlorpyrifos sont également en nette diminution. C'est également ce qui a été observé dans l'eau des cours d'eau de secteurs à dominance de maïs-grain et de soya (Giroux, 2022). La sensibilisation et l'utilisation de la lutte biologique pour réduire l'usage du chlorpyrifos dans le secteur des « terres noires » ont sans doute également contribué à cette diminution.

Cependant, bien qu'on observe une réduction des concentrations de certains néonicotinoïdes, leurs fréquences de détection et de dépassement des critères pour la protection des espèces aquatiques demeurent élevées. Cela peut en partie s'expliquer par le fait que ces insecticides sont utilisés dans les cultures maraîchères comme traitements curatifs, plutôt que de façon systématique par l'usage de semences enrobées comme c'est le cas dans la culture du maïs-grain et du soya. Comme il a été indiqué à la section 2.3, la diminution des ventes de néonicotinoïdes est davantage associée à celle des semences enrobées. Pour leur part, les ventes de néonicotinoïdes pour application foliaire sont demeurées stables ces dernières années (MELCCFP, 2024a). Cependant, il est encore tôt pour observer les effets de la justification et de la prescription agronomiques, puisque l'exigence pour ces pesticides est entrée en vigueur peu de temps avant le début du suivi de ces cours d'eau. Par ailleurs, les néonicotinoïdes sont reconnus pour être persistants dans l'environnement, ce qui peut également contribuer à leur présence dans l'eau des cours d'eau suivis.

5.5 Des impacts sur les organismes aquatiques sont appréhendés

En raison des fréquences et amplitudes de dépassement des critères pour la protection des espèces aquatiques de certains pesticides et de la présence simultanée de nombreux produits dans l'eau tout au long de la période de production, des impacts sur les organismes aquatiques de ces cours d'eau sont appréhendés.

Comme l'indique la section 4, les concentrations des néonicotinoïdes détectés dépassent de beaucoup les critères pour la protection des espèces aquatiques. Par ailleurs, les dépassements du CVAC ont été observés pendant toute la période suivie et ceux du CVAA le sont pendant plusieurs semaines. Or, des concentrations qui excèdent de beaucoup un CVAC et qui se maintiennent relativement longtemps dans l'eau sont susceptibles de causer des effets néfastes pour les organismes aquatiques. De plus, l'importance et la durée des dépassements du CVAA indiquent que des impacts sur la survie des espèces les plus sensibles sont également possibles.

Les critères pour la protection des espèces aquatiques sont établis en tenant compte de la toxicité d'une seule substance à la fois. Ils ne tiennent donc pas compte des éventuels effets additifs, synergiques ou

antagonistes des nombreux produits présents en même temps dans l'eau. Comme les organismes aquatiques sont exposés à un mélange de pesticides, l'utilisation de critères individuels de qualité de l'eau donne une évaluation partielle des risques écotoxicologiques. Bien que les effets de ces mélanges soient encore méconnus, plusieurs études indiquent qu'ils sont plus prononcés que ceux des pesticides pris individuellement (de Souza et al., 2020).

Une autre limite à considérer pour l'appréciation du risque que pose la présence de pesticides dans les milieux aquatiques est la prise en compte de la toxicité potentielle des surfactants ajoutés aux formulations commerciales. C'est le cas par exemple du polyoxyéthylène amine (POEA) qui est utilisé avec le glyphosate pour en améliorer l'efficacité. Peu d'information est actuellement disponible concernant la présence du POEA dans les milieux aquatiques. Cependant, plusieurs études suggèrent que les formulations contenant ce surfactant présentaient une toxicité supérieure pour les organismes aquatiques que le glyphosate lui-même (Pérez et al., 2011; Annett et al. 2014; de Brito Rodrigues et al. 2019).

En plus des effets directs sur les organismes aquatiques, la présence de pesticides dans les cours d'eau peut avoir des effets indirects sur les chaînes alimentaires et la biodiversité de ces milieux :

- Des concentrations élevées de certains herbicides, comme celles observées pour le linuron, peuvent entraîner des changements dans les communautés de plantes aquatiques et d'algues et favoriser la croissance des cyanobactéries (Giroux, 2017; de Souza et al., 2020). Comme les plantes aquatiques et les algues sont des producteurs primaires, les herbicides présents dans les cours d'eau peuvent engendrer des effets indésirables sur l'ensemble de l'écosystème aquatique (de Souza et al., 2020).
- Les insecticides présents dans les cours d'eau agricoles peuvent réduire de façon substantielle l'abondance et la diversité des invertébrés aquatiques (Beketov et al., 2013; Liess et al., 2021). C'est le cas notamment des néonicotinoïdes (Beketov et Liess, 2008; Liess et al., 2021; CEAEQ, 2020). Or, ces invertébrés sont très importants pour les écosystèmes aquatiques et terrestres, car ils font partie du régime alimentaire d'un grand nombre d'espèces de poissons, d'oiseaux, de reptiles, d'amphibiens et de mammifères. Les néonicotinoïdes peuvent donc avoir des effets indirects sur les chaînes alimentaires de ces écosystèmes.
- Les fongicides peuvent aussi entraîner des effets indirects sur les milieux aquatiques. C'est le cas du chlorothalonil qui, à des concentrations susceptibles de se retrouver dans les cours d'eau agricoles, a le potentiel de réduire la diversité des espèces de plantes aquatiques et d'invertébrés et celui de faciliter la prolifération d'algues (McMahon et al., 2012).

5.6 La situation au Québec est similaire à celle observée ailleurs dans le monde

La contamination des petits cours d'eau de secteurs agricoles par des pesticides n'est pas propre au Québec. En effet, de nombreux pesticides sont détectés dans les eaux de surface du monde entier (de Souza et al., 2020).

En Ontario, de 2012 à 2019, des cours d'eau de secteurs agricoles ont été échantillonnés d'avril à novembre pour l'analyse d'une centaine de pesticides (Raby et al., 2022). Parmi les pesticides les plus fréquemment détectés, on retrouve notamment les herbicides bentazone et *S*-métolachlore ainsi que des insecticides néonicotinoïdes. Struger et al. (2017) avaient d'ailleurs observé l'omniprésence de néonicotinoïdes dans des cours d'eau agricoles du sud de l'Ontario.

Entre 2013 et 2017, des cours d'eau de différentes régions des États-Unis ont fait l'objet d'échantillonnages pour y vérifier la présence de plus de 200 pesticides (Stackpoole et al., 2021). Les régions où les fréquences de détection des pesticides sont les plus élevées sont celles dont les superficies en cultures sont les plus importantes. Le *S*-métolachlore, l'imidaclopride et l'azoxystrobine font partie des pesticides les plus souvent détectés dans les cours d'eau de ces régions. Toujours aux États-Unis, Medalie et al. (2020) ont observé du glyphosate et son produit de dégradation (AMPA) dans presque tous les cours d'eau étudiés de 2015 à 2020.

En Europe, des échantillons provenant de cours d'eau dont les bassins versants se caractérisaient par des activités agricoles intensives ont été analysés pour plus de 200 pesticides (Casado et al., 2019). Des pesticides en mélange ont été retrouvés dans l'ensemble de ces cours d'eau. Le *S*-métolachlore, l'imidaclopride et l'azoxystrobine ont été détectés dans plus de 75 % des échantillons.

5.7 Les conditions et changements climatiques exercent une influence

Les pointes de concentrations élevées dans les petits cours d'eau en milieux agricoles sont généralement consécutives à des événements de pluie qui suivent l'application de pesticides au printemps et au début de l'été. Plus tard en saison, le développement de la culture et le recouvrement du sol favorisent l'absorption de l'eau. Les pluies sont alors moins susceptibles d'occasionner du ruissellement ou du drainage souterrain. Ces constats ont été décrits dans des rapports antérieurs (Giroux, 2022; Giroux, 2017) et sont également démontrés dans la littérature scientifique (Struger et al., 2017; Szöcs et al., 2017; Halbach et al., 2021).

Les changements climatiques entraîneront des répercussions sur la contamination des cours d'eau par les pesticides (Alberti-Dufort, 2022; MELCC, 2020; OURANOS, 2015). Parmi celles-ci, mentionnons que :

- Des événements de pluie plus fréquents et intenses favoriseront le ruissellement de surface et le transport de pesticides vers les cours d'eau;
- La hausse des températures sera favorable à de nouveaux ennemis des cultures en provenance de régions plus au sud du continent et accentuera la pression exercée par ceux déjà présents au Québec. Par exemple, certains insectes nuisibles arriveront plus tôt en saison, connaîtront un développement plus rapide et compléteront ainsi un plus grand nombre de générations durant la saison estivale. Cette situation augmentera l'usage des pesticides et, par conséquent, la contamination des cours d'eau dans les régions déjà affectées par cette problématique;
- L'allongement de la saison de production sera favorable à certaines cultures comme celles du maïs-grain et du soya. Une saison de production plus longue augmentera le nombre d'applications de pesticides et, par conséquent, l'étendue de la période de contamination des cours d'eau;
- Ces nouvelles conditions climatiques permettront l'expansion de certaines cultures dans des secteurs plus au nord du Québec. Cela aura pour effet d'étendre la contamination des cours d'eau par les pesticides à des régions jusque-là moins touchées.

6. Conclusion

Le présent rapport permet de mettre à jour l'état de la situation de la présence de pesticides dans des cours d'eau de bassins versants de secteurs en cultures maraîchères. Leur état général ne s'est pas amélioré et des impacts sur les organismes aquatiques de ces cours d'eau sont appréhendés. Par ailleurs, il est encore tôt pour observer l'effet de la justification et de la prescription agronomiques sur la qualité de l'eau dans des secteurs en cultures maraîchères. En effet, bien qu'une amélioration soit notable pour certains des pesticides visés par la justification et la prescription agronomiques, ce n'est pas le cas des insecticides néonicotinoïdes dont les fréquences de détection et de dépassement des critères pour la protection des espèces aquatiques sont encore élevées.

Outre l'usage des pesticides, la qualité des cours d'eau en milieu agricole subit diverses autres pressions (MELCC, 2020). Citons par exemple l'emploi de grandes quantités de matières fertilisantes et la forte densité de production animale, qui contribuent à la contamination de l'eau par les nutriments et les microorganismes. Ces cours d'eau peuvent représenter une proportion importante d'un bassin versant et exercer une influence sur le bon état des milieux aquatiques situés en aval. Les données sur la présence de pesticides et celles associées aux autres indicateurs suivis par le Ministère illustrent bien l'importance d'une agriculture durable pour prévenir la contamination des cours d'eau du Québec.

À cet égard, mentionnons que le Plan d'agriculture durable 2020-2030 du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec vise à accélérer l'adoption de pratiques agroenvironnementales pour favoriser, notamment, la réduction de l'usage des pesticides et des matières fertilisantes, ainsi que l'amélioration de la qualité de l'eau des cours d'eau en milieu agricole. Par ailleurs, les modifications réglementaires, qui entreront en vigueur à compter de 2025, permettront un meilleur encadrement de l'utilisation des pesticides employés pour l'enrobage des semences. Ainsi, le Ministère obtiendra le portrait des ventes des semences de huit cultures enrobées de tout pesticide. De plus, la mise en place notamment de la prescription agronomique pour les semences enrobées d'insecticides, dont les diamides, favorisera l'accompagnement professionnel et permettra de réduire l'utilisation systématique de ces produits.

Afin de suivre l'évolution de l'impact de l'usage des pesticides sur les milieux aquatiques, d'évaluer les effets des mesures prises pour réduire l'utilisation de ces produits et de mieux connaître l'étendue de cette problématique, le Ministère envisage de poursuivre leur suivi dans des cours d'eau de secteurs agricoles. Il continuera également de surveiller les nouvelles connaissances dans ce domaine, notamment sur la pertinence de développer des méthodes d'analyse ou des critères pour la protection des espèces aquatiques pour de nouveaux produits et à propos de l'utilisation d'indicateurs biologiques pour mieux cerner les effets des pesticides sur les écosystèmes aquatiques québécois.

7. Références bibliographiques

AGRICULTURE ET AGROALIMENTAIRE CANADA (2021). *Aperçu statistique de l'industrie des légumes de plein champ et des champignons du Canada, 2020.* Division des cultures et de l'horticulture. 47 p.

AGENCE DE RÉGLEMENTATION DE LA LUTTE ANTIPARASITAIRE (2021). *Révocation de l'homologation des produits antiparasitaires restants contenant du chlorpyrifos en vertu de l'alinéa 20(1)a) de la Loi sur les produits antiparasitaires*. 13 p.

ALBERTI-DUFORT, A., BOURDUAS CROUHEN, V., DEMERS-BOUFFARD, D., HENNIGS, R., LEGAULT, S., CUNNINGHAM, J., LARRIVÉE, C. et OURANOS (2022). Chapitre 2 - Le Canada dans un climat en changement : Le rapport sur les Perspectives régionales, 127 p.

ANNETT, R., HABIBI, H.R. et HONTELA A. (2014*). Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment.* Journal of Applied Toxicology, 34, p. 458-479.

BEKETOV, M. A. et LIESS. M. (2008). *Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates*, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 55, p. 247-253.

BEKETOV, M. A., KEFFORD, B. J., SCHÄFER, R. B. et LIESS, M. (2013). *Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates.* Proceedings of the National Academy of Sciences, 110 (27), p. 11039-11043.

CASADO, J., BRIGDEN, K., SANTILLO, D. et JOHNSTON P. (2019). *Screening of pesticides and veterinary drugs in small streams in the European Union by liquid chromatography high resolution mass spectrometry.* Science of the Total Environment, 670, p. 1204–1225.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. (2020). *Les néonicotinoïdes : état des connaissances de leurs impacts sur les organismes aquatiques.* Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 52 p.

CÔTÉ, M. J., Y. LACHANCE, C. LAMONTAGNE, M. NASTEV, R. PLAMONDON N. ROY (2006). *Atlas du bassin versant de la rivière Châteauguay*. Collaboration Commission géologique du Canada, Institut national de la recherche scientifique – Eau, Terre et Environnement et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 64 p.

DE BRITO RODRIGUES, L., GONÇALVES COSTA, G., LUNDGREN THÁ, E., DA SILVA, L. R., DE OLIVEIRA, R., MORAIS LEME, D., CESTARI, M. M., KOPPE GRISOLIA, C., CAMPOS VALADARES, M. et RODRIGUES DE OLIVEIRA, G.A. (2019). *Impact of the glyphosate-based commercial herbicide, its components and its metabolite AMPA on non-target aquatic organisms.* Mutat Res Gen Tox, 842, p. 94-101.

DE SOUZA, R. M., SEIBERT, D., QUESADA, H. B., DE JESUS BASSETTI, F., FAGUNDES-KLEN, M. R. et BERGAMASCO, R. (2020). *Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review.* Process Safety and Environmental Protection, 135, p. 22-37.

GIROUX, I. (2023). *Pesticides dans les sédiments de cours d'eau au Québec – Échantillonnages exploratoires réalisés de 2018 à 2021*, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 38 p.

GIROUX, I. (2022). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya - 2018 à 2020*, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de la qualité des milieux aquatiques, 71 p.

GIROUX, I. (2017). *Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec – Zones de vergers et de cultures maraîchères, 2013 à 2016*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques, 47 p.

GIROUX, I. et J. FORTIN (2010). *Pesticides dans l'eau de surface d'une zone maraîchère – Ruisseau Gibeault-Delisle dans les « terres noires » du bassin versant de la rivière Châteauguay de 2005 à 2007*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Université Laval, Département des sols et de génie agroalimentaire, 28 p.

GOUVERVEMENT DU QUÉBEC (2023). *Culture des légumes de champ.* Consulté le 9 juin 2023. *(*https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/productions-agricoles/culture-legumes-champ).

HALBACH, K., MÖDER, M., SCHRADER, S., LIEBMANN, L., SCHÄFER, R. B., SCHNEEWEISS, A., SCHREINER, V. C., VORMEIER, P., WEISNER, O., LIESS, M. et REEMTSMA, T. (2021*). Small streams-large concentrations?: Pesticide monitoring in small agricultural streams in Germany during dry weather and rainfall*. Water Research, 203, article 117535.

LIESS, M., LIEBMANN, L., VORMEIER, P., WEISNER, O., ALTENBURGER, R., BORCHARDT, D. BRACK. W., CHATZINOTAS, A., ESCHER, B., FOIT, K., GUNOLD, R., HENZ, S., HITZFELD, K.L., SCHMITT-JANSEN, M., KAMJUNKE, N., KASKE, O., KNILLMANN, S., KRAUSS, M., KÜSTER, E., LINK, M., LÜCK, M., MÖDER, M., MÜLLER, A., PASCHKE, A., SCHÄFER, R.B., SCHNEEWEISS, A., SCHREINER, V.C., SCHULZE, T., SCHÜÜRMANN, G., TÜMPLING, W., WEITERE, M., WOGRAM, J. ET REEMTSMA, T. (2021). *Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams.* Water Research, 201, article 117262.

MCMAHON, T.A., HALSTEAD, N.T., JOHNSON, S., THOMAS R.R., ROMANSIC, J.M., CRUMRINE, P.W. et ROHR, J.R. (2012). *Fungicide-induced declines of freshwater biodiversity modify ecosystem functions and services.* Ecology Letters, 15 (7), p. 714-722.

MEDALIE, L., BAKER, N.T., SHODA, M.E., STONE, W.W., MEYER, M.T., STETS, E.G., WILSON, M. (2020). Influence of land use and region on glyphosate and aminomethylphosphonic acid in streams in the USA, Science of the Total Environment, 707, article 136008.

MELCC (2019). *Méthodes d'élaboration des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique relatifs aux substances toxiques*, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 24 p. + 1 ann.

MELCCFP (2024a). *Bilan des ventes de pesticides au Québec - Année 2022*, 11 pages et 6 annexes.

MELCC (2024b). *Critères de qualité de l'eau de surface*, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp).

MELCC (2020). *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec*, 480 p.

OURANOS (2015). *Vers l'adaptation : synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec, Partie 2 : Vulnérabilités, impacts, et adaptation aux changements climatiques.* Édition 2015, Montréal (Québec), 234 p.

PEREZ, G.L., VERA, M.S. et MIRANDA, L. A. (2011). *Effects of Herbicide Glyphosate and Glyphosate-Based Formulations on Aquatic Ecosystems.* Herbicides and Environment. p. 343-368.

RABY, M., LISSEMORE, L., KALTENECKER, G., BEATON, D. et PROSSER, R. S. (2022). *Characterizing the exposure of streams in southern Ontario to agricultural pesticides.* Chemosphere, 294, article 133769.

SAgE PESTICIDES (2023). *Glossaire* (Glossaire - SAgE pesticides).

STACKPOOLE, S.M., SHODA, M.E., MEDALIE, L. et STONE, W.W. (2021). *Pesticides in US Rivers: Regional differences in use, occurrence, and environmental toxicity, 2013 to 2017,* Science of the Total Environment, 787, article 147147.

STATISTIQUE CANADA (2023). T*ableau 32-10-0365-01 Superficie, production et valeur à la ferme des légumes commercialisés* (https://doi.org/10.25318/3210036501-fra).

STRUGER, J., GRABUSKI, J., CAGAMPAN, S., SVERKO, E., MCGOLDRICK, D., et MARVIN, C.H. (2017). *Factors influencing the occurrence and distribution of neonicotinoids insecticides in surface waters of southern Ontario, Canada*, Chemosphere, 69, p. 516-523.

SZÖCS, E., BRINKE, M., KARAOGLAN, B. et SCHÄFER, R. B. (2017). *Large Scale Risks from Agricultural Pesticides in Small Streams. Environmental Science & Technology*, 51(13), p. 7378-7385.

Annexe 1 - Principaux pesticides homologués utilisés pour les cultures maraîchères au Québec

	Ingrédients actifs	Pomme de terre	Maraîcher
Herbicides	2,4-D		√
	Acifluorfène		√
	Atrazine		√
	Bentazone		√
	Bicyclopyrone		√
	Bromoxynil		√
	Carfentrazone-éthyl	√	√
	Cléthodime	√	√
	Clopyralide		√
	Diméthénamide	√	√
	Diquat	√	√
	EPTC	√	√
	Fénoxaprop-p-éthyl	√	√
	Fluazifop-*p*-butyl	√	√
	Flumioxazine	√	√
	Fomésafène	√	√
	Glufosinate d'ammonium	√	√
	Glyphosate	√	√
	Imazéthapyr		√
	Linuron	√	√
	MCPA		√
	Mésotrione		√
	Métribuzine	√	√
	Napropamide		√
	Nicosulfuron		√
	Oxyfluorfène		√
	Pendiméthaline		√
	Prométryne		√
	Propyzamide		√
	Pyridate		√
	Pyroxasulfone	√	√
	Quizalofop-p-éthyl		√
	Rimsulfuron	√	
	Saflufenacil		√
	Séthoxydime	√	√
	Simazine		√
	S-Métolachlore	√	√
	Sulfentrazone	√	√
	Tembotrione		√
	Trifluraline		√

	Ingrédients actifs	Pomme de terre	Maraîcher
Insecticides	Acéphate	√	√
	Acétamipride	√	√
	Carbaryl	√	√
	Chlorantraniliprole	√	√
	Chlorpyrifos	√	√
	Clothianidine	√	
	Cyantraniliprole	√	√
	Cyhalothrine-lambda	√	√
	Cyperméthrine	√	√
	Deltaméthrine	√	√
	Diazinon		√
	Diméthoate	√	√
	Flupyradifurone	√	√
	Imidaclopride	√	√
	Malathion	√	√
	Novaluron	√	√
	Perméthrine	√	√
	Phorate	√	
	Phosmet	√	√
	Pyréthrines	√	√
	Spinétorame	√	√
	Spirotetramate	√	√
	Thiaméthoxame	√	√

	Ingrédients actifs	Pomme de terre	Maraîcher
Fongicides	Amétoctradine	√	√
	Azoxystrobine	√	√
	Benzovindiflupyr	√	√
	Boscalide	√	√
	Captane	√	√
	Chlorothalonil	√	√
	Cyprodinil		√
	Difenoconazole	√	√
	Dimétomorphe	√	√
	Fénamidone	√	√
	Fluazinam	√	√
	Fludioxonil	√	√
	Fluopyram	√	√
	Fluxapyroxade	√	√
	Fosetyl-al		√
	Iprodione		√
	Mancozèbe	√	√
	Mandipropamide	√	√
	Méfentrifluconazole	√	
	Métalaxyl-M	√	√
	Metconazole	√	
	Penthiopyrade	√	√
	Picoxystrobine	√	√
	Propiconazole		√
	Prothioconazole	√	
	Pydiflumétofène	√	√
	Pyraclostrobine	√	√
	Pyriméthanil	√	√
	Trifloxystrobine	√	√

Source : SAgE pesticides pour les principaux légumes (maïs sucré, pois verts, haricots, carottes, laitue, choux, oignons et brocolis) et pour la pomme de terre.

Annexe 2 - Coordonnées des stations échantillonnées

Cours d'eau	Bassin versant	Coordonnées	N° BQMA[1]
Ruisseau Gibeault-Delisle	Rivière Châteauguay	N45,16708 W73,62479	03090069
Ruisseau Norton	Rivière Châteauguay	N45,15854 W73,66321	03090120

[1] Numéro attribué à cette station dans la base de données sur la qualité du milieu aquatique.

Annexe 3 - Méthodes d'analyse

Organophosphorés et autres familles de pesticides, OPS+ (MA. 400 – PEST 1.0)

Les pesticides sont extraits de l'échantillon avec du dichlorométhane. L'extrait est réduit à un petit volume et est ensuite concentré sous jet d'argon. Les pesticides sont séparés sur une colonne de chromatographie en phase gazeuse et détectés par spectrométrie de masse (GC-MS). Les concentrations de pesticides contenues dans l'échantillon sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles de solutions étalons de concentrations connues. Un contrôle de qualité de la méthode est effectué sur chaque échantillon à l'aide d'étalons d'extraction (malathion-D10 et atrazine-D5) et d'étalons d'injection (trifluraline-D14 et chlorpyrifos-D10).

Phénoxyacides ou aryloxyacides, PES-ARY (MA. 400 - P.Chlp 1.0)

L'échantillon est acidifié à l'aide de CH_3COOH (acide acétique) pour obtenir un pH d'environ 3. L'échantillon d'eau est analysé par injection directe par chromatographie liquide couplée avec un spectromètre de masse en tandem (LC-MS/MS). La séparation chromatographique est réalisée sur une colonne de type C-18. La concentration des produits trouvés dans l'échantillon est calculée en comparant la surface du pic de l'échantillon aux pics obtenus à l'aide de solutions étalons de concentrations connues. Le dicamba-D3 et 2,4-D-D3 sont utilisés comme étalons d'injection.

Glyphosate et AMPA (MA. 400 – Glyphosate)

Un volume de 80 ml de l'échantillon est acidifié à pH 1. Après 15 minutes, l'échantillon est neutralisé et mélangé avec le Fmoc-Cl et un tampon de borate. Après une heure, on élimine le surplus de Fmoc par extraction avec du dichlorométhane. L'échantillon est ensuite passé sur une cartouche SPE Oasis HLB, puis élué avec du méthanol basique. Finalement, on injecte l'éluât dans un chromatographe en phase liquide couplé à un spectromètre de masse en tandem (LC-MS/MS). Les concentrations de glyphosate, d'AMPA et de glufosinate contenues dans l'échantillon sont calculées à l'aide d'une courbe d'étalonnage linéaire obtenue à partir de solutions étalons extraites de concentrations connues.

Pesticides émergents (MA. 403 – Pesticides émergents)

On effectue une extraction liquide-solide sur l'échantillon à l'aide d'un système d'extraction en ligne avec une cartouche de type HLB. La séparation chromatographique est réalisée sur une colonne de type C-18. Le système de chromatographie liquide est couplé avec un spectromètre de masse en tandem (LC-MS/MS). La concentration des produits trouvés dans l'échantillon est calculée en comparant la surface du pic de l'échantillon aux pics obtenus à l'aide de solutions étalons de concentrations connues. Le clothianidine-D3, l'imidaclopride-D4, le pyrimethanil-D5 et le nicosulfuron-D6 sont utilisés comme étalon d'extraction et l'atrazine-D5 comme étalon d'injection.

Éthylène thiourée (MA. 403 – ETU)

L'échantillon d'eau est analysé par injection directe par chromatographie liquide couplée avec un spectromètre de masse en tandem (LC-MS/MS). La séparation chromatographique est réalisée sur une colonne de type C-18. La concentration des produits trouvés dans l'échantillon est calculée en comparant la surface du pic de l'échantillon aux pics obtenus à l'aide de solutions étalons de concentrations connues. L'éthylène thiourée-D4 est utilisé comme étalon d'injection.

Diquat- Paraquat (MA. 403 – D.P. 1.3)

Le diquat et le paraquat sont extraits de l'échantillon par passage à travers une cartouche de type cationique Oasis WCX. Les pesticides retenus sur la colonne sont élués à l'aide d'un mélange acétonitrile : acide formique. Le dosage est effectué par chromatographie en phase liquide, selon la technique du pairage d'ions. La détection se fait en UV-VIS, à l'aide d'un détecteur UV à barrette de diodes (DAD).

Contrôles de qualité en laboratoire

Dans chaque série d'analyses, un blanc de méthode et un matériau de référence sont systématiquement analysés. Chaque certificat d'analyse reçu porte une mention relativement au pourcentage de recouvrement (ou de récupération) des substances étalons utilisées au moment de l'analyse. Cela permet de vérifier l'efficacité de l'analyse. Lorsque le pourcentage de recouvrement n'est pas satisfaisant, le certificat porte une mention spéciale indiquant ce faible recouvrement. Ces échantillons représentent habituellement moins de 5 % des résultats.

Contrôles de qualité terrain

Deux blancs de terrain ont été effectués chaque année pour un total de quatre blancs pour l'ensemble de la période 2019-2020 (2 rivières x 1 analyse x 2 années). Pour chacune des rivières, tous les paramètres ont été analysés dans les blancs. Ces blancs de terrain permettent de voir si un polluant est introduit dans la procédure d'une autre façon que par l'eau (ex. présence dans l'air lors de l'échantillonnage ou du transport).

Annexe 4 - Test statistique

Le test de la somme des rangs de Wilcoxon (également connu sous le nom de « Wilcoxon-Mann-Whitney ») a été utilisé. Ce test est basé sur les rangs des concentrations plutôt que sur les concentrations elles-mêmes. Ainsi, pour chaque pesticide et chaque station, les concentrations ont été triées en ordre croissant pour effectuer le test statistique. Dans le cas d'une égalité des concentrations, un rang moyen a été attribué.

Lorsque les limites de détection (LD) variaient dans le temps, par souci d'homogénéité de comparaison, la moins précise des LD a été utilisée (LD max). Toute valeur inférieure à la LD max s'est alors vu attribuer le même rang moyen pour l'application du test statistique.

Les résultats ventilés par station ont été utilisés plutôt que ceux obtenus en regroupant les deux stations. Ce choix a été fait notamment pour les raisons suivantes :

- La variation temporelle (hausse ou baisse) n'est pas forcément la même aux deux stations;
- Si la taille de l'échantillon diffère entre les stations pour une des deux périodes étudiées, les différences entre les deux blocs temporels pourraient être en partie attribuables à un effet spatial plutôt que temporel.

Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs

Québec