



Pesticides aux embouchures de tributaires du lac Saint-Pierre (2003-2008)



Pesticides aux embouchures de tributaires du lac Saint-Pierre (2003-2008)

Janvier 2011

Véronique Trudeau, Myriam Rondeau et Annie Simard
Section Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec

Direction des sciences et de la technologie de l'eau
Environnement Canada

COMMENTAIRES AUX LECTEURS

Veillez adresser vos commentaires sur le contenu du présent rapport à la Section Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Direction des sciences et de la technologie de l'eau, Environnement Canada, 105, rue McGill, 7^e étage, Montréal (Québec) H2Y 2E7.

Ce rapport a été entièrement financé par les fonds d'Environnement Canada bien qu'une partie des travaux ait été planifiée dans le cadre des activités fédérales associées au suivi de l'état du Saint-Laurent (Plan Saint-Laurent).



On devra citer la publication comme suit :

Trudeau, V., M. Rondeau et A. Simard. 2010. Pesticides aux embouchures de tributaires du lac Saint-Pierre (2003-2008). Montréal, Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie de l'eau, Section Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, 62 + xiv pages.

N° de cat. En84-82/2010F-PDF
ISBN 978-1-100-96389-1

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

Photos de la page couverture : © EC; Photos.com – 2011; Nathalie Gratton, Caroline Savage, EC

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2011

Perspective de gestion

L'agriculture québécoise a évolué au cours des dernières décennies et constitue aujourd'hui une activité industrielle très spécialisée et mécanisée. La diminution des superficies consacrées au pâturage au profit d'une augmentation importante des cultures de céréales a conduit à une plus grande utilisation d'engrais chimiques et de pesticides. Ces phénomènes ont contribué à la dégradation de la qualité de l'eau des rivières en milieu agricole.

Dans ce contexte, la Direction générale des eaux intérieures a établi, en 1987, un réseau de surveillance des pesticides dans les tributaires agricoles du Saint-Laurent. Les résultats obtenus lors des deux premières années de ce réseau (1987 et 1988) ont déjà fait l'objet d'un rapport (Forrest et Caux, 1989). Un autre rapport a été produit avec les résultats de l'échantillonnage des eaux de surface réalisé entre 1989 et 1991, afin de caractériser la contamination des rivières Yamaska, Nicolet, Richelieu, L'Assomption, Saint-François et de la Tortue par les pesticides (Rondeau, 1996). Ce rapport a permis de déterminer les pesticides les plus problématiques pour le milieu aquatique ainsi que les rivières les plus contaminées par ces substances.

À la suite de ces deux rapports, un réseau de surveillance des pesticides a été établi en 2003 dans trois tributaires importants de la rive sud du lac Saint-Pierre dans le cadre des activités du Fonds pour la science des pesticides d'Environnement Canada. Depuis 2006, le suivi des pesticides dans ces tributaires s'effectue aussi par l'entremise du Programme national de monitoring et surveillance de la qualité de l'eau d'Environnement Canada et de l'entente Canada-Québec « Plan Saint-Laurent pour un développement durable ». Le présent rapport permet d'avoir une image plus complète des pesticides qui ont été rejetés dans les eaux de surface du fleuve Saint-Laurent entre 2003 et 2008 à la hauteur du lac Saint-Pierre, un site de grande importance écologique.

Ces résultats permettront à Environnement Canada d'informer les citoyens au sujet des concentrations de pesticides près de l'embouchure des principaux tributaires du sud du lac Saint-Pierre. La base de données qui a été créée pour le suivi pourra également être utilisée par d'autres chercheurs et contribuer aux décisions de différents organismes gouvernementaux tels que

Environnement Canada, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Agriculture Canada et les municipalités.

Management Perspective

Agriculture in Quebec has evolved in recent decades and is now a highly specialized and mechanized industrial activity. The reduction in the area of pastures, which has made a significant increase in cereal crops possible, has resulted in a greater use of chemical fertilizers and pesticides. These phenomena have contributed to the degradation of water quality in rivers in agricultural areas.

This was the situation when, in 1987, the Inland Waters Directorate established a monitoring network to track pesticides entering the agricultural tributaries of the St. Lawrence River. The results obtained in the initial two years (1987 and 1988) of this network were published in a report (Forrest and Caux 1989). Another report (Rondeau 1996) was produced using the results from surface water sampling conducted between 1989 and 1991 to characterize pesticide contamination in the Yamaska, Nicolet, Richelieu, L'Assomption, Saint-François and De la Tortue rivers. This report identified the most problematic pesticides for aquatic environments and indicated which rivers were the most contaminated by these substances.

Following these two reports, a pesticide surveillance network was established in 2003 in the three main tributaries on the south shore of Lake Saint-Pierre within the Pesticide Science Funds activities of Environment Canada. Since 2006, pesticide monitoring in these tributaries is also done through the Water Quality Monitoring and Surveillance National Program of Environment Canada and the Canada-Québec agreement « St. Lawrence Plan for a Sustainable Development ». This present report provides a more complete picture of the pesticides that entered the surface waters of the St. Lawrence River between 2003 and 2008 at Lake Saint-Pierre, a site of great ecological importance.

These results will enable Environment Canada to inform citizens regarding the concentration of pesticides near the mouths of the main tributaries on the south shore of Lake Saint-Pierre. The database that was created for monitoring may also be used by other researchers and contribute to the decision-making processes at various governmental organizations such as Environment Canada, the Pest Management Regulatory Agency, the ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Agriculture and Agri-Food Canada, and municipalities.

Remerciements

Nous tenons à remercier Isabelle Giroux, chargée de projets à la Direction du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, pour avoir pris le temps de commenter ce rapport. Nous remercions aussi les techniciens du Laboratoire des essais environnementaux du Québec, Michel Arseneau, Claude Lessard et Germain Brault, ainsi que tous les étudiants qui ont contribué à la collecte d'échantillons. Merci au gens du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) pour l'excellent travail d'analyse des échantillons et à Christian Deblois, chef de la Division chimie organique et service à la clientèle du CEAEQ, pour ses commentaires sur la section des méthodes d'analyse de laboratoire. Enfin, nous remercions François Boudreault, chargé de projets en géomatique à la Section Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec d'Environnement Canada, pour la cartographie, Pierre Gagnon, mathématicien à la Section de la recherche sur les écosystèmes fluviaux d'Environnement Canada, pour son aide avec les statistiques, et toutes les autres personnes de l'équipe du Monitoring et de la surveillance de la qualité de l'eau au Québec qui ont contribué à améliorer le rapport.

Résumé

Les vastes superficies de terres en culture dans la vallée du Saint-Laurent entraînent l'utilisation de quantités importantes de pesticides et, par conséquent, un risque de contamination des eaux douces avoisinantes. Les pesticides utilisés varient selon le type de culture. Au Québec, la proportion des terres allouées à la culture du maïs et du soya a augmenté considérablement ces dernières années. Ces cultures sont de grandes utilisatrices de pesticides comme l'atrazine, le métolachlore et maintenant le glyphosate pour les variétés génétiquement modifiées. Depuis la fin des années 1980, les eaux du fleuve Saint-Laurent et de plusieurs de ses tributaires ont été échantillonnées au Québec afin de déterminer quels pesticides et à quelles concentrations ils se retrouvent dans les cours d'eau.

Le lac Saint-Pierre, un lac fluvial en amont de Trois-Rivières, est un site écologique de grande importance à cause de sa riche biodiversité et ses milieux humides qui représentent près de la moitié des milieux humides du Saint-Laurent. Ce lac a d'ailleurs été désigné site Ramsar en 1998, en vertu de la Convention relative aux zones humides d'importance internationale et a été déclaré Réserve de la biosphère en 2000 par l'UNESCO. Comme le lac Saint-Pierre draine des bassins versants à forte activité agricole, il est critique de connaître la nature des contaminants qui y sont rejetés, leurs concentrations et leurs effets sur les organismes vivants. Le présent rapport dévoile les résultats du suivi des pesticides dans les eaux de surface près de l'embouchure des principaux tributaires du côté sud du lac Saint-Pierre, soit les rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska, de 2003 à 2008.

Les résultats montrent que les eaux qui se jettent dans les milieux humides du côté sud du lac Saint-Pierre transportent avec elles un cocktail important de pesticides durant l'été. À chaque année, les principaux pesticides détectés sont des herbicides tels que l'atrazine, le métolachlore, le glyphosate, le bentazone et le dicamba. Ces pesticides ont été détectés, par exemple, de 2003 à 2008 dans la rivière Yamaska à une fréquence de 98 %, 100 %, 65 %, 65 % et 62 %, respectivement. Ils sont épandus au Québec surtout sur les cultures de maïs, et à l'exception de l'atrazine, ils sont également utilisés sur d'autres cultures comme celles du soya, du blé, de l'orge et de l'avoine. Le glyphosate est aussi employé dans les vergers. Les insecticides

et les fongicides sont beaucoup moins fréquemment détectés, et à des concentrations maximales souvent plus faibles que celles des herbicides, mais quelques-uns sont parfois détectés à des concentrations supérieures aux critères de qualité de l'eau qui s'y appliquent.

Malgré les débits relativement importants aux embouchures des grandes rivières, quelques-uns des pesticides analysés dépassaient le critère canadien pour la protection de la vie aquatique et à une fréquence maximale par rivière de 7,7 % (7,7 % pour le chlorpyrifos; 1,3 % pour le diazinon; 1,3 % pour le chlorothalonil; 1,1 % pour l'atrazine). Le dicamba et le MCPA dépassaient souvent leur critère pour l'utilisation de l'eau à des fins d'irrigation agricole (jusqu'à 62 % et 24 %, respectivement).

Au total, c'est la rivière Yamaska qui transporte la plus grande variété de pesticides au lac Saint-Pierre ainsi que les charges les plus importantes de pesticides durant la saison de croissance (p. ex., jusqu'à 417 kg d'atrazine et d'atrazine dééthylée, 326 kg de bentazone, 302 kg de glyphosate et d'AMPA, 284 kg de métolachlore et 196 kg de dicamba). À l'échelle locale, la charge de pesticides déversés par ces trois rivières dans le lac Saint-Pierre est considérable, et les impacts sur les milieux humides fragiles du lac méritent une étude approfondie.

Un suivi des pesticides dans les tributaires du lac Saint-Pierre est indispensable afin de dresser un portrait global de l'état de santé de ce lac fluvial, et les résultats du présent rapport constituent un complément important. Néanmoins, des limites de détection plus sensibles et un ensemble plus complet de critères de qualité de l'eau permettraient d'obtenir de l'information pour un plus grand éventail de pesticides et une meilleure interprétation des données. Dans une perspective de politique environnementale et de développement durable, il faut également considérer les effets potentiels des changements climatiques comme la baisse du niveau de l'eau dans le lac Saint-Pierre, sur la concentration des pesticides dans les eaux de surface et leurs répercussions sur la biodiversité des milieux humides du lac Saint-Pierre.

Abstract

The vast areas of farmland in the St. Lawrence valley require the use of large quantities of pesticides and, consequently, have the potential to contaminate neighbouring freshwater sources. The pesticides used vary according to the type of crop. In Quebec, the proportion of agricultural fields used to grow corn and soy has considerably increased over the past few years, which has caused an increase in the use of pesticides such as atrazine, metolachlor and, more recently, glyphosate on genetically modified crops. Since the late 1980s, the surface waters of the St. Lawrence River and some of its tributaries have been sampled in Quebec to determine which pesticides are found in watercourses and at what concentrations.

Lake Saint-Pierre is a fluvial lake upstream from Trois-Rivières. It is a highly valued ecological site because of its rich biodiversity and its wetlands, which represent almost half of the wetlands along the St. Lawrence River. The lake, moreover, was designated a Ramsar site in 1998 under the Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat, and was designated a biosphere reserve by UNESCO in 2000. Because Lake Saint-Pierre drains watersheds that are characterized by intense farming activity, it is a top priority to know the nature of the contaminants that are released there, and their concentrations and their effects on living organisms. This report presents the results of pesticide monitoring from 2003 to 2008 of the surface waters near the mouths of the three major tributaries on the south shore of Lake Saint-Pierre, namely the Nicolet, Saint-François and Yamaska rivers.

The results show that the waters entering the wetlands on the south side of Lake Saint-Pierre carry a considerable cocktail of pesticides throughout the growing season. Every year, the main pesticides detected are herbicides such as atrazine, metolachlor, glyphosate, bentazone and dicamba. Between 2003 and 2008, for example, these pesticides were detected in the Yamaska River at frequencies of 98%, 100%, 65%, 65% and 62% respectively. In Quebec, they are mainly sprayed on corn and, with the exception of atrazine, they are also used on other crops such as soy, wheat, barley and oat. In addition, glyphosate is used in orchards. Insecticides and fungicides are detected much less frequently and at maximal concentrations that are often lower than those for herbicides, yet a few sometimes are detected at levels exceeding their water quality criteria.

Despite the relatively substantial water flow at the mouths of these large rivers, a few of the pesticides analysed exceeded the Canadian criterium for the protection of aquatic life and were found at a maximal frequency of 7.7% per river (chlorpyrifos at 7.7%, diazinon at 1.3%, chlorothalonil at 1.3% and atrazine at 1.1%). Dicamba and MCPA often exceeded their criterium for the use of irrigation water (up to 62% and 24%, respectively).

Overall, it is the Yamaska River that carries the widest variety of pesticides and the greatest pesticide loads into Lake Saint-Pierre during the growing season (e.g. up to 417 kg of atrazine and deethylated atrazine, 326 kg of bentazone, 302 kg of glyphosate and AMPA, 284 kg of métolachlore, and 196 kg of dicamba). At the local level, the pesticide load released into Lake Saint-Pierre from these three rivers is considerable and an in-depth investigation into its impacts on the vulnerable wetlands of this lake is warranted.

The monitoring of pesticides in the tributaries of Lake Saint-Pierre is essential to obtain a global picture of the state of health of this fluvial lake, and the results of this report represent important complementary knowledge. Nonetheless, more sensitive detection limits and a more complete set of water quality criteria would provide information on a wider range of pesticides and support a better interpretation of the data. From an environmental and sustainable development policy perspective, we must also consider the potential effects of climate change, such as lower water levels in Lake Saint-Pierre, on the concentration of these pesticides in surface waters and their impact on the biodiversity of the wetlands of Lake Saint-Pierre.

Table des matières

Perspective de gestion	iii
Management Perspective	v
Remerciements	vi
Résumé	vii
Abstract	ix
Liste des figures	xiii
Liste des tableaux	xiv
1 INTRODUCTION	1
1.1 Problématique	1
1.2 Situation	2
1.3 Objectifs	5
2 MILIEU À L'ÉTUDE	7
2.1 Description du milieu à l'étude	7
2.1.1 Rivière Nicolet	7
2.1.2 Rivière Saint-François	8
2.1.3 Rivière Yamaska	9
2.2 Description socioéconomique des bassins versants	9
2.2.1 Rivière Nicolet	9
2.2.2 Rivière Saint-François	10
2.2.3 Rivière Yamaska	12
3 MÉTHODOLOGIE	15
3.1 Localisation des stations	15
3.2 Pesticides suivis	16
3.3 Méthode et fréquence d'échantillonnage	18
3.4 Analyses en laboratoire	19
3.5 Traitement et analyse des données	20
4 RÉSULTATS ET DISCUSSION	22
4.1 Pesticides détectés	22
4.1.1 Comparaison interannuelle	23
4.1.2 Utilisations reliées aux pesticides les plus souvent détectés	24

4.2	Variations saisonnières et annuelles des pesticides les plus souvent détectés	30
4.2.1	Variations saisonnières et annuelles des concentrations de pesticides	30
4.2.1.1	Atrazine	30
4.2.1.2	Métolachlore	30
4.2.2	Variations annuelles des concentrations médianes de pesticides	32
4.2.3	Ratio pesticide et produit de dégradation	37
4.3	Fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau	39
4.3.1	Critères pour la protection de la vie aquatique (effet chronique)	40
4.3.2	Critères pour l'utilisation de l'eau à des fins d'irrigation	42
4.3.3	Critères pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	42
4.4	Relations entre la concentration des pesticides, les débits et les précipitations	43
4.5	Estimations des charges estivales des pesticides les plus souvent détectés	44
4.5.1	Comparaison des concentrations et des charges de pesticides dans les tributaires avec celles du fleuve	47
5	CONCLUSION	49
	RÉFÉRENCES	51
	ANNEXES	55
1	Exemples de pesticides utilisés pour la culture du maïs et du soya	55
2	Information sur les critères associés à la détection de pesticides	56
3	Statistiques descriptives par tributaire agricole pour les pesticides ayant une fréquence de détection de 45 % et plus par année entre le 30 mai et le 30 août	58
4	Sommaire du nombre de détections des pesticides analysés par année	60

Liste des figures

1 Stations d'échantillonnage	7
2 Masses d'eau dans le lac Saint-Pierre	15
3 Comparaison des variations saisonnières et annuelles de l'atrazine et du métolachlore dans les principaux tributaires du lac Saint-Pierre	31
4 Comparaison des pics de concentration des pesticides les plus souvent détectés par rivière	34
5 Comparaison des concentrations médianes estivales d'atrazine dans les principaux tributaires du lac Saint-Pierre	36
6 Comparaison des concentrations médianes estivales des pesticides les plus souvent détectés dans la rivière Yamaska	37
7 Ratios des concentrations d'atrazine et de son produit de dégradation dans la rivière Yamaska	38
8 Ratios des concentrations de glyphosate et de son produit de dégradation dans la rivière Yamaska	39
9 Exemple de variations temporelles des précipitations et des débits dans les rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska en 2003	44

Liste des tableaux

1	Caractéristiques des bassins versants à l'étude	8
2	Superficie des différents types de cultures dans les bassins versants à l'étude en 2006	11
3	Localisation et description des stations d'échantillonnage du programme de suivi des pesticides	16
4	Pesticides et produits de dégradation analysés et recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau qui s'appliquent à ces contaminants	16
5	Liste complète des pesticides et produits de dégradation analysés dans les tributaires du lac Saint-Pierre ainsi que leurs fréquences de détection et de dépassement des recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau de 2003 à 2008	25
6	Exemples de cultures au Québec reliées aux pesticides détectés (du plus fréquent au moins fréquent)	28
7	Estimation des charges estivales (du 30 mai au 30 août) des pesticides et produits de dégradation les plus souvent détectés	46

1 Introduction

1.1 PROBLÉMATIQUE

Les activités industrielles, agricoles, urbaines et récréatives ont généré depuis près d'un siècle d'importantes charges de substances toxiques dans les écosystèmes aquatiques, et l'état de santé de ces derniers devient de plus en plus préoccupant. Les activités agricoles, par exemple, peuvent avoir un impact important sur les écosystèmes aquatiques. Elles ont entre autres pour conséquence l'érosion des sols, l'eutrophisation et la contamination de l'eau (de surface et souterraine) et des sédiments causée par le lessivage des terres agricoles, le ruissellement et la percolation. L'intensité des activités agricoles dans les basses terres du Saint-Laurent contribue ainsi à la détérioration de la qualité de l'eau de surface du fleuve et de ses tributaires. Actuellement au Québec, la culture du maïs, pratiquée en rotation ou en association avec celle du soya, occupe le deuxième rang en superficie après les cultures fourragères (ISQ, 2008) et nécessite l'usage d'une grande quantité de pesticides pour lutter contre les mauvaises herbes et les ravageurs. L'annexe 1 contient une liste de pesticides recommandés au Québec pour la culture du maïs et du soya. Certains pesticides servent aux deux cultures. La culture du maïs et celle du soya emploient le tiers des pesticides vendus au Québec, particulièrement des herbicides. L'atrazine est encore un des pesticides les plus utilisés pour la culture du maïs, mais le glyphosate prend de plus en plus d'importance avec la proportion grandissante de variétés génétiquement modifiées. La culture du maïs-grain et fourrager au Québec connaît depuis 1996 un important accroissement des superficies qui lui sont allouées pour atteindre 497 000 hectares (450 000 ha de maïs-grain et 47 000 ha de maïs fourrager) en 2007 (ISQ, 2008). Cette augmentation considérable en superficies des cultures de maïs serait liée à l'accroissement de la production porcine qui utilise le maïs pour l'alimentation des porcs et les terres en culture pour valoriser le lisier produit (Giroux, 2004, 2002; MENV, 2002).

Près de la moitié des milieux humides du fleuve Saint-Laurent se trouvent au lac Saint-Pierre. Ces écosystèmes jouent d'importants rôles écologiques, comme la filtration de l'eau, et procurent une grande variété de niches écologiques qui permettent à des centaines d'espèces animales et végétales d'y vivre. Le lac Saint-Pierre a d'ailleurs été désigné site Ramsar en 1998

en vertu de la Convention relative aux zones humides d'importance internationale et a été déclaré Réserve de la biosphère en 2000 par l'UNESCO. Malgré cela, il existe peu de mesures de protection de ces milieux humides à ce jour.

Au lac Saint-Pierre, la voie maritime concentre le courant dans la portion centrale du lac et ralentit la circulation de l'eau dans les zones latérales peu profondes où se trouvent de vastes milieux humides. La grande région métropolitaine de Montréal, située en amont du lac Saint-Pierre, ainsi que les tributaires qui drainent les terres agricoles en amont et directement dans le lac dégradent considérablement la qualité de l'eau du lac et entraînent des dépassements fréquents des critères de qualité de l'eau (Hudon et Carignan, 2008). L'eau du fleuve et particulièrement celle du lac Saint-Pierre sont donc très vulnérables à la contamination par les pesticides à cause de ses nombreux tributaires qui traversent des zones à forte vocation agricole. Même si le lac Ontario est considéré comme une source principale de pesticides dans le fleuve, l'observation de masses d'eau distinctes dans le lac Saint-Pierre provenant de ces tributaires (Désilet et Langlois, 1989) permet de croire que certains milieux humides du lac pourraient être contaminés dans les mêmes proportions que les tributaires agricoles qui s'y jettent.

1.2 SITUATION

Au Canada, la gestion des pesticides est partagée entre le gouvernement fédéral et les gouvernements provinciaux et territoriaux et, dans une moindre mesure, les gouvernements municipaux. L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) du gouvernement fédéral a pour mandat la gestion de la *Loi sur les produits antiparasitaires* qui régit l'homologation des pesticides avant leur mise en marché au Canada. À des fins de protection de la santé humaine, cette loi impose de tenir compte de l'exposition totale aux pesticides, des effets cumulatifs des pesticides comportant un mode de toxicité commun, de la vulnérabilité des enfants et des nouveau-nés et des effets à caractère endocrinien (Giroux, 2004; MDDEP, 2002a).

Le Québec a adopté sa propre législation sur les pesticides afin d'encadrer les activités des vendeurs et des utilisateurs de ces pesticides. L'usage et la vente de pesticides sont donc réglementés par la *Loi sur les pesticides* et, de façon complémentaire, par la *Loi sur la qualité de l'environnement*. La *Loi sur les pesticides* a pour objectifs d'éviter et de réduire les atteintes à l'environnement et à la santé et de rationaliser et de réduire l'usage des pesticides. Un *Code de*

gestion des pesticides a également été adopté en 2003 par le gouvernement du Québec afin de régir de façon plus sévère l'utilisation et la vente de pesticides au Québec (Giroux, 2004; MDDEP, 2002a).

La stratégie phytosanitaire préconisée par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et ses collaborateurs – l'Union des producteurs agricoles (UPA) et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) – repose sur le principe de lutte intégrée, ou « gestion intégrée des ennemis des cultures ». Elle a pour objectifs la réduction des ventes de pesticides et l'augmentation des superficies utilisant la lutte intégrée, principalement pour les cultures ciblées comme celles du maïs, du soya, des céréales, des pommes et de la pomme de terre (Giroux, 2004; MDDEP, 2002a). Les municipalités ont, quant à elles, le pouvoir d'établir des réglementations plus restrictives, en ce qui a trait par exemple à l'usage des pesticides en milieu urbain, et ce, tout en tenant compte de chacune de leurs particularités locales (MDDEP, 2002a).

Le MDDEP effectue depuis 1992 un suivi des pesticides dans l'eau de surface de rivières du Québec et principalement dans celles qui font partie de bassins versants à vocation agricole, où la culture du maïs et la culture du soya y sont pratiquées de façon intensive, soit la rivière Chibouet (bassin versant de la rivière Yamaska), la rivière des Hurons (bassin versant de la rivière Richelieu), la rivière Saint-Zéphirin (bassin versant de la rivière Nicolet) ainsi que la rivière Saint-Régis, un petit affluent du fleuve Saint-Laurent. Les résultats de ce suivi ont montré que les pesticides sont présents régulièrement dans les eaux de surface durant l'été. Ces pesticides sont principalement des herbicides associés aux cultures du maïs et du soya, tels l'atrazine, le métolachlore, le bentazone, le dicamba, le 2,4-D et le diméthénamide. Quelques insecticides, des herbicides de nouvelle génération (p. ex., les sulfonilurées), de même que l'herbicide clopyralide ont également été détectés. La détection fréquente d'un herbicide de nouvelle génération est très surprenante en raison du dosage minime à l'hectare, et l'absence de critère de qualité pour ces herbicides ne permet pas d'évaluer leurs effets potentiels sur les espèces aquatiques. Il semble que l'usage d'herbicides de nouvelle génération ne constituerait donc pas à ce jour une solution durable au problème de contamination des cours d'eau par les pesticides (Giroux, 2002; Giroux *et al.*, 2006; MENV, 2002).

Le suivi du MDDEP a également mis en évidence certains dépassements des critères canadiens de la qualité de l'eau. Dans le cas des critères relatifs à la protection de la vie aquatique (voir l'annexe 2), des dépassements ont été observés pour l'atrazine, le métolachlore, le diazinon, le carbaryl et le chlorpyrifos. Dans le cas des critères relatifs à l'irrigation des cultures, des dépassements pour de nombreux herbicides, dont le dicamba et le MCPA, ont été observés, ce qui signifie que certaines cultures pourraient être endommagées si irriguées par ces eaux. En outre, l'atrazine est toujours un des herbicides les plus présents dans les tributaires agricoles. Cependant, le MDDEP note depuis 1996 une tendance à la baisse de ses concentrations dans les rivières, tendance étayée par la diminution de l'utilisation de ce pesticide rapportée dans les bilans de ventes de pesticides. Toutefois, la présence d'atrazine dans la totalité des échantillons prélevés dans les rivières est très préoccupante pour la protection de la vie aquatique, en raison de ses effets néfastes, et ce, même à faibles doses. Le grand nombre de pesticides détectés dans les rivières au cours des mois de juin et juillet (jusqu'à 20 pesticides dans la rivière Saint-Régis) est également préoccupant à cause des effets sous-létaux à faibles doses sur les espèces aquatiques ou des effets additifs ou synergiques des mélanges de pesticides dans l'eau (Giroux *et al.*, 2006; Giroux, 2002; MDDEP, 2002a). Le recours aux herbicides de nouvelle génération et l'introduction de variétés transgéniques tolérantes, entre autres au glyphosate, ont pu contribuer à la baisse des concentrations d'atrazine et de bentazone dans l'eau. Malgré tout, la contamination des plans d'eau par les pesticides reste toujours bien réelle; l'atrazine est encore fréquemment détectée, et la présence d'herbicides de nouvelle génération dans les écosystèmes aquatiques n'est pas souhaitable (Giroux *et al.*, 2006; MENV, 2002).

Ce suivi des pesticides par le MDDEP a également montré la présence d'un cycle saisonnier des pesticides dans les eaux de surface. Les teneurs sont faibles ou inférieures aux limites de détection au début du printemps et augmentent graduellement en mai pour atteindre des valeurs importantes entre la fin mai et la mi-juin. Des pics occasionnels sont également observés au cours de l'été selon les épisodes de fortes pluies. Les teneurs diminuent graduellement par la suite pour atteindre de faibles niveaux à la fin de l'été (Giroux, 2010; Giroux *et al.*, 2006).

Un suivi de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la ville de Québec, effectué par Environnement Canada depuis 1995, a révélé que les concentrations de pesticides

fluctuent sur une base saisonnière, mais qu'aucune tendance à la hausse ou à la baisse n'a été enregistrée avec les années. Cependant, les concentrations plus élevées mesurées en été seraient liées à l'épandage de pesticides sur les terres agricoles des basses terres du Saint-Laurent (Rondeau, 2005). Une étude de Rondeau (1996) a mesuré des concentrations d'atrazine dans les bassins versants de rivières agricoles atteignant jusqu'à 36 300 ng/L (rivière Chibouet dans le bassin de la Yamaska) au début et/ou au milieu de la saison estivale entre 1989 et 1991. Le critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) ayant été fixé à 1800 ng/L au Canada, de telles concentrations pourraient avoir d'importants effets sur les écosystèmes aquatiques, comme une diminution de la production phytoplanctonique et de la photosynthèse des macrophytes (Pham *et al.*, 2000; Huber, 1993; De Noyelles *et al.*, 1982). L'atrazine aurait aussi des effets endocriniens féminisants sur les amphibiens (Hayes *et al.*, 2002).

D'après le suivi des pesticides effectué dans les basses terres du Saint-Laurent (Giroux *et al.*, 2010; Giroux, 2006; Pham *et al.*, 2000; Rondeau, 1996), l'importance de la contamination des eaux du Saint-Laurent par les pesticides dépendrait de diverses propriétés physicochimiques de ces pesticides, de la quantité de chaque produit appliqué dans les bassins versants des tributaires, de l'hydrologie de ces bassins et des conditions climatiques qui suivent la période d'épandage. Il a été ainsi observé que les concentrations maximales d'herbicides dans le fleuve et dans les tributaires sont en général mesurées pendant le mois qui suit un épandage, et que des concentrations minimales sont enregistrées en période de crue printanière à cause de l'effet de dilution par les eaux de fonte.

1.3 OBJECTIFS

Comme il existe encore peu d'études portant sur la contamination de l'eau du fleuve Saint-Laurent par les pesticides, le présent suivi vise à bonifier les connaissances sur l'ampleur et le devenir de la contamination de l'eau du Saint-Laurent, principalement à l'embouchure des tributaires agricoles du lac Saint-Pierre, un site de grande importance écologique.

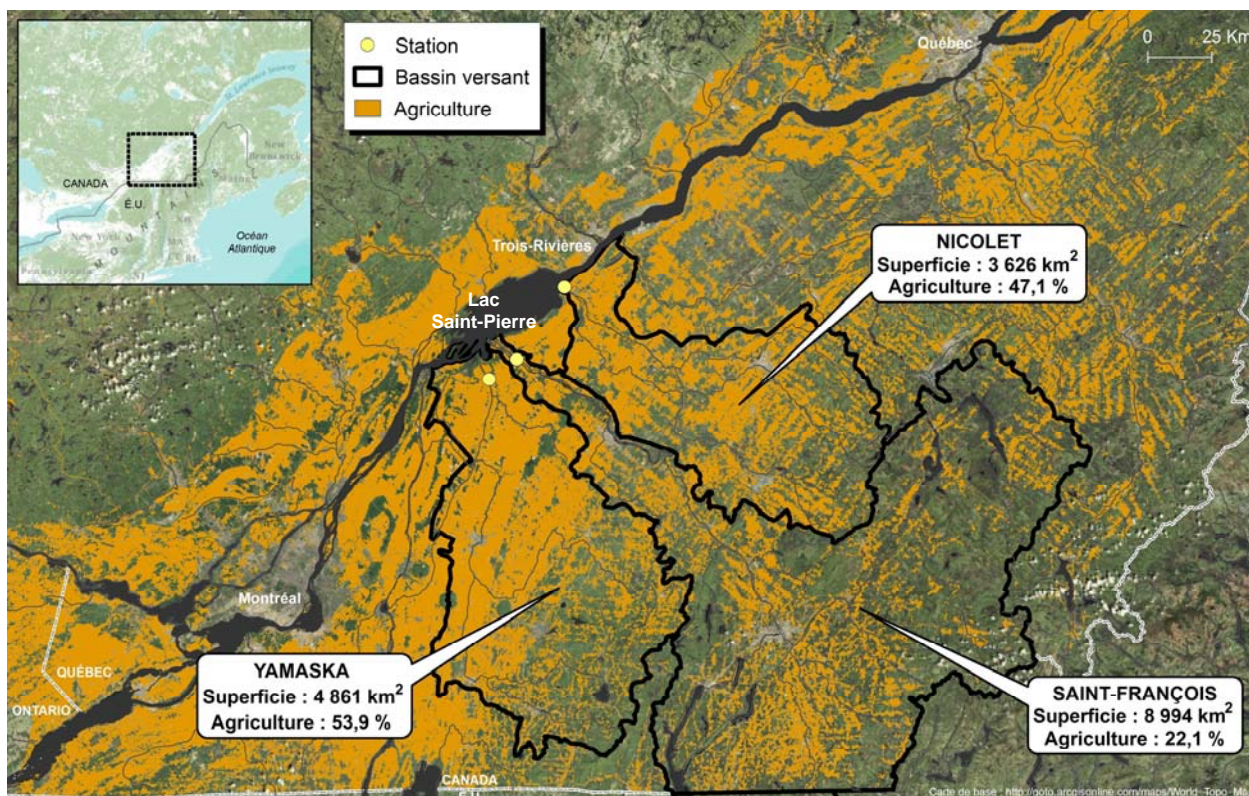
Les résultats présentés dans ce document proviennent de la Section Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec (MSQE-QC) d'Environnement Canada qui effectue depuis 2003 un suivi de la présence et de la variation temporelle de plusieurs pesticides et produits de dégradation dans les eaux de surface près de l'embouchure des principaux tributaires

6

du lac Saint-Pierre (rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska) durant la période d'épandage des pesticides.

2 Milieu à l'étude

2.1 DESCRIPTION DU MILIEU À L'ÉTUDE



Sources : Ressources naturelles du Canada et Environnement Canada

Figure 1 Stations d'échantillonnage

2.1.1 Rivière Nicolet

Le bassin versant de la rivière Nicolet couvre un territoire de 3626 km² sur la rive sud du lac Saint-Pierre (figure 1). Le bassin versant est subdivisé en deux principaux sous-bassins, soit celui de la rivière Nicolet et celui de la rivière Nicolet Sud-Ouest. Ces rivières prennent leur source dans les lacs montagneux des Appalaches et traversent par la suite les basses terres du Saint-Laurent jusqu'à l'embouchure de la rivière à la hauteur de la municipalité de Nicolet (Giroux et Simoneau, 2008). Les caractéristiques hydrologiques révèlent des débits moyens annuels et estivaux à l'embouchure (estimés à partir de données de 1995 à 2007) plus faibles de un à deux ordres de grandeur (tableau 1) que ceux de grandes rivières comme la rivière Richelieu

(374 m³/s), la rivière Saint-Maurice (700 m³/s) et la rivière des Outaouais (1937 m³/s) (Berryman, 2008).

Près de la moitié du territoire du bassin versant de la rivière Nicolet est consacrée aux activités agricoles. Le reste représente surtout de la forêt, ainsi qu'un faible pourcentage de régions urbanisées et de territoire en eau libre et en milieux humides (tableau 1).

Tableau 1
Caractéristiques des bassins versants à l'étude

Bassin versant	Superficie totale en km ²	Superficie en km ² selon l'occupation du sol (% de la superficie totale)				Débit moyen de 1995 à 2007 en m ³ /s	
		Agricole (élevage et culture)	Forestier	Milieu humide et eau libre	Urbain et autres**	Annuel	Estival
Rivière Nicolet	3626	1707 (47,1 %)	1644 (45,4 %)	128 (3,5 %)	147 (4,1 %)	44,5	31,4
Rivière Saint-François*	8994	1988 (22,1 %)	5803 (64,5 %)	459 (5,1 %)	744 (8,3 %)	190,5	149,8
Rivière Yamaska	4861	2619 (53,9 %)	1854 (38,1 %)	138 (2,8 %)	250 (5,1 %)	81,9	51,5

Note : Les données sur les superficies ont été générées par Environnement Canada à partir d'images Landsat 5-TM et 7-ETM, 2000.

* Superficie québécoise du bassin versant (soit 85 % de la superficie totale).

** La catégorie Autres inclut les routes, les zones de coupes, les golfs, etc.

2.1.2 Rivière Saint-François

Le bassin versant de la rivière Saint-François est l'un des plus vastes de la rive sud du fleuve Saint-Laurent et le plus grand des trois bassins versant à l'étude (figure 1). De sa source dans les Appalaches américaines jusqu'à son embouchure dans le lac Saint-Pierre, le bassin versant couvre environ 10 228 km², dont 8994 km² se trouvent au Québec. Ce bassin versant a une forme toute particulière : il forme un T dont chacune des extrémités abrite les plus grands lacs de la rive sud du fleuve Saint-Laurent, soit le lac Memphrémagog au sud-ouest et le lac Saint-François au nord-est (Painchaud, 2007). Les débits moyens annuels et estivaux à l'embouchure (aussi estimés entre 1995 et 2007; tableau 1) sont les plus importants de la rive sud du lac Saint-Pierre (excluant la rivière Richelieu qui se déverse dans le fleuve juste en amont du lac Saint-Pierre). La rivière Saint-François est un tributaire du fleuve d'importance moyenne

lorsqu'on la compare à de grandes rivières comme la rivière Richelieu, la rivière Saint-Maurice et la rivière des Outaouais.

Son bassin versant est principalement forestier, mais l'agriculture y occupe également une partie importante, soit presque le quart de sa superficie, particulièrement dans les basses terres du Saint-Laurent (tableau 1). Le reste du territoire (milieux urbains, milieux humides, etc.) représente à peine plus de 10 % de la superficie totale du bassin versant.

2.1.3 Rivière Yamaska

Le bassin versant de la rivière Yamaska couvre, quant à lui, un territoire de 4861 km² (figure 1). De sa source dans le lac Brome, situé dans les Appalaches, jusqu'à son embouchure au lac Saint-Pierre, la rivière Yamaska se subdivise en trois branches de superficie similaire : les rivières Yamaska, Yamaska Sud-Est et Yamaska Nord (Berryman, 2008). Les caractéristiques hydrologiques mesurées entre 1995 et 2007 révèlent que les débits moyens annuels et estivaux à l'embouchure représentent près du double de ceux de la rivière Nicolet (tableau 1), mais restent beaucoup plus faibles que ceux de la rivière Saint-François et des autres grandes rivières mentionnées plus haut.

Le bassin versant de la rivière Yamaska se situe au centre du territoire agricole du Québec. Les terres agricoles occupent un peu plus de la moitié du territoire, tandis que la zone forestière occupe un peu plus du tiers. Ce qui laisse moins de 10 % pour les milieux urbains, l'eau libre, etc. La zone cultivée de ce bassin est demeurée relativement stable depuis les 20 dernières années, mais les activités agricoles ont grandement changé : les cultures à grands interlignes, qui incluent le maïs et le soya, ont plus que triplé entre 1976 et 2006 (de 22 à 69 % de la superficie cultivée totale) (Poissant *et al.*, 2008).

2.2 DESCRIPTION SOCIOÉCONOMIQUE DES BASSINS VERSANTS

2.2.1 Rivière Nicolet

La population totale vivant sur le territoire du bassin versant de la rivière Nicolet a été estimée en 2007 à environ 97 000 habitants. Les principales villes qu'on y retrouve sont Victoriaville (39 799 habitants), Nicolet (7963 habitants) et Asbestos (6627 habitants) (Giroux et Simoneau, 2008). Parmi les 57 municipalités qui sont situées en totalité ou en partie sur le territoire du bassin versant, les principales utilisent l'eau de surface comme source d'eau potable,

alors que les autres municipalités sont alimentées par un ou plusieurs puits municipaux (Giroux et Simoneau, 2008).

Une soixantaine d'industries, œuvrant dans les secteurs de l'agroalimentaire, des pâtes et papiers et du traitement de surface, se sont établies dans le bassin versant de la rivière Nicolet. Les rivières et lacs du bassin versant soutiennent également une industrie récréotouristique florissante. De nombreux parcs linéaires ou thématiques, de même que des terrains de camping et des terrains de golf exploitent aussi les plans d'eau de ce bassin versant (Giroux et Simoneau, 2008).

Les activités agricoles occupent une partie importante du bassin versant, principalement dans la section aval du bassin. En 2006, on comptait 1689 fermes dans le bassin versant (MDDEP, 2007). La portion cultivée est principalement concentrée dans la moitié nord-ouest du bassin versant. Les terres agricoles sont divisées en types de cultures, et leurs proportions sont indiquées au tableau 2. La moitié de la superficie cultivée est réservée aux cultures fourragères (luzerne, pâturage, foin, etc.). Les cultures à grands interlignes sont dominées par la culture du maïs-grain et du soya, des cultures qui nécessitent de grandes quantités de fertilisants et de pesticides à cause de leurs grandes superficies. Les cultures à interlignes étroits, quant à elles, sont dominées par la culture de l'orge et de l'avoine, et les pesticides sont moins utilisés dans ce type de production (Giroux et Simoneau, 2008). En 2006, le cheptel animal s'élevait à 130 800 têtes de bétail, dont près des deux tiers étaient composés de bovins (MDDEP, 2007). Malgré que le cheptel animal soit le plus petit des trois bassins versants, le bassin de la rivière Nicolet est l'un des sept bassins versants agricoles en surplus de fumier par rapport à la capacité de support des terres. Des études de Gélinas *et al.* (2004) et de Rousseau *et al.* (2004) ont établi que le bilan en phosphore excédentaire dans le bassin de la rivière Nicolet était de 13,3 kg/ha, mais ce bassin reste celui dont le bilan est le moins élevé parmi les sept bassins versants agricoles qui présentent un surplus de fumier.

2.2.2 Rivière Saint-François

Le bassin versant de la rivière Saint-François fut autrefois le foyer du développement industriel au Québec. Diverses industries des secteurs des mines, des textiles, des pâtes et papiers et hydroélectriques, s'y sont développées dès le 19^e siècle et par la suite au début du 20^e siècle.

L'agriculture s'étant implantée dès le 17^e siècle dans les basses terres du Saint-Laurent, elle a progressivement gagné au cours des 19^e et 20^e siècles les parties du piedmont et des Appalaches (Painchaud, 2007).

Tableau 2
Superficie des différents types de cultures dans les bassins versants à l'étude en 2006

Bassin versant	Superficie cultivée totale en km ²	Superficie en km ² des différents types de cultures (% de la superficie totale)				
		Cultures à grands interlignes		Cultures à interlignes étroits ^b	Cultures fourragères ^c	Autres types de cultures ^d
		Maïs	Autres ^a			
Rivière Nicolet	1225	328 (27 %)	128 (10 %)	153 (12,5 %)	607 (49,5 %)	9 (1 %)
Rivière Saint-François ^e	1311	231 (17 %)	87 (6 %)	139 (10 %)	904 (66 %)	16 (1 %)
Rivière Yamaska	2278	1099 (48 %)	400 (18 %)	160 (7 %)	587 (26 %)	32 (1 %)

Note : Toutes ces données proviennent d'une compilation effectuée en 2007 par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP, 2007) à partir du recensement agricole de 2006 fait par Statistique Canada.

^a Incluent les cultures à grands interlignes de soya, pommes de terre, pois, haricots, légumes, tournesol, etc.

^b Incluent les céréales (blé, orge, avoine, seigle, sarrasin, canola, etc.).

^c Incluent les cultures de luzernes, sorgho, trèfles, lotier corniculé, brome, alpeste roseau, les pâturages, le foin, etc.

^d Incluent les arbres fruitiers, petits fruits, pépinières, serres, gazon, etc.

^e Superficie québécoise seulement.

Les 76 municipalités situées en totalité ou en partie dans le bassin versant regroupent une population totale estimée à environ 345 068 habitants. Les principaux pôles urbains sont Sherbrooke (150 751 habitants), Drummondville (68 841 habitants) et Magog (24 322 habitants) (Painchaud, 2007).

Quoique le bassin versant de la rivière Saint-François soit maintenant réputé pour la villégiature et les activités récréotouristiques, l'activité industrielle y est très diversifiée. Les régions de Sherbrooke et de Drummondville constituent les principaux pôles industriels du bassin versant. Le secteur des pâtes et papiers y est important (sept papetières), de même que les secteurs des textiles, de l'agroalimentaire et de la métallurgie. D'anciennes mines de cuivre et leurs parcs de résidus miniers y sont également toujours présents et pourraient avoir d'importants impacts sur la qualité des milieux aquatiques (Painchaud, 2007).

Le bassin versant de la rivière Saint-François regroupe également 44 barrages, dont 13 grands barrages-réservoirs utilisés à des fins hydroélectriques, de régulation des niveaux d'eau et des débits ou d'approvisionnement en eau. La gestion de ces barrages peut toucher fortement la qualité de l'eau (p. ex., dilution réduite des polluants durant l'étiage estival et hivernal) et les communautés aquatiques, principalement les poissons (p. ex., marnage du lac Saint-François) (Painchaud, 2007).

Le secteur agricole est très dynamique dans le bassin versant de la rivière Saint-François. Le dernier recensement agricole de Statistique Canada révélait qu'en 2006, ce bassin versant abritait 2592 fermes et que les superficies en culture y étaient importantes, principalement dans la partie des basses terres du Saint-Laurent (MDDEP, 2007). Les activités agricoles sont dominées par l'élevage des bovins et les cultures fourragères (tableau 2), malgré que les cultures à grands interlignes, principalement celle du maïs, sont dominantes dans la partie en aval du bassin près de l'embouchure de la rivière.

2.2.3 Rivière Yamaska

Le bassin versant de la rivière Yamaska traverse deux régions naturelles de sols et reliefs très différents : les basses terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Dès le début de la colonisation, les terres planes et fertiles des basses terres ont favorisé le développement du secteur agricole. L'agriculture a ainsi pris de plus en plus d'ampleur et est devenue le secteur au cœur de l'occupation du territoire. Les grandes cultures, dont celles du maïs, y occupent de très grandes superficies (Berryman, 2008).

La population totale vivant sur le territoire du bassin versant de la rivière Yamaska a été estimée à plus de 250 000 habitants. Les deux principales villes sont Granby (59 606 habitants) et Saint-Hyacinthe (51 984 habitants). Parmi les 90 municipalités qui sont situées en totalité ou en partie sur le territoire du bassin versant, les huit principales utilisent l'eau de surface comme source d'eau potable. La demande en eau potable de la ville de Granby est telle qu'elle touche la rivière Yamaska Nord qui doit conserver un débit minimal pour soutenir la vie aquatique (Berryman, 2008).

La région bénéficie d'une structure industrielle diversifiée et en croissance. Les Appalaches étant moins favorables à l'agriculture, les secteurs industriels et urbains s'y sont

surtout développés. On y retrouvait ainsi en 1996, 808 entreprises œuvrant dans les secteurs de l'agroalimentaire, de la transformation métallique, des textiles et de la chimie, principalement concentrées dans les principaux pôles industriels comme Granby (principale ville industrielle), Cowansville, Bromont et Valcourt. L'agriculture intensive pratiquée le long de la rivière a de plus favorisé le développement du secteur agroalimentaire (meuneries, abattoirs, coopératives agricoles, usines de transformation, etc.). La municipalité de Saint-Hyacinthe s'y est développée comme capitale de l'agroalimentaire en concentrant usines de transformation et centres d'expertise en agronomie (Berryman, 2008). Les activités récréotouristiques et de villégiature se sont grandement développées autour des forêts, des montagnes et des lacs du secteur appalachien du bassin versant. Les activités de loisirs sont principalement concentrées aux lacs Brome et Waterloo, à Roxton Pond, à Bromont et au réservoir Choinière du parc national de la Yamaska (Berryman, 2008).

L'agriculture intensive qui est pratiquée dans le bassin versant de la rivière Yamaska a transformé le territoire de façon importante. Le couvert forestier, par exemple, est presque absent de la partie des basses terres, et les rives des cours d'eau et les sols dénudés sont sujets à l'érosion. Ces modifications ont engendré la dégradation des écosystèmes aquatiques en milieu agricole. En 2006, le bassin versant soutenait les activités de 3311 fermes (MDDEP, 2007) qui couvraient près de la moitié du bassin versant. L'élevage de porcs principalement, suivi par l'élevage de bovins, y est le plus important parmi les trois bassins versants (près de 320 000 têtes de bétail au total en 2006) (MDDEP, 2007). Les deux tiers des superficies cultivées étaient dominés par les cultures à grands interlignes (principalement le maïs), et les cultures fourragères ne représentaient seulement que le quart (tableau 2) (MDDEP, 2007). Puisque la portion aval de ce bassin versant est dominée par les cultures à grands interlignes, de grandes quantités de pesticides et de fertilisants sont utilisées. En outre, les importants cheptels porcins et bovins produisent des quantités considérables de fumier et de lisier qui doivent être valorisées principalement par épandage sur les cultures à grands interlignes comme le maïs-grain (Berryman, 2008). Une étude de Gangbazo et Le Page (2005) a déterminé que la charge totale de phosphore transportée par la rivière Yamaska s'élevait à 329 tonnes par année, dont 76 % sont principalement d'origine agricole. Cette charge annuelle place également la rivière Yamaska sur

14

la liste des bassins versants agricoles en surplus de fumier par rapport à la capacité de soutien des terres.

3 Méthodologie

3.1 LOCALISATION DES STATIONS

Depuis 2003, les trois principaux tributaires agricoles de la rive sud du lac Saint-Pierre ont été échantillonnés, afin d'évaluer la contamination des eaux de surface par les pesticides et leur potentielle contribution à la contamination des eaux du Saint-Laurent et des milieux humides du lac Saint-Pierre. Les stations sont localisées près de l'embouchure des rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska (figure 1 et tableau 3). Les eaux de ces trois tributaires se mélangent d'abord aux masses d'eau du côté sud du lac Saint-Pierre pour ensuite aller rejoindre l'exutoire du lac (figure 2).

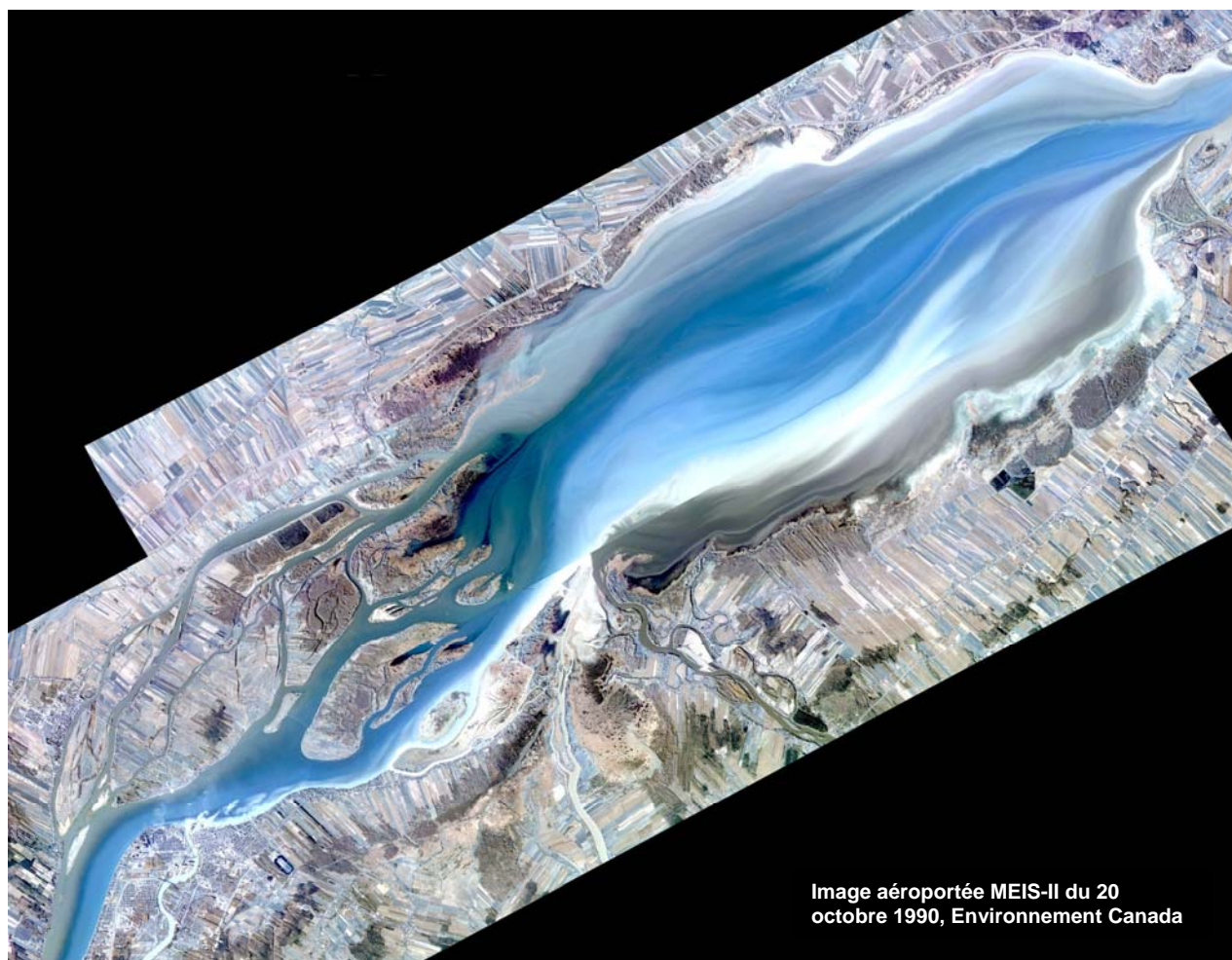


Figure 2 Masses d'eau dans le lac Saint-Pierre

Tableau 3
Localisation et description des stations d'échantillonnage
du programme de suivi des pesticides

Longitude	Latitude	Description du site
-72,6512	46,2454	Rivière Nicolet, à Nicolet (à 0,3 km de l'embouchure)
-72,8122	46,0664	Rivière Saint-François, à Pierreville sous le pont de la route 132 (à 11 km de l'embouchure)
-72,9101	46,0051	Rivière Yamaska, à Yamaska sous le pont de la route 132 (à 14 km de l'embouchure)

3.2 PESTICIDES SUIVIS

Afin de bien rendre compte de la contamination de l'eau par les pesticides en usage dans ces bassins versants, 60 pesticides et produits de dégradation ont été sélectionnés et dosés (tableau 4). Les pesticides analysés appartiennent principalement aux grandes familles chimiques des organophosphorés (OP), des carbamates, des triazines, des urées substituées et des phénoxyacides.

Tableau 4
Pesticides et produits de dégradation analysés et recommandations canadiennes
pour la qualité de l'eau qui s'appliquent à ces contaminants

Pesticides et produits de dégradation	Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (ng/L)			Limite de détection de la méthode (ng/L)
	Protection de la vie aquatique (effet chronique) ^{1,2}	Eau utilisée à des fins d'irrigation ²	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) ¹	
Herbicides				
2,4,5-T			9 000	10
2,4-D	4 000-220 000		100 000	20
2,4-DB	25 000		90 000	20
Atrazine	1 800	10 000	5 000	20
<i>Atrazine dééthylée</i>			5 000	30-40
<i>Atrazine déisopropylée</i>			5 000	30-50
Bentazone	510 000		300 000	30-40
Bromoxynil	5 000	330	5 000	20
Butilate	56 000		400 000	20-30

Tableau 4 (suite)

Pesticides et produits de dégradation	Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (ng/L)			Limite de détection de la méthode (ng/L)
	Protection de la vie aquatique (effet chronique) ^{1,2}	Eau utilisée à des fins d'irrigation ²	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) ¹	
Chloroxuron				80-130
Clopyralide			4 100 000	30
Cyanazine	2 000	500	10 000	30-50
Dicamba	10 000	6*	120 000	30
Dichlorprop			100 000	20-30
Diclofop-méthyle	6 100	180	9 000	20
Diméthénamide	5 600			20-30
Dinosèbe	50	16 000	10 000	40
Diuron	1 600		150 000	240-250
EPTC	39 000			20-30
Fénoprop (Silvex)	30 000		9 000	10
Flumetsulam				20
Glyphosate	65 000		280 000	40
<i>AMPA</i>				200
Imazéthapyr				10
Linuron	7 000	71		40-70
MCPA	2 600	25	2 000	10
MCPB	7 300			10
Mécoprop	13 000		10 000	10
Metolachlore	7 800	28 000	50 000	10
Métribuzine	1 000	500	80 000	20
Nicosulfuron				10
Piclorame	29 000		190 000	20
Rimsulfuron				10
Simazine	10 000	500	10 000	10-20
Tébutiuron	1 600	270	500 000	240-290
Triclopyr				20
Trifluraline	200		45 000	20-50
Insecticides				
Azinphos-méthyl	5-10 *		20 000	200-220
Bendiocarbe			40 000	10-50
Carbaryl	200		90 000	30-70
<i>1-naphtol</i>				20-60
Carbofuran	1 800		90 000	60-90
Chlorfenvinphos				50-60

Tableau 4 (suite)

Pesticides et produits de dégradation	Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (ng/L)			Limite de détection de la méthode (ng/L)
	Protection de la vie aquatique (effet chronique) ^{1,2}	Eau utilisée à des fins d'irrigation ²	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) ¹	
Chlorpyrifos	2*		90 000	20-30
Diazinon	4*		20 000	20-30
Dichlorvos				20-30
Diméthoate	6 200		20 000	40
Disulfoton			700	30
Fénitrothion			8 000	30-40
Fonofos			10 000	10-20
Malathion	100		190 000	20
Méthidathion				20
Mévinfos				30-60
Parathion	13*		50 000	20-160
Parathion-méthyl			9 000	30-60
Phorate			2 000	30-70
Phosalone				30-40
Terbufos			1 000	40-50
Fongicides				
Chlorothalonil	180	5 800	1 500	50-60
Myclobutanil	11 000			20-50

Note : Les produits de dégradation sont en italique sous leur produit mère.

¹ MDDEP, 2002b.

² CCME, 1999.

* Le critère établi est inférieur à la LDM.

3.3 MÉTHODE ET FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE

La fréquence d'échantillonnage a été fixée en fonction de l'hydrologie et de la période d'épandage des pesticides dans les bassins versants des tributaires agricoles. Les tributaires ont été échantillonnés de façon générale une fois par semaine, de la fin de mai à la fin d'août, depuis 2003, à l'exception de l'année 2006, où l'échantillonnage s'est terminé à la fin de juillet. Ce rapport présente les données recueillies de 2003 à 2008 inclusivement.

Les échantillons d'eau ont été prélevés à partir de structures fixes comme des ponts, à l'aide d'un support métallique en acier recouvert d'une peinture époxy. Des bouteilles de 250 mL

en polyéthylène pour le glyphosate, de 1 L en verre pour les phénoxyacides et de 500 mL en verre pour les autres pesticides ont été utilisées à chaque prélèvement. Les bouteilles étaient lavées, préparées et fournies par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Pour les OP et les sulfonyleurées, l'intérieur des bouchons devait être recouvert de papier d'aluminium afin d'éviter l'adsorption par le plastique, et pour les phénoxyacides, l'intérieur des bouchons devait être recouvert de téflon et l'échantillon d'eau lui-même devait être acidifié à un pH de < 2 par l'ajout de 5 mL/L de H₂SO₄ 10N. Les échantillons d'eau ont été transportés au frais (maximum de 4 °C) dans une glacière jusqu'au laboratoire du CEAEQ à Québec en moins de 24 heures pour y être analysés.

3.4 ANALYSES EN LABORATOIRE

Les analyses des échantillons provenant des tributaires agricoles ont été réalisées au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Les pesticides phénoxyacides ont été extraits sur une colonne de type octadécyle (C-18), puis estérifiés à l'aide d'une solution de diazométhane, purifiés au moyen d'une colonne de gel de silice et par la suite dosés par chromatographie en phase gazeuse et détectés par spectrométrie de masse (méthode MA.403-P.Chlp 2.0). Les herbicides des familles des sulfonyleurées, des triazolopyrimidines et des imidazolinones ont été extraits sur une colonne d'extraction Envicarb de 500 mg. Après élution, les extraits ont été dosés par chromatographie liquide, couplée à un spectromètre de masse en tandem (méthode MA.403-FRIN 1.0). Le glyphosate et l'AMPA ont été dosés par chromatographie liquide, suivie d'une dérivation postcolonne et d'une détection en fluorescence (méthode MA. 403-GlyAmp 1.0). L'analyse des pesticides de type organophosphoré, triazine, carbamate et urée substituée dans l'eau a été effectuée par extraction des pesticides sur une colonne de type octadécyle (C-18), dosage par chromatographie en phase gazeuse et détection par spectrométrie de masse (méthode MA.403-Pest 3.1). Les protocoles détaillés des méthodes d'analyse du CEAEQ peuvent être consultés sur le site internet du CEAEQ au www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/chimie_org.htm.

Les limites de détection analytiques des pesticides associées aux méthodes d'analyse (limite de détection de la méthode ou LDM) sont présentées au tableau 4. Les LDM en laboratoire dépendent de l'équipement disponible et de la quantité d'eau utilisée. Pour ce suivi,

les LDM étaient généralement suffisamment basses pour obtenir un bon profil des concentrations de divers pesticides durant la période d'épandage. Par contre, certaines LDM étaient plus élevées que les critères de qualité de l'eau. En outre, les agriculteurs utilisent de plus en plus des pesticides de nouvelle génération qui peuvent nécessiter une quantité minime lors de l'épandage (en grammes ou même en milligrammes par hectare). Ces pesticides se retrouvent alors dans les eaux de surface à des concentrations de l'ordre de picogrammes et nécessitent des méthodes d'analyse beaucoup plus précises et donc plus coûteuses.

3.5 TRAITEMENT ET ANALYSE DES DONNÉES

Les données de 2003-2008 ont été colligées, vérifiées et validées par Environnement Canada. Des statistiques descriptives par station pour la période complète de 2003 à 2008, comme la fréquence de détection et la fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau, ont également été calculées.

Les pesticides sont généralement détectés dans les eaux de surface entre la mi-mai ou fin mai et la fin août. Donc, dans le cas où un pesticide a été détecté dans 45 % et plus des échantillons par année entre le 30 mai et le 30 août, des statistiques descriptives plus complètes sont présentées. Pour ces calculs, une valeur égale à la moitié de la LDM a été utilisée aux dates où le pesticide n'a pas été détecté. Cette méthode est couramment utilisée lorsqu'un pesticide a une fréquence de détection de 50 % et plus. Dans le présent suivi, le nombre d'échantillons par station par année est relativement faible et souvent impair (de 9 à 13 échantillons entre le 30 mai et le 30 août), et c'est pourquoi tous les pesticides détectés dans 45 % et plus des échantillons ont été considérés. Ces statistiques descriptives additionnelles par année comprennent la fréquence de détection, la concentration moyenne et l'écart-type, la médiane et les concentrations minimales et maximales observées. Le pourcentage de détection et le nombre de pesticides détectés par année ont été comparés entre les rivières à l'aide de l'analyse de variance.

Les variations saisonnières et annuelles des pesticides les plus souvent détectés (≥ 45 % des échantillons) sont illustrées et comparées entre les différents tributaires. Des régressions ont également été effectuées afin de déterminer si les concentrations des pesticides sont liées aux précipitations et aux débits des rivières.

Enfin, les charges estivales (une charge étant la quantité d'un pesticide exportée par une rivière à un endroit donné et pour une période donnée) des pesticides ont été estimées dans chacun des tributaires et comparées entre elles. Puisqu'aucune relation entre les concentrations de pesticides et les débits n'a été observée, la méthode des concentrations moyennes pondérées a été appliquée pour le calcul des charges (Pham *et al.*, 2000; Cossa *et al.*, 1998; Meybeck *et al.*, 1992). Les concentrations de pesticides sont totales (phases dissoute et particulaire), mais puisque la phase particulaire est négligeable dans l'eau de surface (Squillace et Thurman, 1992), l'équation des charges pour la phase dissoute a été utilisée (Cossa *et al.*, 1998). Les charges ont été calculées pour une période de 92 jours (du 30 mai au 30 août) selon l'équation suivante :

$$F = 92\bar{Q} \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

où F est la charge estivale, \bar{Q} est le débit journalier moyen pour la période de 92 jours entre le 30 mai et le 30 août, C_i est la teneur instantanée, Q_i est le débit instantané, et n est le nombre d'observations.

Les erreurs associées aux charges pour la même période ont été calculées à l'aide de l'équation de variance suivante (l'erreur-type est égale à la racine carrée de la variance) :

$$\sigma_F^2 = 92 \left(\frac{m-n}{m} \right) \frac{\overline{Q^2 \sum_i Q_i^2}}{(\sum_i Q_i)^2} \sigma_c^2$$

où σ_F^2 est la variance de la charge, m représente le nombre de jours de la période entre le 30 mai et le 30 août inclusivement, et σ_c^2 est la variance des concentrations mesurées (Cossa *et al.*, 1998).

La charge spécifique de l'atrazine (p. ex., kilogrammes de pesticide dans l'eau par kilomètre carré de terre cultivée) a ensuite été estimée à partir de la charge estivale et de la superficie du bassin versant pour établir un lien entre la quantité d'atrazine épandue et celle qui se retrouve dans les eaux de surface.

4 Résultats et discussion

4.1 PESTICIDES DÉTECTÉS

Dans la rivière Nicolet, 20 pesticides au total (16 herbicides, trois insecticides et un fongicide) sur les 54 analysés ont été détectés au minimum une fois dans cette rivière de 2003 à 2008 (tableau 5). Parmi ceux-ci, trois herbicides et un produit de dégradation de l'atrazine ont eu une fréquence de détection de 45 % et plus entre le 30 mai et le 30 août au moins cinq des six années échantillonnées (annexe 3). Dans l'ordre, l'atrazine, le métolachlore et le dicamba sont les pesticides les plus souvent détectés. Le MCPA a été détecté seulement en 2006 à une fréquence ≥ 45 %. Les fréquences de détection de l'atrazine observées près de l'embouchure de la rivière Nicolet entre 2003 et 2008 sont comparables à celle de 1991 (Rondeau, 1996).

La rivière Saint-François est celle où le moins grand nombre de pesticides a été détecté avec un total de 15 pesticides (10 herbicides, trois insecticides et deux fongicides) sur les 54 analysés (tableau 5). De façon similaire, l'atrazine est l'herbicide le plus souvent détecté, même s'il l'est moins fréquemment que dans la rivière Nicolet (annexe 3). Le métolachlore arrive en deuxième place, avec une fréquence de détection supérieure à 45 % seulement depuis 2006. Le 2,4-D a été seulement détecté dans près de la moitié des échantillons en 2008.

Le plus grand nombre de pesticides détectés est dans la rivière Yamaska, avec un total de 26 pesticides (21 herbicides, trois insecticides et deux fongicides) sur les 60 analysés au total (tableau 5). Les pesticides les plus souvent détectés sont l'atrazine et le métolachlore, suivis par le bentazone et le dicamba. Le diméthénamide a été détecté plus de 45 % du temps de 2003 à 2005 seulement, et le MCPA a été détecté à plus de 45 % seulement en 2006, comme dans la rivière Nicolet (annexe 3). Le glyphosate et son produit de dégradation, l'AMPA, sont analysés depuis 2007 et sont tous deux fréquemment observés dans les échantillons d'eau de surface. Les fréquences de détection de l'atrazine et du métolachlore observées près de l'embouchure de la rivière Yamaska entre 2003 et 2008 sont toujours aussi élevées, comparativement aux données de 1989-1991 (Rondeau, 1996).

Les concentrations médianes, presque toujours plus faibles que les moyennes (annexe 3), montrent que les pesticides sont plutôt présents à des concentrations relativement faibles durant l'été, et que les concentrations les plus élevées ne sont observées que sporadiquement durant cette

période. Les concentrations les plus élevées sont presque toujours mesurées entre le début de juin et la mi-juillet. La distribution des données est rarement normale; par conséquent, la médiane est ici une meilleure mesure de la tendance centrale. Il a été constaté, en général que les concentrations médianes des pesticides étaient plus importantes dans la rivière Yamaska que dans la rivière Nicolet et la rivière Saint-François (p. ex., l'atrazine, l'atrazine dééthylée, le dicamba et le métolachlore), même quand les concentrations maximales étaient similaires pour une même année (p. ex., l'atrazine en 2006 dans la rivière Nicolet et la rivière Yamaska).

4.1.1 Comparaison interannuelle

Le nombre moyen de détections d'herbicides par année est très différent d'une rivière à l'autre (analyse de variance à un critère de classification; $p \leq 0,001$). C'est dans la rivière Yamaska que le plus grand nombre de détections a été observé, soit de 55 à 94 détections annuelles d'herbicides (sans compter les détections de glyphosate et d'AMPA seulement échantillonnés dans cette rivière depuis 2007) (annexe 4). On en compte de 1,4 à 2,3 fois moins par année dans la rivière Nicolet (38 à 56 détections par année) et de 1,9 à 8,5 fois moins par année dans la rivière Saint-François (11 à 33 détections par année). Le nombre de détections est resté relativement stable dans la rivière Nicolet entre 2003 et 2008, tandis qu'il est à la hausse dans la rivière Saint-François (trois fois plus en 2008 qu'en 2003), même si le nombre de détections reste relativement faible. Dans la rivière Yamaska, le nombre de détections semblait tendre à diminuer en 2006 et 2007, mais à augmenter de nouveau en 2008 à un niveau comparable aux années 2003 à 2005. L'échantillonnage se fait seulement depuis quelques années, mais jusqu'à date, seule la régression linéaire de la rivière Saint-François montrait une tendance importante à la hausse du nombre de détections ($p = 0,007$). Dans le cas des insecticides et des fongicides, le nombre total de détections était toujours très faible, soit entre zéro et trois détections par année par rivière.

Comme le nombre moyen annuel de détections, le nombre moyen de pesticides détectés par année était beaucoup plus élevé dans la rivière Yamaska, en comparaison de la rivière Nicolet et de la rivière Saint-François (analyse de variance à un critère de classification; $p \leq 0,001$) (annexe 4). Les cocktails de pesticides auxquels les organismes aquatiques ont été exposés de 2003 à 2008 dans la rivière Yamaska contenaient de 10 à 15 pesticides différents (jusqu'à 17 quand on inclut le glyphosate et l'AMPA). Les organismes aquatiques dans la rivière Nicolet et la

rivière Saint-François ont été exposés à des mélanges de 7 à 12 et de 6 à 10 pesticides par année, respectivement. Encore une fois, le nombre d'années échantillonnées est relativement petit, mais jusqu'à date, aucune tendance significative du nombre de pesticides détectés annuellement, ni à la hausse, ni à la baisse, n'a été observée dans chacune des rivières depuis 2003. Notons que si tous les pesticides utilisés dans les bassins versant étaient analysés, le mélange de pesticides serait probablement encore plus important.

Les concentrations minimales et maximales et les écart-types des moyennes (annexe 3) montrent que les concentrations de pesticides dans les eaux de surfaces ont tendance à varier beaucoup au cours de l'été dans les tributaires, contrairement aux variations observées dans le fleuve (Pham *et al.*, 2000). À l'opposé, les variations et les concentrations maximales observées près de l'embouchure des rivières à l'étude sont moins importantes que celles observées dans les tributaires plus en amont dans les bassins versants (Giroux, 2010; Giroux *et al.*, 2006; Rondeau, 1996). La dilution de plus en plus grande des pesticides qui atteignent les eaux de surface de l'amont à l'aval dans le grand bassin versant du Saint-Laurent est probablement la meilleure explication de cette observation.

Remarquons aussi que les pesticides et produits de dégradation détectés le plus souvent sont tous des herbicides. De plus, tous ces herbicides se trouvent sur la liste des pesticides utilisés dans les cultures de maïs et de soya (annexe 1), soit les types de cultures reconnus pour occuper une bonne proportion des terres cultivées et, par le fait même, pour utiliser une grande quantité de pesticides dans les basses terres du Saint-Laurent. Ces résultats ne sont pas surprenants et concordent avec ceux obtenus par le MDDEP dans des tributaires plus en amont des mêmes bassins versants (Giroux, 2010; Giroux *et al.*, 2006).

Toutes ces données sur les pesticides près de l'embouchure des rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska suggèrent fortement que les écosystèmes fragiles du côté sud du lac Saint-Pierre sont exposés à de nombreux pesticides au cours de la période estivale.

4.1.2 Utilisations reliées aux pesticides les plus souvent détectés

Les principaux pesticides détectés reflètent bien les cultures pour lesquelles ces pesticides sont utilisés au Québec (tableau 6). Les cultures fourragères occupent une grande proportion de terres cultivées, mais ce ne sont pas ces cultures qui demandent l'application d'une

grande quantité de pesticides. Par contre, la culture du maïs est une grande utilisatrice de pesticides, et l'importance de cette culture, surtout dans le bassin de la rivière Yamaska, explique en grande partie la présence des principaux pesticides détectés, soit l'atrazine, le métolachlore et le glyphosate dans les eaux de surface des trois rivières à l'étude. Le métolachlore et le glyphosate sont aussi utilisés dans la culture du soya. Les autres pesticides souvent retrouvés incluent le dicamba, le bentazone, le 2,4-D, le MCPA, le diméthénamide et le mécoprop, et sont aussi tous utilisés dans la culture du maïs et dans la culture du soya, du blé, de l'orge et de l'avoine, pour ne donner que quelques exemples. Le glyphosate est de plus utilisé dans les vergers. Les insecticides et fongicides, quoique rarement détectés, sont utilisés surtout dans la culture de plusieurs fruits et légumes, ainsi que pour le blé, les cultures fourragères et le maïs.

Tableau 5
Liste complète des pesticides et produits de dégradation analysés dans les tributaires
du lac Saint-Pierre ainsi que leurs fréquences de détection et de dépassement
des recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau de 2003 à 2008

Pesticides	Rivières								
	Nicolet			Saint-François			Yamaska		
	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)
Herbicides									
2,4,5-T	78	0	n/a	77	0	n/a	79	0	0
2,4-D	78	10	0	77	26	0	79	25	0
2,4-DB	78	5,1	0	77	0	0	79	0	0
Atrazine	81	90	0	78	69	0	88	98	1,1 ¹
<i>Atrazine dééthylée</i>	81	43	n/a	78	6,4	n/a	88	74	n/a
<i>Atrazine déisopropylée</i>	81	4,9	n/a	78	5,1	n/a	88	20	n/a
Bentazone	78	23	0	77	0	0	79	65	0
Bromoxynil	78	0	0	77	1,3	0	79	5,1	0
Butylate	81	0	0	78	0	0	87	0	0
Chloroxuron	81	1,2	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Clopyralide	87	1,3	n/a	77	0	n/a	79	8,9	n/a
Cyanazine	81	0	0	78	0	0	88	0	0
Dicamba	78	42	42 ²	77	20	20 ²	79	62	62 ²
Dichlorprop	78	0	n/a	77	0	n/a	79	0	n/a

Tableau 5 (suite)

Pesticides	Rivières								
	Nicolet			Saint-François			Yamaska		
	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)
Diclofop-méthyle	78	0	0	77	0	0	79	0	0
Diméthénamide	81	1,2	0	78	0	0	88	42	0
Dinosèbe	78	0	0	77	0	0	79	0	0
Diuron	80	1,2	0	78	0	0	88	0	0
EPTC	81	0	0	78	0	0	88	2,3	0
Fénoprop (Silvex)	78	0	0	77	0	0	79	0	0
Flumetsulam ⁴							10	30	n/a
Glyphosate ³							31	65	0
AMPA ³							31	94	n/a
Imazéthapyr ⁴							10	10	n/a
Linuron	81	1,2	0	78	0	0	88	0	0
MCPA	78	29	24 ²	77	3,9	1,3 ²	79	28	23 ²
MCPB	78	0	0	77	0	0	79	1,3	0
Mécoprop	78	3,8	0	77	10	0	79	27	0
Metolachlore	81	69	0	78	38	0	88	100	0
Métribuzine	81	0	0	78	0	0	88	1,1	0
Nicosulfuron ⁴							10	10	n/a
Piclorame	78	0	0	77	0	0	79	0	0
Rimsulfuron ⁴							10	0	n/a
Simazine	81	6,2	0	78	5,1	0	88	11	0
Tébutiuron	81	0	0	78	0	0	88	0	0
Triclopyr	77	0	n/a	77	0	n/a	79	0	n/a
Trifluraline	81	0	0	78	0	0	88	0	0
Insecticides									
Azinphos-méthyl	81	0	0*	78	0	0*	88	0	0*
Bendiocarbe	81	0	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Carbaryl	81	1,2	0	78	1,3	0	88	1,1	0
<i>1-naphtol</i>	78	0	n/a	74	0	n/a	85	0	n/a
Carbofuran	81	0	0	78	0	0	88	0	0
Chlorfenvinphos	81	0	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Chlorpyrifos	81	4,9	4,9 ¹ *	78	7,7	7,7 ¹ *	88	1,1	1,1 ¹ *
Diazinon	81	0	0*	78	1,3	1,3 ¹ *	88	0	0*

Tableau 5 (suite)

Pesticides	Rivières								
	Nicolet			Saint-François			Yamaska		
	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Fréquence de dépassement (%)
Dichlorvos	80	0	n/a	78	0	n/a	87	0	n/a
Diméthoate	81	3,7	0	77	0	0	88	2,3	0
Disulfoton	58	0	n/a	58	0	n/a	65	0	n/a
Fénitrothion	81	0	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Fonofos	81	0	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Malathion	81	0	0	78	0	0	88	0	0
Méthidathion	81	0	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Mévinfos	81	0	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Parathion	81	0	0*	78	0	0*	88	0	0*
Parathion-méthyl	81	0	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Phorate	77	0	n/a	73	0	n/a	83	0	n/a
Phosalone	80	0	n/a	78	0	n/a	88	0	n/a
Terbufos	77	0	n/a	73	0	n/a	83	0	n/a
Fongicides									
Chlorothalonil	81	0	0	78	1,3	1,3 ¹	88	1,1	0
Myclobutanil	81	1,2	0	78	1,3	0	88	2,3	0

n : Nombre total d'échantillons pour toute la période de 2003 à 2008. Ce nombre peut être supérieur à la somme des *n* par pesticide par rivière par année à l'annexe 3, qui ne considère que les échantillons pris entre le 30 mai et le 30 août pour fin d'analyses statistiques.

% en caractère gras : Signifie que le pesticide a été détecté à 45 % et plus au minimum une année entre 2003 et 2008.

Les fréquences de dépassement sont calculées par rapport au *n* total.

* La LDM utilisée est plus élevée que le critère établi pour la protection de la vie aquatique, donc la fréquence de dépassement est potentiellement sous-estimée.

n/a : Impossible de conclure de la fréquence de dépassement, car les critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique ne sont pas connus.

¹ Fréquence de dépassement du critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique).

² Fréquence de dépassement du critère pour l'eau utilisée à des fins d'irrigation.

³ Seulement échantillonné en 2007-2008 dans la rivière Yamaska.

⁴ Seulement échantillonné en 2004 dans la rivière Yamaska.

Tableau 6
Exemples de cultures au Québec reliées aux pesticides détectés (du plus fréquent au moins fréquent)

Pesticide	Type de pesticide	Mode d'action des pesticides	Exemples de cultures associées
Herbicides			
Atrazine	Triazine	Inhibition de la photosynthèse ¹	Maïs
Métolachlore	Chloro-acétamide	Inhibition de la synthèse des lipides (acide gras à chaîne très longue)	Maïs, soya
Glyphosate	Glycine	Inhibition de l'enzyme EPSPS nécessaire à la synthèse d'acides aminés aromatiques	Maïs, soya, pommiers
Dicamba	Phénoxyacide	Imite la phytohormone de croissance auxine ²	Maïs, blé de printemps et d'automne, orge, avoine
Bentazone	Benzothiadiazole	Inhibition de la photosynthèse ¹	Maïs, soya, pois, lin, haricots mange-tout, bleuetiers en corymbe, nouvelles plantations de pommiers, de poiriers
2,4-D	Phénoxyacide	Imite la phytohormone de croissance auxine ²	Maïs, blé de printemps et d'automne, orge, avoine
MCPA	Phénoxyacide	Imite la phytohormone de croissance auxine ²	Maïs, pois, vignes, pâturages, plantules de trèfle blanc, ladino, alsike ou rouge semé seul ou sous blé, avoine, orge, seigle
Diméthénamide	Chloro-acétamide	Inhibition de la synthèse des lipides (acide gras à chaîne très longue)	Maïs, haricots secs, soya, oignons de garde et vignes non productrices
Mécoprop	Phénoxyacide	Imite la phytohormone de croissance auxine ²	Maïs, blé de printemps et d'automne, orge, avoine
Simazine	Triazine	Inhibition de la photosynthèse ¹	Maïs, baies, vignes, aspergeraie établie, lotier, framboisiers, mûriers de Logan, ronces, bleuetiers en corymbe, luzerne, pommiers, poiriers
Clopyralide	Phénoxyacide	Imite la phytohormone de croissance auxine ²	Maïs
2,4-DB	Phénoxyacide	Imite la phytohormone de croissance auxine ²	Maïs, luzerne, blé de printemps et d'automne, orge, avoine
Bromoxynil		Inhibition de la photosynthèse ¹	Maïs, blé de printemps, orge, avoine, seigle d'automne, millet, triticale, sorgho fourrager, ail et nombreuses graminées
Flumetsulam	Triazolpyrimidine	Inhibition de l'enzyme ALS nécessaire à la synthèse d'acides aminés à chaîne ramifiée	Maïs, soya
EPTC	Thiocarbamate	Inhibition de la synthèse des lipides	Pommes de terre, luzerne, lotier, haricots mange-tout ou secs, lin, tournesol
Chloroxuron	Urée substituée	Inhibition de la photosynthèse ¹	Soya, oignon, fraise, céleri
Diuron	Urée substituée	Inhibition de la photosynthèse ¹	Vignes, asperges, glaïeuls

Tableau 6 (suite)

Pesticide	Type de pesticide	Mode d'action des pesticides	Exemples de cultures associées
Herbicides			
Imazéthapyr	Imidazolinone	Inhibition de l'enzyme ALS nécessaire à la synthèse d'acides aminés à chaîne ramifiée	Maïs, soya
Linuron	Urée substituée	Inhibition de la photosynthèse ¹	Maïs, soya, carotte, céleri, aneth, panais, pomme de terre, asperge, blé, avoine, orge, glaïeul, arbres fruitiers.
MCPB	Phénoxyacide	Imite la phytohormone de croissance auxine ²	Maïs, pois, vignes, pâturages, plantules de trèfle blanc, ladino, alsike ou rouge semé seul ou sous blé, avoine, orge, seigle
Métribuzine	Triazine	Inhibition de la photosynthèse ¹	Pomme de terre
Nicosulfuron	Sulfonylurée	Inhibition de l'enzyme ALS nécessaire à la synthèse d'acides aminés à chaîne ramifiée	Maïs, soya
Insecticides			
Chlorpyrifos	Organophosphoré	Neurotoxique ³	Blé, légumes (brocoli, choux divers, etc.)
Diméthoate	Organophosphoré	Neurotoxique ³	Pommiers, haricots, choux divers, pois, piment, pomme de terre, tomate, luzerne, cultures fourragères, poire, fraise
Carbaryl	Carbamate	Neurotoxique ³	Pommiers, autres fruits et légumes
Diazinon	Organophosphoré	Neurotoxique ³	Maïs, pois, choux divers, pomme de terre et plusieurs autres légumes, pomme et autres arbres fruitiers, petits fruits, baies, vigne, tabac
Fongicides			
Myclobutanil	Triazole	Inhibition de l'enzyme nécessaire à la synthèse de l'ergosterol (composante de la membrane cellulaire)	Pommiers, vigne, fraise et autres fruits, pomme de terre
Chlorothalonil	Chloronitrile	Inhibition de la germination des spores et toxique pour la membrane cellulaire	Pomme de terre, plusieurs légumes (p. ex., cucurbitacés, tomate), petits fruits, maïs, soya

¹ Inhibe la photosynthèse au niveau du photosystème II.

² Les pesticides qui imitent la phytohormone de croissance auxine se maintiennent dans la plante plus longtemps que normal et causent des troubles physiologiques (p. ex., arrêt de croissance, épaissement des feuilles, déformation de la tige) et la mort des plantes.

³ Composé neurotoxique qui inhibe l'enzyme acétylcholinestérase qui régularise le neurotransmetteur acétylcholine.

4.2 VARIATIONS SAISONNIÈRES ET ANNUELLES DES PESTICIDES LES PLUS SOUVENT DÉTECTÉS

4.2.1 Variations saisonnières et annuelles des concentrations de pesticides

4.2.1.1 Atrazine

Dans l'ensemble, les concentrations maximales de ce pesticide dans les eaux de surface des tributaires sont en général observées entre la mi-juin et la fin juin (figure 3), mais il arrive qu'un deuxième pic, souvent plus faible, soit observé en juillet à la suite de fortes pluies. La concentration d'atrazine baisse normalement à un niveau relativement bas (< 100 ng/L) à la fin août. En 2008, l'atrazine a été mesurée dans la Yamaska jusqu'à la fin septembre, et sa concentration y était toujours très faible (20-30 ng/L).

D'année en année, les concentrations maximales d'atrazine et les dates où l'on observe les pics de concentration varient entre les tributaires. Les baisses et les hausses des concentrations coïncident parfois entre les tributaires (p. ex., en 2008), mais le plus souvent, elles sont décalées de quelques jours. En outre, les rivières Nicolet et Saint-François drainent sensiblement les mêmes superficies agricoles, mais les variations saisonnières et annuelles des concentrations d'atrazine sont moins prononcées dans la rivière Saint-François. Le débit plus élevé de cette dernière pourrait diluer et donc abaisser les concentrations de pesticides dans les eaux de surface. Les concentrations maximales d'atrazine dans les rivières Nicolet et Yamaska sont parfois similaires (p. ex., en 2004 et 2006), mais le plus souvent, c'est dans la rivière Yamaska que sont observées les concentrations les plus fortes, son bassin versant ayant la plus forte vocation agricole.

4.2.1.2 Métolachlore

Dans les trois rivières, les variations saisonnières et annuelles du métolachlore coïncident relativement bien avec celles de l'atrazine (figure 3). Ceci était prévisible puisque les agriculteurs utilisent souvent une combinaison d'atrazine et de métolachlore pour les cultures de maïs. Comme dans le cas de l'atrazine, les concentrations maximales de ce pesticide dans les eaux de surface des tributaires sont généralement observées entre la mi-juin et la fin juin. Il arrive qu'un deuxième et un troisième pic soient observés en juillet avant que la concentration baisse à un niveau relativement bas (< 100 ng/L) à la fin août.

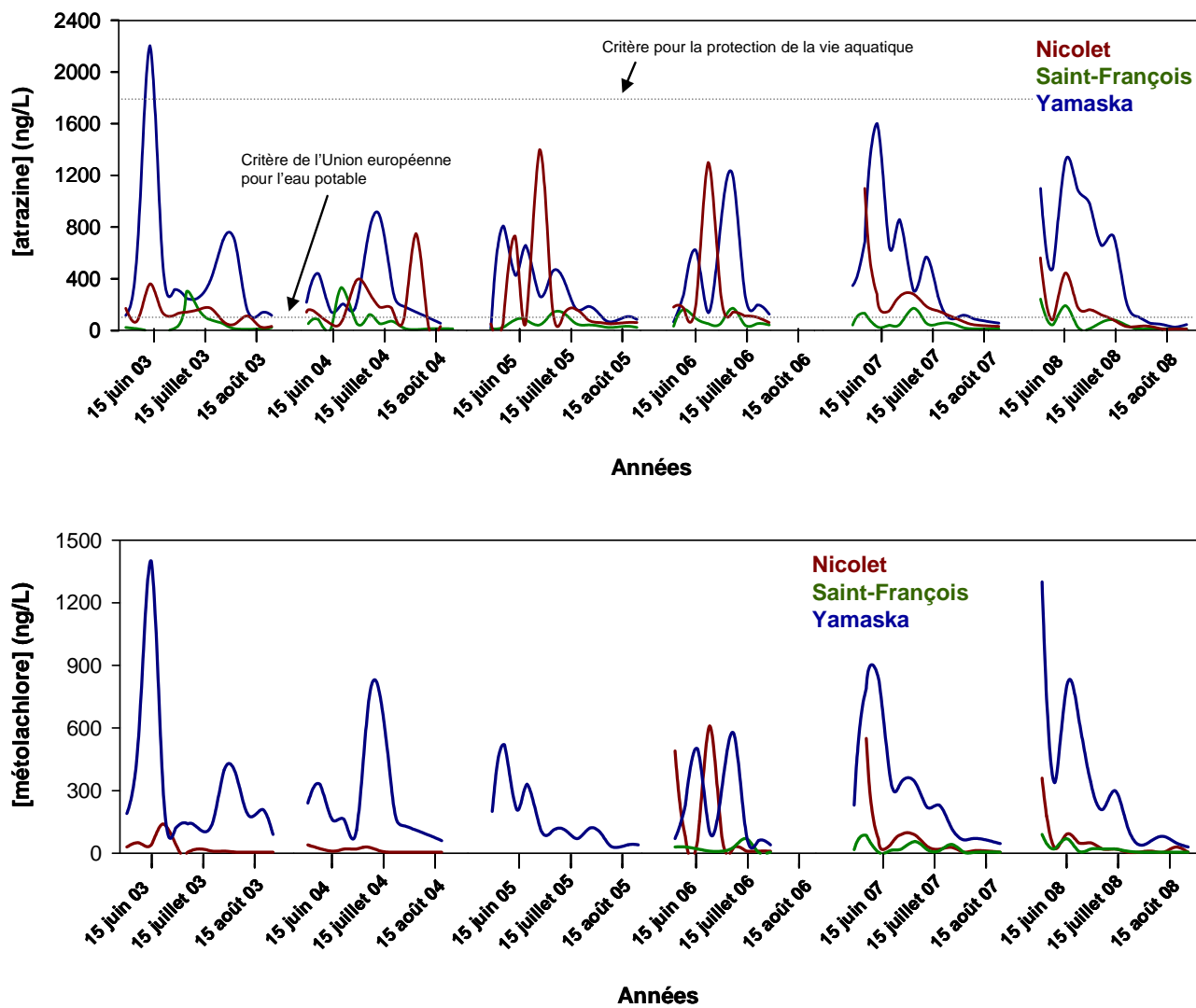


Figure 3 Comparaison des variations saisonnières et annuelles de l'atrazine et du métolachlore dans les principaux tributaires du lac Saint-Pierre

En somme, les variations saisonnières observées pour un pesticide semblent indépendantes d'un bassin versant à l'autre. Par exemple, il est impossible de prévoir de façon précise quand les concentrations maximales d'atrazine seront détectées dans les eaux de surface de la rivière Nicolet en se fondant sur les concentrations d'atrazine observées dans la rivière Yamaska. Malgré la proximité des bassins versants à l'étude, ces derniers peuvent être suffisamment différents pour que l'apport relatif de pesticides dans les cours d'eau, et donc les pics de concentration, ne coïncident pas toujours très bien dans le temps. Ceci pourrait être dû à des différences de date et de quantité de précipitations, combinées au temps de ruissellement et de lessivage des pesticides, qui eux peuvent être affectés par de légères différences de pente de terrain, de composition du sol, etc. Des décalages dans les dates d'épandage peuvent aussi contribuer à ce phénomène.

Comme le montre la figure 3, les pics de concentration estivaux d'un pesticide ne sont pas toujours observés aux mêmes dates près des embouchures des trois bassins versants à l'étude. Par contre, à l'intérieur d'un même bassin versant, les pics de concentration de différents pesticides apparaissent souvent aux mêmes dates d'échantillonnage (figure 4).

4.2.2 Variations annuelles des concentrations médianes de pesticides

Les concentrations médianes d'atrazine dans les trois tributaires sont plutôt stables depuis 2003 près de l'embouchure des rivières Nicolet et Saint-François, mais tendent à augmenter dans la rivière Yamaska, malgré qu'aucune des régressions ne soit significative (figure 5). Par contre, il y aurait une baisse considérable des concentrations dans la rivière Yamaska, si on compare les concentrations médianes et maximales d'atrazine avec celles observées de 1989 à 1991 (Rondeau, 1996). Par exemple, de 1989 à 1991, les concentrations médianes variaient de 610 à 1700 ng/L, et les concentrations maximales, de 4030 à 9480 ng/L, tandis qu'entre 2003 et 2008, elles variaient de 190 à 480 ng/L et de 810 à 2200 ng/L, respectivement. Giroux (2010) a observé une tendance similaire dans la rivière Chibouet, plus en amont dans le même bassin versant (tendance basée sur 16 années consécutives de données depuis 1992). Dans la rivière Nicolet, les concentrations médiane et maximale d'atrazine en 1991 (Rondeau, 1996) s'élevaient à 160 ng/L et 440 ng/L, respectivement, ce qui est comparable aux

données de 2003-2008. Giroux (2010) a observé plutôt une tendance à la baisse dans la rivière Saint-Zéphirin plus en amont dans le même bassin versant.

Comme dans le cas de l'atrazine, il y aurait une baisse des concentrations de métolachlore dans la rivière Yamaska quand on compare les concentrations médianes et maximales de ce pesticide avec celles observées en 1990 (Rondeau, 1996) qui s'élevaient à 600 ng/L et 2900 ng/L, respectivement. La plus importante concentration médiane et maximale entre 2003 et 2008 était de 200 ng/L et 1400 ng/L, respectivement. Giroux (2010) a observé une tendance similaire dans la rivière Chibouet entre 1992 et 2008.

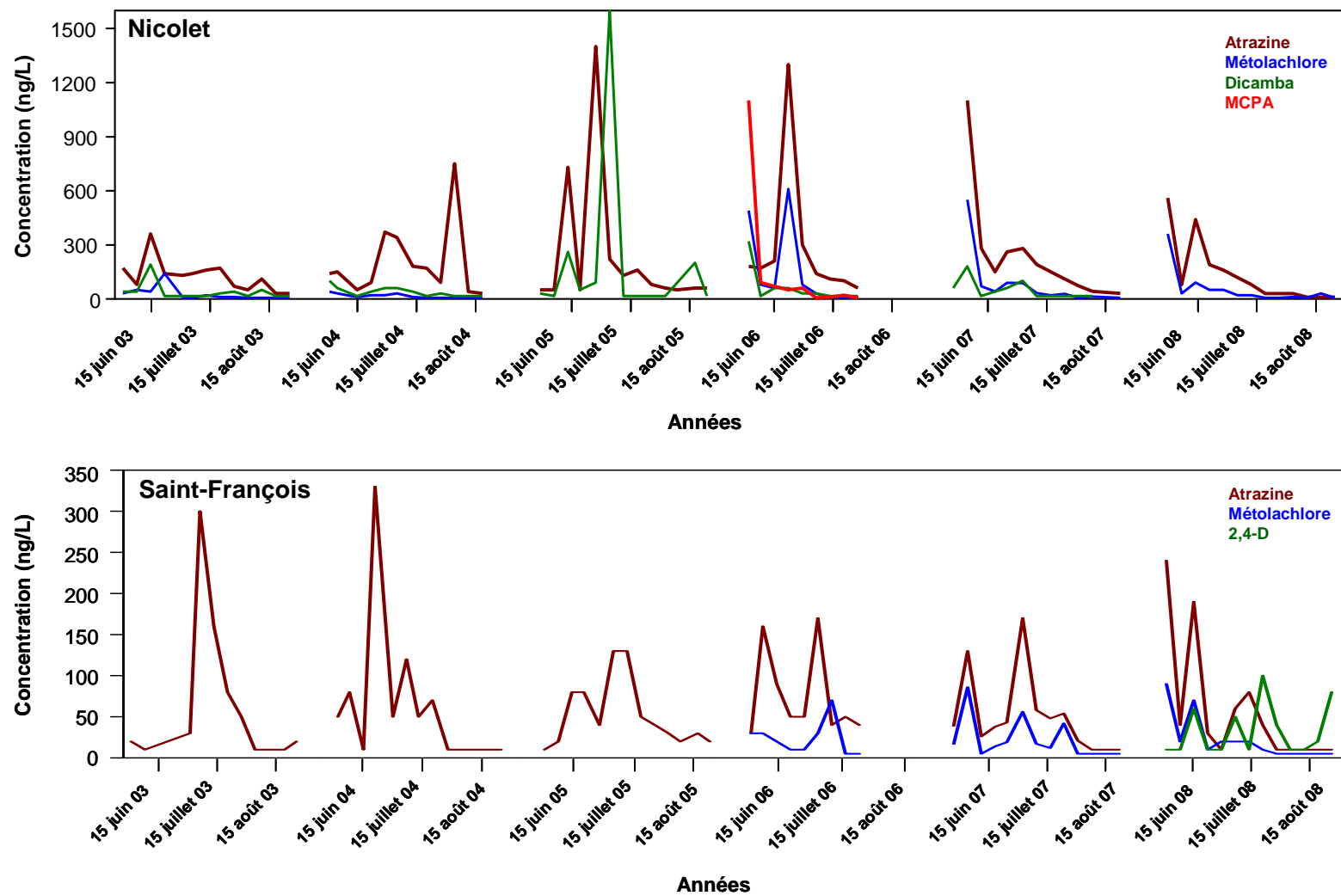


Figure 4 Comparaison des pics de concentration des pesticides les plus souvent détectés par rivière

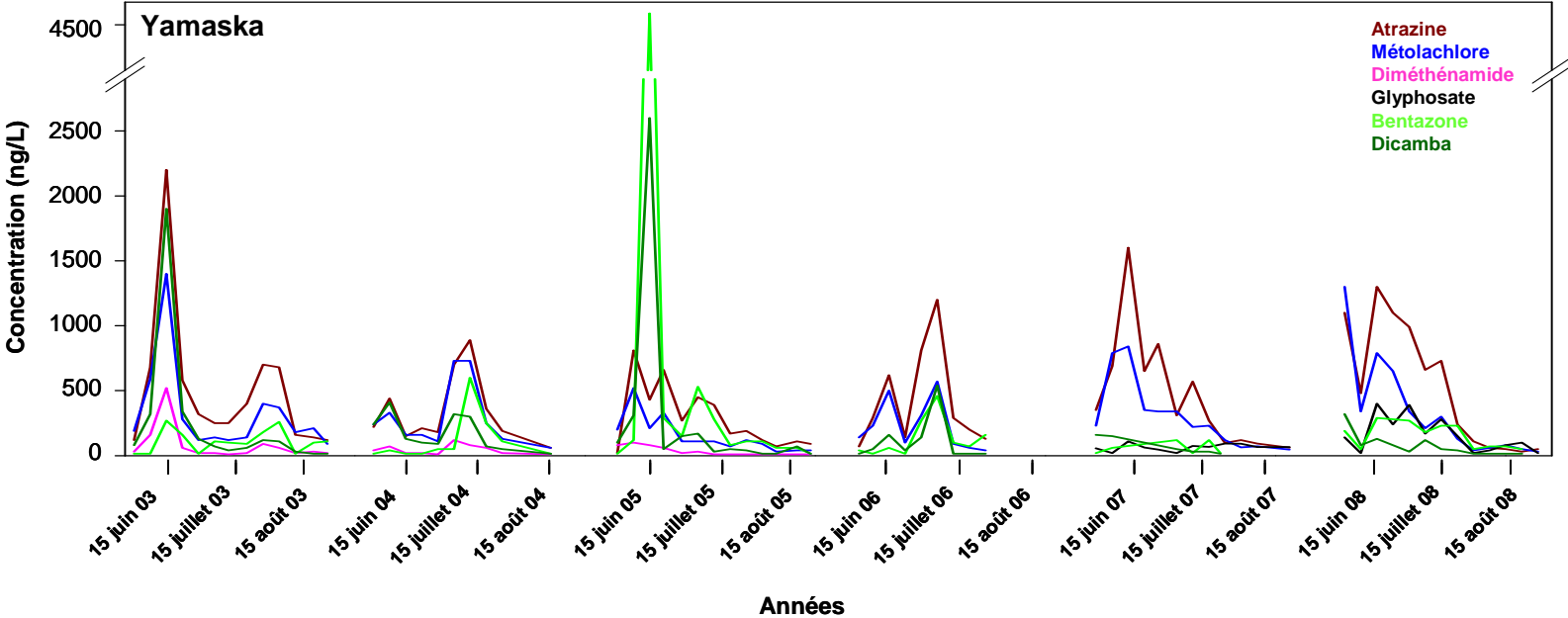


Figure 4 (suite)

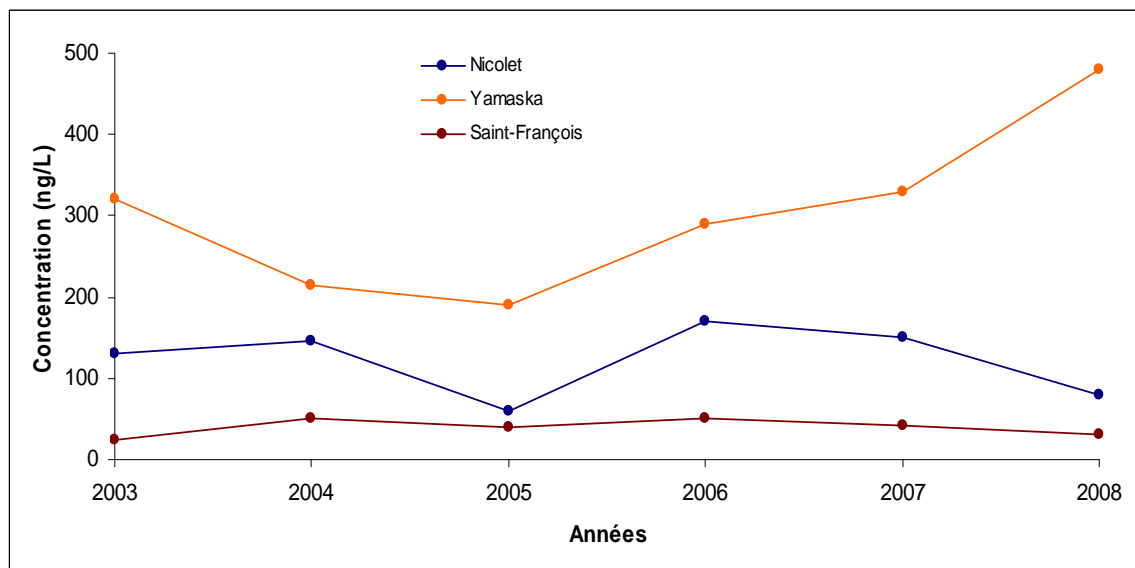


Figure 5 Comparaison des concentrations médianes estivales d’atrazine dans les principaux tributaires du lac Saint-Pierre

Dans la rivière Yamaska, aucun des autres pesticides souvent détectés ne montre une tendance à la hausse ou à la baisse significative entre 2003 et 2008 (figure 6). Même pour le dicamba, il ne semble pas y voir de tendance à la baisse comme celle qui a été observée par Giroux (2010), mais nos observations sont basées sur une période plus courte. Par contre, le diméthénamide semble être de moins en moins utilisé, puisque ses concentrations médianes étaient à la baisse jusqu’en 2005, et que les années suivantes, la substance n’était plus assez souvent détectée pour permettre l’établissement de médianes. Par ailleurs, nous n’avons pas suffisamment de données sur le glyphosate, mais il est probable qu’une tendance à la hausse serait observée dans les eaux de surface si ce pesticide avait été analysé depuis quelques années, comme l’a rapporté Giroux (2010) et selon le bilan des ventes au Québec.

Il faut souligner que les concentrations médianes d’atrazine et de métolachlore dans les rivières Nicolet et Yamaska sont environ une fois et demie à deux fois plus faibles que celles détectées dans les tributaires plus en amont des mêmes bassins versants (dans les rivières Saint-Zéphirin et Chibouet, respectivement) comme l’a rapporté Giroux (2010).

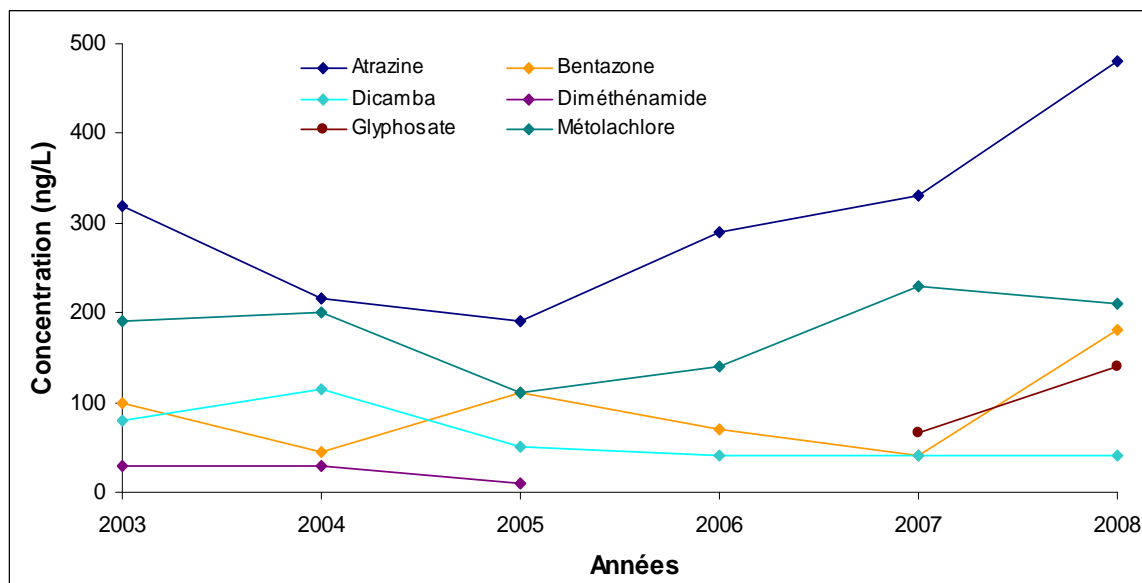


Figure 6 Comparaison des concentrations médianes estivales des pesticides les plus souvent détectés dans la rivière Yamaska

4.2.3 Ratio pesticide et produit de dégradation

Parmi les produits de dégradation analysés, l'atrazine dééthylée (ADE) est l'un des plus fréquemment détectés. En fait, les concentrations d'ADE sont toujours relativement faibles (maximum de 280 ng/L), tandis que celles de l'atrazine peuvent être beaucoup plus élevées, surtout en juin (maximum de 2200 ng/L). Le temps de dégradation de l'atrazine peut varier de quelques jours à plusieurs années (Lazorko-Connon et Achari, 2009; Schottler et Eisenreich, 1997; Forrest et Caux, 1989). Sa dégradation, du moins partielle, par la photolyse et l'hydrolyse dans les eaux de surface à la suite de l'épandage aide à expliquer le comportement de l'atrazine et de l'ADE au cours de l'été. Le ratio d'atrazine et d'ADE est généralement plus élevé à la fin mai-début juin et diminue au cours de l'été pour atteindre près de 1:1 vers la mi-août (jour 80; figure 7). Ces variations peuvent s'expliquer de la façon suivante : à la fin mai-début juin, le ratio est généralement élevé parce que l'atrazine épandue sur les terres a déjà commencé à polluer les eaux de surface des cours d'eau avoisinants, et le degré de dégradation est encore faible, donc il y a peu d'ADE. Plus la saison avance, plus le ratio diminue et se rapproche de 1:1 au fur et à

mesure que la quantité d'atrazine épandue diminue et se dégrade et que celle de l'ADE augmente. Il arrive que le ratio soit parfois bas à la fin de mai ($[atrazine] \approx [ADE]$) comme en 2005 et 2006. De tels ratios pourraient être observés si un échantillonnage était fait avant l'épandage et que les concentrations mesurées sont dues au lessivage de l'atrazine et de l'ADE restées dans le sol de l'année précédente. Donc, de façon générale, les concentrations d'atrazine diminuent à mesure que s'éloigne la période d'épandage et que le produit se dégrade dans le milieu. À l'inverse, les concentrations d'ADE sont plus faibles en début de saison et tendent à augmenter et/ou à persister vers la fin de l'été pour atteindre des niveaux similaires à ceux de l'atrazine.

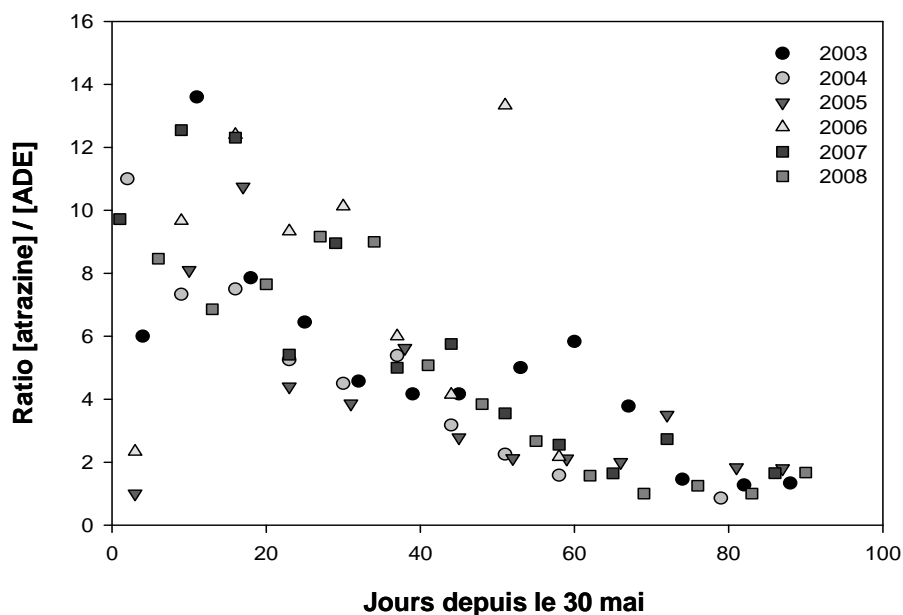


Figure 7 Ratios des concentrations d'atrazine et de son produit de dégradation dans la rivière Yamaska

Les ratios de glyphosate et d'AMPA au cours de l'été 2007 et 2008 suivent un patron similaire à celui de l'atrazine et de l'ADE : des ratios plus faibles tôt dans la saison, suivis de ratios plus élevés à la suite de la période d'épandage des pesticides et une diminution des ratios au cours de l'été pour atteindre des niveaux similaires à ceux qui précèdent l'épandage (figure 8). La différence majeure est au niveau de l'ampleur des ratios. En fait, à l'inverse de l'atrazine et de l'ADE, les concentrations d'AMPA sont souvent plus élevées que celles de son produit mère.

Dans le sol, le glyphosate a une demi-vie de 20 à 100 jours et l'AMPA se décompose lentement, alors que dans les eaux de surface, le glyphosate subit une dégradation microbienne rapide et a une demi-vie parfois même inférieure à 24 heures (Santé Canada, 1987). Donc, il est normal de détecter des concentrations plus élevées d'AMPA que de glyphosate, en s'éloignant de la source (plus en aval dans le bassin versant) et de la période d'épandage. Contrairement à l'atrazine qui est épandue sur les jeunes pousses de maïs, le glyphosate peut être utilisé à différents stades de croissance des plantes cultivées, ce qui pourrait expliquer les légères ré-augmentations des ratios en juillet et en août.

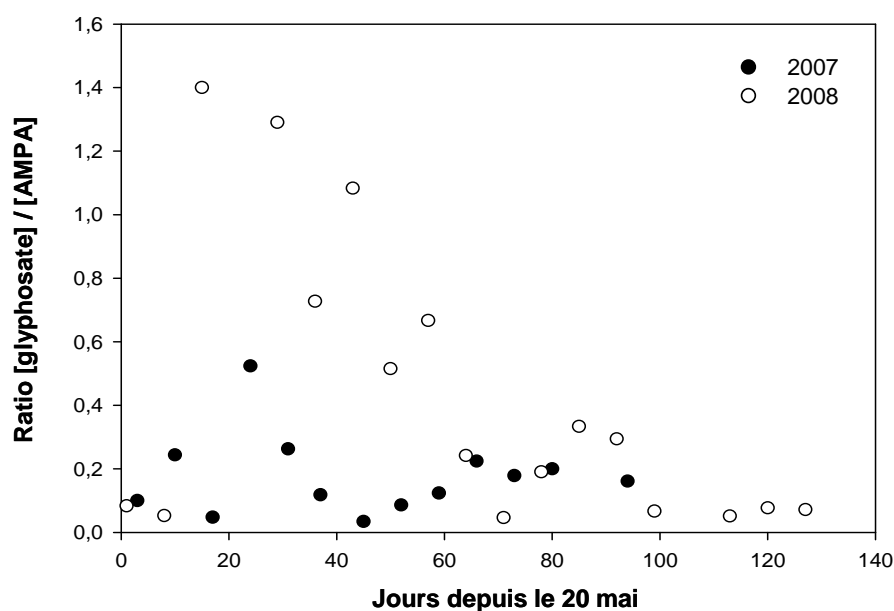


Figure 8 Ratios des concentrations de glyphosate et de son produit de dégradation dans la rivière Yamaska

4.3 FRÉQUENCE DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU

Les concentrations de pesticides dans les rivières à l'étude ont été comparées à trois critères de qualité de l'eau : les critères établis pour la protection de la vie aquatique (effet chronique), l'utilisation de l'eau à des fins d'irrigation et la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques. Le critère établi pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) établit la concentration la plus élevée d'une substance qui ne produira aucun effet

néfaste sur les organismes aquatiques et leur progéniture lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie (MDDEP, 2002b). Le critère pour la protection de l'eau à des fins d'irrigation est établi à partir de la sensibilité des cultures non visées et du taux maximal d'irrigation des cultures pour calculer les concentrations maximales acceptables de toxiques pour une espèce (CCME, 1999). Le critère pour la prévention de la contamination de l'eau est établi pour protéger l'eau et les organismes aquatiques de toute contamination pouvant nuire à la consommation humaine actuelle et future. Ce critère est souvent le même que la norme canadienne établie pour l'eau potable qui s'applique aux eaux prêtes à la consommation, mais n'est toutefois pas conçu pour s'appliquer directement aux sources d'eau brute comme celles des eaux de surface d'échantillonnées pour ce rapport (MDDEP, 2002b; CCME, 1999). Certaines technologies de traitement de l'eau peuvent éliminer partiellement les pesticides de l'eau potable à différents degrés (Lazorko-Connon et Achari, 2009).

Nos observations permettent d'établir qu'au moins six des pesticides analysés ont dépassé au minimum un des critères pour la qualité de l'eau (tableau 5). Ce sont les mêmes pesticides pour lesquels Giroux (2010) a aussi observé des dépassements dans les rivières plus en amont dans les bassins versants des rivières Yamaska et Nicolet. Par contre, les fréquences de dépassement observées par Giroux (2010) sont toujours plus importantes que celles observées près de l'embouchure des rivières Yamaska et Nicolet. En s'éloignant de la source d'épandage, le débit de la rivière augmente et les pesticides sont plus dilués et ont plus de chances d'être dégradés.

4.3.1 Critères pour la protection de la vie aquatique (effet chronique)

L'herbicide atrazine a eu une fréquence de dépassement de 1,1 % du critère établi pour la protection de la vie aquatique (1800 ng/L) dans la rivière Yamaska, soit une fois en 2003 avec une concentration de 2200 ng/L. Cette fréquence de dépassement est moins importante que celle observée par Giroux (2010) dans les plus petits cours d'eau comme la rivière Chibouet dans le bassin de la rivière Yamaska (14,7 % de 2005 à 2007) et la rivière Saint-Zéphirin dans le bassin de la rivière Nicolet (3,2 % de 2005 à 2007).

Trois autres pesticides ont dépassé leur critère pour la protection de la vie aquatique, dont deux insecticides et un fongicide. Il faut noter que la fréquence de dépassement des deux

insecticides, le chlorpyrifos et le diazinon, est potentiellement sous-estimée puisque les LDM (limites de détection de la méthode) pour ces pesticides sont supérieures aux critères (tableau 4). Donc, à chaque fois que ces pesticides sont détectés, ils dépassent nécessairement leur critère de qualité, et leur fréquence de dépassement pourrait même être plus élevée que celle estimée.

Le chlorpyrifos est le pesticide qui a dépassé son critère pour la protection de la vie aquatique le plus souvent, soit 11 fois au total, avec des concentrations variant entre 20 et 240 ng/L : deux fois en 2005 et deux fois en 2006 dans la rivière Nicolet; deux fois en 2003, trois fois en 2005 et deux fois en 2006 dans la rivière Saint-François; une fois en 2008 dans la rivière Yamaska. L'insecticide diazinon n'a dépassé son critère (4 ng/L) qu'une seule fois dans la rivière Saint-François en juin 2006, avec une concentration de 540 ng/L. Le fongicide chlorothalonil n'a été observé qu'une seule fois au-delà de son critère (180 ng/L) en 2003 dans la rivière Saint-François, avec une concentration non négligeable de 4200 ng/L.

Les insecticides azinphos-méthyl et parathion n'ont jamais été détectés de 2003 à 2008, mais aucune conclusion ne peut être tirée au sujet de leur fréquence de dépassement, puisque la LDM pour ces pesticides était aussi supérieure au critère. En outre, la fréquence de dépassement ne peut être estimée que pour 25 des 60 pesticides analysés, puisque aucun critère pour la protection de la vie aquatique n'a encore été établi.

Les recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau sont normalement établies à partir des principes de base de l'analyse des risques et de résultats d'essais en laboratoire et sont sujettes à modification avec l'arrivée de nouvelles données (MDDEP, 2002b). Ces critères ne sont pas des normes, mais des recommandations qui sont limitées. Entre autres, les critères ne tiennent pas compte des interactions possibles dans un mélange de substances, et en milieu agricole, les organismes vivants risquent d'être exposés à un cocktail de contaminants. Par exemple, 16 pesticides et produits de dégradation au total ont été observés en 2008 (13 pesticides et trois produits de dégradation) dans les eaux de surface de la rivière Yamaska, entre la mi-mai et la fin septembre (annexe 4), et ces chiffres ne tiennent pas compte des substances non analysées comme les pesticides de nouvelle génération. Durant cette même année, un total de 10 pesticides et de trois produits de dégradation ont été observés en une seule journée, soit le 18 juin. Un nombre comparable de substances a été observé aussi le 16 juin 2003, avec 11 pesticides et deux produits de dégradation. Dans un mélange de pesticides, certains peuvent

agir en synergie, tandis que d'autres peuvent avoir un mode d'action similaire, et leurs effets pourraient être cumulatifs (tableau 6). D'ailleurs, une étude réalisée par Relyea (2009) a récemment démontré que des communautés en milieux humides pouvaient être dramatiquement affectées en étant exposées à une combinaison de pesticides, même si chacun est présent en concentration faible. Le même chercheur a aussi montré que certains pesticides pourraient avoir des effets négatifs sur la biodiversité des invertébrés aquatiques et des amphibiens (Relyea, 2005). Afin d'obtenir un portrait plus complet de la situation et une approche plus écosystémique, il est essentiel d'obtenir de l'information sur les interactions et la synergie possible de différents contaminants et leurs effets combinés sur les organismes vivants de tous les niveaux trophiques. Bien comprendre les effets additifs d'un cocktail de pesticides n'est certainement pas une tâche facile, mais permettrait d'ajuster de façon plus réaliste les critères de qualité de l'eau qui sont, à ce jour, nos meilleurs critères de comparaison.

4.3.2 Critères pour l'utilisation de l'eau à des fins d'irrigation

La fréquence de dépassement n'a pu être estimée que pour 13 des 60 pesticides qui ont un critère établi pour l'utilisation de l'eau à des fins d'irrigation. Seulement deux des 13 pesticides détectés ont dépassé ce critère.

L'herbicide MCPA dépassait son critère (25 ng/L) dans près du quart des échantillons provenant des rivières Yamaska et Nicolet. Il a dépassé son critère seulement une fois dans la rivière Saint-François.

Dans le cas du dicamba, de la même façon que pour le chlorpyrifos et le diazinon, sa fréquence de dépassement était égale à sa fréquence de détection dans les trois tributaires, puisque la LDM (30 ng/L) était supérieure au critère établi (6 ng/L), donc la fréquence de dépassement pourrait aussi être sous-estimée.

4.3.3 Critères pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)

Aucun des pesticides détectés ne dépassait son critère canadien pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques. Pour l'atrazine, entre autres, ce critère est le même que la norme pour l'eau potable. Selon une revue de la documentation récente menée par Lazorko-Connon et Achari (2009), le critère de l'atrazine pour l'eau potable varie de 0,1 à 5 µg/L selon différentes agences dans le monde. Ils ont rapporté que le critère canadien intérimaire est

établi à 5 µg/L et qu'il inclut les métabolites de l'atrazine, ce qui représente le critère le moins sévère entre le Canada, les États-Unis, l'Australie et l'Union européenne. L'Australie et l'Union européenne auraient le critère le plus sévère, avec 0,1 µg/L (incluant aussi les métabolites de l'atrazine). Bien que les municipalités qui utilisent l'eau de surface des rivières et du fleuve la traitent avant de s'en servir comme eau potable, ce ne sont pas toutes les technologies de traitement de l'eau potable qui éliminent de façon efficace l'atrazine de l'eau, selon Lazorko-Connon et Achari (2009). Les concentrations d'atrazine dans les tributaires de la rive sud du lac Saint-Pierre dépasseraient souvent le critère européen et australien durant l'été, surtout dans les rivières Yamaska et Nicolet (figure 3).

4.4 RELATIONS ENTRE LA CONCENTRATION DES PESTICIDES, LES DÉBITS ET LES PRÉCIPITATIONS

Il y a généralement un décalage de quelques jours (~ 1-5 jours), dû au temps de parcours de l'eau dans chacun des bassins versants, entre un épisode de fortes pluies (≥ 10 mm) et des concentrations de pesticides élevées dans les tributaires agricoles. Par contre, aucune relation significative n'a été trouvée entre les précipitations et les concentrations de pesticides, ni entre les débits et les concentrations de pesticides. Cossa *et al.* (1998) n'ont également trouvé aucune relation entre les débits et les concentrations de pesticides. Par contre, les débits et les concentrations de pesticides ont tendance à augmenter après de fortes pluies (figure 9), mais la complexité de ces systèmes, due entre autres aux crues et à l'étiage, fait probablement en sorte qu'aucune relation claire n'a été détectée entre les précipitations, les débits et les concentrations de pesticides dans les rivières à l'étude. En outre, un échantillonnage hebdomadaire ne permet pas toujours de capter les pics de concentration des pesticides après un épisode de fortes pluies. Par exemple, un échantillonnage juste avant une grosse averse ou une hausse importante du débit (p. ex., l'échantillonnage au début août à la figure 9), peut faire en sorte de ne pas détecter une hausse de concentration de pesticides.

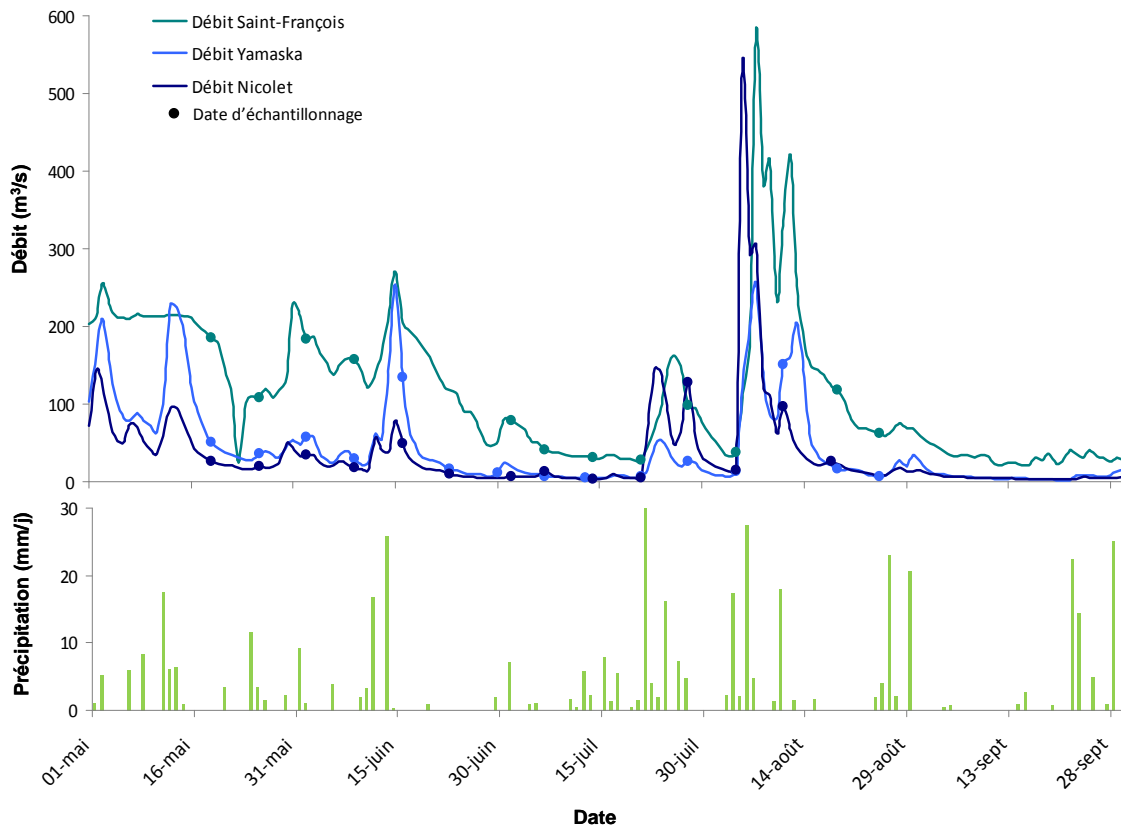


Figure 9 Exemple de variations temporelles des précipitations et des débits dans les rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska en 2003 Estimations des charges estivales des pesticides les plus souvent détectés

Les concentrations des pesticides dans les eaux de surface donnent une bonne indication de l'exposition des organismes vivants dans le milieu échantillonné. Par contre, afin d'avoir une meilleure idée de l'apport total de pesticides dans les milieux humides du côté sud du lac Saint-Pierre, il faut aussi considérer les charges de pesticides près de l'embouchure des tributaires. Une charge de pesticides est la quantité de pesticides exportée par une rivière à un endroit donné et pour une période donnée, qui tient compte de la concentration des pesticides et du débit de chaque rivière. Dans l'ordre, c'est la rivière Yamaska qui transporte la plus grosse quantité de pesticides, suivie de la rivière Nicolet et de la rivière Saint-François, et ce, même si le débit moyen de la rivière Yamaska est en général deux à trois fois plus faible que celui de la rivière Saint-François (tableau 7). La rivière Nicolet qui avait des concentrations de pesticides considérablement plus élevées que celles de la rivière Saint-François transporte finalement des

charges comparables à cette dernière à cause de son débit moyen beaucoup plus faible que celui de la rivière Saint-François. Quand on compare la rivière Nicolet à la rivière Yamaska, les charges de la rivière Yamaska sont beaucoup plus importantes, malgré que son débit ne soit qu'une fois et demie à deux fois plus élevé.

Selon la localisation géographique de l'embouchure de ces rivières et de leur bassin versant, il est possible de constater que la quantité la plus importante de pesticides provient de la rivière Yamaska et se déverse dans les milieux humides de la partie amont du lac Saint-Pierre (figure 1). La rivière Saint-François, quoique moins contaminée, vient ajouter son apport de pesticides légèrement en aval de la rivière Yamaska. D'après la figure 2, les eaux de surface en provenance des rivières Yamaska et Saint-François pourraient longer et contaminer les milieux humides tout au long du sud du lac avant de rejoindre l'exutoire. Les charges de pesticides de la rivière Nicolet viendraient contaminer les eaux des milieux humides seulement dans la partie aval du lac juste avant l'exutoire. Il est à noter qu'une portion considérable de terres agricoles le long du côté sud du lac ne fait pas partie des bassins versants à l'étude et qu'il est possible que les pesticides appliqués dans cette région soient transportés plus directement vers les milieux humides en bordure du lac par de petits ruisseaux.

Selon Pereira and Hostettler (1993) et Schottler and Eisenreich (1997), la charge d'atrazine dans les rivières d'un bassin versant devrait représenter entre 0,25 et 1,5 % de la quantité totale épandue sur les champs de maïs durant la saison agricole. Poissant *et al.* (2008) ont rapporté que la dose annuelle moyenne d'atrazine épandue dans le bassin versant de la rivière Yamaska s'élevait à 49,6 kg/km² (données de 2006-2007). D'après nos estimations entre 2003 et 2008, la charge moyenne d'atrazine (incluant l'atrazine dééthylée) entre le 30 mai et le 30 août près de l'embouchure de la Yamaska représente environ 262 kg de matière active. Lorsque cette quantité est divisée par la superficie des cultures de maïs dans ce bassin versant, la charge spécifique moyenne est de 0,24 kg/km². Cela représente 0,48 % de la dose moyenne d'atrazine épandue dans les champs de maïs ($100 \times 0,24 \text{ kg/km}^2 / 49,6 \text{ kg/km}^2$), ce qui correspond à ce que Pereira and Hostettler (1993) et Schottler and Eisenreich (1997) suggèrent.

Tableau 7
Estimation des charges estivales (du 30 mai au 30 août) des pesticides et produits de dégradation les plus souvent détectés

Rivière	Année	Débit moyen (m ³ /s)	Charge ± erreur-type (kg)								
			Atrazine	ADE*	Métolachlore	Bentazone	Dicamba	Diméthénamide	2,4-D	Glyphosate	AMPA*
Nicolet	2003	40	40 ± 11	18 ± 2,9	6 ± 4,6	–	18 ± 5,8	–	–		
	2004	28	65 ± 15	–	3 ± 0,9	–	8 ± 2,0	–	–		
	2005	21	64 ± 26	9 ± 2,0	–	–	47 ± 30	–	–		
	2006	26	68 ± 32	9 ± 1,7	43 ± 19	–	19 ± 8,0	–	–		
	2007	17	100 ± 23,7	8 ± 2,0	48 ± 13	–	17 ± 4,4	–	–		
	2008	50	55 ± 20	13 ± 2,1	18 ± 11	–	49 ± 29	–	–		
Saint-François	2003	122	40 ± 31	–	–	–	–	–	–		
	2004	130	58 ± 30	–	–	–	–	–	–		
	2005	102	49 ± 9,9	–	–	–	–	–	–		
	2006	190	125 ± 27,8	–	38 ± 11	–	–	–	–		
	2007	116	54 ± 14	–	27 ± 7,2	–	–	–	–		
	2008	226	110 ± 37,3	–	44 ± 14	–	–	–	49 ± 16		
Yamaska	2003	41	270 ± 74,2	46 ± 8,9	185 ± 47,2	38 ± 12	196 ± 67,7	58 ± 18	–		
	2004	54	119 ± 40,8	41 ± 13	98 ± 38	46 ± 28	60 ± 21	17 ± 5,6	7 ± 3,3		
	2005	39	113 ± 24,3	26 ± 4,0	57 ± 14	326 ± 124	174 ± 70,2	14 ± 3,3	–		
	2006	97	356 ± 93,0	49 ± 13	225 ± 46,9	–	–	–	–		
	2007	27	121 ± 43,8	14 ± 3,3	108 ± 25,9	104 ± 32,8	–	–	–	10	96
	2008	97	352 ± 116	65 ± 13	284 ± 92,1	98 ± 25	64 ± 24	–	–	100	202

Note : Le glyphosate et l'AMPA sont analysés depuis 2007 dans la rivière Yamaska seulement.

* Les produits de dégradation sont en italique à la droite de leur produit mère.

– : Pas assez de données pour estimer une charge pour cette période, soit parce que la fréquence de détection est de moins de 45 % ou que la période d'échantillonnage s'est terminée à la fin juillet plutôt qu'à la fin août.

Comme prévu, la charge spécifique moyenne de l'atrazine pour la saison agricole dans les deux autres bassins versants est comparable à celle de la rivière Yamaska, soit 0,20 et 0,32 kg/km² dans les rivières Nicolet et Saint-François, respectivement. Ce calcul a été fait seulement pour l'atrazine, puisqu'il n'y avait pas de données suffisantes d'utilisation pour d'autres pesticides.

4.4.1 Comparaison des concentrations et des charges de pesticides dans les tributaires avec celles du fleuve

Une station à l'embouchure du Saint-Laurent à la hauteur de la ville de Québec (prise d'eau de la ville de Lévis) fait également partie d'un suivi effectué par Environnement Canada (Environnement Canada, 2004) afin d'évaluer les tendances des concentrations des contaminants, entre autres les pesticides, dans les eaux du Saint-Laurent. Cette station fournit des informations sur les concentrations et les variations annuelles d'une quinzaine de pesticides dans les eaux du fleuve et sur l'intégration des sources de contamination en amont (p. ex., les tributaires à l'étude).

Les concentrations maximales des pesticides détectés dans les eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Québec sont de un à deux ordres de grandeur plus faibles que celles mesurées près de l'embouchure des tributaires agricoles du lac Saint-Pierre. En fait, la concentration maximale d'atrazine observée s'élevait à 115 ng/L entre 2003 et 2008 (données d'Environnement Canada non publiées), comparativement à 2200 ng/L dans la rivière Yamaska. Une telle différence entre les tributaires et le fleuve est due en grande partie à un débit beaucoup plus élevé dans le fleuve (débit annuel moyen de 12 000 m³/s) comparativement aux tributaires (entre ~40 et 200 m³/s) et au mélange des eaux vertes du Saint-Laurent avec les eaux brunes des tributaires de la rive nord qui contiennent très peu d'atrazine (Pham *et al.*, 2000).

Cossa *et al.* (1998) ont estimé des charges d'atrazine et de métolachlore similaires à Cornwall et à Québec, suggérant que le bassin versant des Grands Lacs est la principale source de contamination du fleuve Saint-Laurent par les pesticides. Les calculs de bilans massiques ont mis en évidence que le lac Ontario constitue la principale source des triazines (environ 90 %) mesurées dans les eaux du fleuve Saint-Laurent, ce qui démontre que les Grands Lacs contribuent de façon très importante aux charges de pesticides dans les eaux du Saint-Laurent qui transitent à la hauteur de Québec (Pham *et al.*, 2000). Les charges estivales estimées à Québec (15 mai au 30 septembre) pour l'été 1995 et l'été 1996 étaient de 6600 et 8200 kg d'atrazine, respectivement.

Puisque les concentrations de ce pesticide à Québec en 1995-1996 sont toujours du même ordre de grandeur à ce jour, les charges d'atrazine entre 2003 et 2008 devraient être similaires à celles de l'époque. Pour l'ensemble des rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska, les charges d'atrazine estimées entre 2003 et 2008 varient entre 225 et 550 kg pour la période du 30 mai au 30 août. Ces charges représentent de 3 à 8 % des charges estivales et de 1 à 3 % des charges annuelles observées à Québec. Pham *et al.* (2000) proposaient que les charges d'atrazine provenant des tributaires du fleuve au Québec représentent de 5 à 10 % de la charge annuelle d'atrazine dans le fleuve à la hauteur de Québec. Les charges annuelles estimées ici sont moins importantes que celles suggérées par Pham *et al.* (2000), mais elles ne tiennent pas compte de toutes les sources de pesticides dans le fleuve entre Cornwall et Québec.

À l'échelle du fleuve, la contribution en atrazine des tributaires est relativement faible. À l'échelle du lac Saint-Pierre, par contre, les concentrations et les charges de cet herbicide observées après la période d'épandage sont importantes dans les tributaires et les milieux humides du côté sud du lac et représentent une source considérable de contamination pour les organismes qui y vivent.

5 Conclusion

Les données sur les pesticides près de l'embouchure des rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska suggèrent fortement que les écosystèmes fragiles du sud du lac Saint-Pierre sont exposés à plusieurs pesticides au cours de la période estivale. En outre, compte tenu de l'écoulement des masses d'eau en bordure du lac, des fréquences de dépassement similaires à celles qui se produisent dans ces rivières risquent d'être observées dans les eaux peu profondes de la rive sud du lac Saint-Pierre.

Les principaux pesticides détectés dans les rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska sont deux herbicides : l'atrazine et le métolachlore. Bien qu'échantillonné seulement à partir de 2007 dans la rivière Yamaska, le glyphosate est aussi fréquemment détecté. Ces trois herbicides sont utilisés surtout dans la culture du maïs et du soya. D'autres herbicides qui suscitent des préoccupations dans ces bassins versants incluent le dicamba, le bentazone, le 2,4-D, le MCPA, le diméthénamide et le mécoprop. Ces derniers sont aussi tous utilisés dans la culture du maïs et pour d'autres cultures comme celles du soya, du blé, de l'orge et de l'avoine, ainsi que dans les vergers pour ne donner que quelques exemples. Très peu d'insecticides sont détectés dans ces rivières et à de faibles fréquences. Ils incluent dans l'ordre le chlorpyrifos, le diméthoate, le carbaryl et le diazinon. Les deux fongicides analysés, le chlorothalonil et le myclobutanil, sont rarement détectés. Ces insecticides et fongicides sont utilisés surtout dans la culture de la pomme de terre, de plusieurs fruits et légumes ainsi que pour le blé, les cultures fourragères et le maïs.

Au total, c'est la rivière Yamaska qui transporte le plus grand nombre de pesticides et les charges les plus importantes de pesticides jusqu'au lac Saint-Pierre, bien que son débit soit plus faible que celui de la rivière Saint-François.

Malgré les débits relativement importants de ces rivières comparativement aux cours d'eau plus en amont, des dépassements de critères de qualité de l'eau sont encore observés pour certains pesticides près de l'embouchure des rivières Nicolet, Saint-François et Yamaska. L'herbicide atrazine, l'insecticide diazinon et le fongicide chlorothalonil ont dépassé leur critère de protection de la vie aquatique (effet chronique) une fois chacun en six ans. L'insecticide chlorpyrifos a quant à lui dépassé ce critère 11 fois en six ans. Le dicamba et le MCPA ont aussi

été observés plusieurs fois au-delà de leur critère pour l'utilisation de l'eau à des fins d'irrigation. La fréquence de dépassement du chlorpyrifos, du diazinon et du dicamba est d'ailleurs probablement sous-estimée, puisque les limites de détection de la méthode sont plus élevées que les critères. Aucun pesticide ne dépassait son critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatique ou de l'eau potable, malgré que ce critère pour l'atrazine soit beaucoup moins sévère au Canada (5 µg/L) qu'en Europe (1 µg/L) où l'utilisation de l'atrazine y est même interdite.

Le suivi des pesticides dans les tributaires du lac Saint-Pierre est indispensable afin d'obtenir un portrait global de l'état de santé de ce lac fluvial, et les résultats présentés dans le présent rapport constituent un complément important. Néanmoins, le portrait des pesticides demeure incomplet sur plusieurs aspects. Des limites de détections plus sensibles permettraient d'estimer les concentrations moyennes et les charges d'un plus grand éventail de pesticides, ainsi que de détecter des pesticides de nouvelle génération, dont l'application nécessite des quantités beaucoup plus faibles. Aussi, il est primordial de développer un ensemble plus complet de critères de qualité de l'eau ainsi que d'étudier les effets cumulatifs et synergiques possibles des différents mélanges de pesticides, afin de mieux refléter les conditions auxquelles les organismes vivants sont exposés dans le milieu naturel. Cela nécessiterait évidemment plus de recherches en laboratoire et sur le terrain.

Il faut concentrer les efforts de suivi et de recherche sur les pesticides couramment utilisés. Dans une perspective de politique environnementale et de développement durable, il serait intéressant de considérer les effets des pesticides en lien avec les changements climatiques et la biodiversité. Les experts en changements climatiques prévoient une baisse importante des niveaux d'eau moyens du fleuve à moyen terme, ce qui risquerait éventuellement de transformer les écosystèmes du lac Saint-Pierre. Une baisse des niveaux d'eau surtout en été pourrait avoir entre autres comme effet d'augmenter considérablement la concentration des pesticides et autres contaminants dans le fleuve, notamment dans les riches milieux aquatiques peu profonds en bordure de la rive sud du lac Saint-Pierre.

Références

- Berryman, D. 2008. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Yamaska : Faits saillants 2004-2006*. Québec, ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN 978-2-550-53592-8 (PDF), 22 pages.
- CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Canadian Environmental Quality Guidelines, Vol. 1*. Winnipeg (Manitoba). ISBN 1-896997-34-1.
- Cossa, D., T.-T. Pham, B. Rondeau, S. Proulx, C. Surette et B. Quémerais. 1998. *Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-163, 258 pages.
- De Noyelles, F., W.D. Kettle et D.E. Sinn. 1982. « The response of plankton communities in experimental ponds to atrazine, the most heavily used pesticide in the United States ». *Ecology*, 63 : 1285-1293.
- Désilet, L., et C. Langlois. 1989. *Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent*. Montréal, Environnement Canada – Région du Québec, Direction des eaux intérieures, Centre Saint-Laurent, 90 pages.
- Environnement Canada. 2004 (mise à jour 2007). *Projet – Suivi de la qualité de l'eau*. Description du projet à www.qc.ec.gc.ca/csl/pro/pro023br_f.html (page consultée en mars 2010).
- Forrest, S., et P.-Y. Caux. 1989. « Pesticides in tributaries of the St. Lawrence River (including certain CEPA priority list of substances) », *1987–1988 Program Report*. Environnement Canada – Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Hydrologie et réseaux.
- Gangbazo, G., et A. Le Page. 2005. *Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires*. Québec, ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre. Envirodoq n° ENV/2005/0215, 40 pages.
- Gélinas, P., N. Rousseau, P. Cantin, P. Cardinal et N. Roy. 2004. *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé, caractérisation de l'eau souterraine dans les sept bassins versants*. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé et des Services sociaux, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec et Institut national de santé

- publique du Québec. ISBN 2-550-43508, Envirodoq ENV/2004/0312, 34 pages + 3 annexes.
- Giroux, I. 2010. *Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2005, 2006 et 2007 et dans des réseaux de distribution d'eau potable*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. 78 pages.
- Giroux, I. 2004. *La présence de pesticides dans l'eau en milieu agricole au Québec*. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement. Envirodoq n° ENV/2004/0309, rapport n° QE/151, 40 pages.
- Giroux, I. 2002. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec – Campagnes d'échantillonnage de 1999, 2000 et 2001 et évolution temporelle de 1992 à 2001*. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement. Envirodoq n° ENV/2002/0365, rapport n° QE/137, 45 pages + 5 annexes.
- Giroux, I., et M. Simoneau. 2008. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Nicolet : Faits saillants 2004-2006*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN 978-2-550-53174-6 (PDF), 21 pages.
- Giroux, I., C. Robert et N. Dassylva. 2006. *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Bilan dans des cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2002, 2003 et 2004, et dans les réseaux de distribution d'eau potable*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Direction des politiques de l'eau et Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. ISBN 2-550-46504-0, Envirodoq n° ENV/2006/013, rapport n° QE/00173, 57 pages + 5 annexes.
- Hayes, T.B., A. Collins, M. Lee, M. Mendoza, N. Noriega, A.A. Stuart et A. Vonk. 2002. « Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses ». *Proceedings of the National Academy of Sciences (US)*, 99 : 5476-5480.
- Huber, W. 1993. « Ecotoxicology relevance of atrazine in aquatic systems ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 53 : 1865-1881.
- Hudon, C. et R. Carignan. 2008. « Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada) ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65 : 1165-1180.
- ISQ – Institut de la statistique du Québec. 2008. *Superficie des grandes cultures, rendement à l'hectare et production par région administrative – Portrait du Québec 2007*.

http://stat.gouv.qc.ca/donstat/econm_finnc/filr_bioal/culture/culture/am110007.htm
(page consultée en octobre 2008).

- Lazorko-Connon, S., et G. Achari. 2009. « Atrazine : Its occurrence and treatment in water ». *Environmental Reviews*, 17 : 199-214.
- MDDEP – Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2007. Compilation à partir de Statistique Canada, *Recensement de l'agriculture de 2006*, www.statcan.ca/francais/freepub/95-629-XIF/2007000/tables_menu_f.htm, extrait le 21 décembre 2007.
- MDDEP – Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2002a. *Les pesticides*. Québec, gouvernement du Québec, section informative sur le site Internet du MDDEP, www.mddep.gouv.qc.ca/pesticides/inter.htm (page consultée en janvier 2010).
- MDDEP – Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2002b. *Critères de la qualité de l'eau de surface*. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-53364-1 (PDF), 424 pages + 12 annexes. www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm (page consultée en janvier 2010).
- MENV – Ministère de l'Environnement. 2002. *L'utilisation des pesticides dans le maïs et le soya – Qualité de l'eau en milieu agricole*. Québec. ISBN 2-2550-40192-1, Envirodoq ENV/2002/0340, 8 pages.
- MENVIQ – Ministère de l'Environnement du Québec. 1990 (mise à jour 1992). *Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*. Québec, Direction de l'expertise scientifique, Service d'évaluation des rejets toxiques. 147 pages. www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/preambule.htm (page consultée en février 2010).
- Meybeck, M., A. Pasco et A. Ragu. 1992. *Établissement des flux polluants dans les rivières*. Paris, Agences de l'Eau/Ministère de l'Environnement. Étude Inter-agences n° 28.
- Painchaud, J. 2007. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François : Faits saillants 2001-2003*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-550-49727-1 (PDF), 19 pages.
- Pereira, W. E., et F. D. Hostettler. 1993. « Nonpoint source contamination of the Mississippi River and its tributaries by herbicides ». *Environmental Science & Technology*, 27 : 1542-1552.
- Pham, T.-T., B. Rondeau, H. Sabik, S. Proulx et D. Cossa. 2000. « Lake Ontario: The predominant source of triazine herbicides in the St. Lawrence River ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 : 78-85.

- Poissant, L., C. Beauvais, M. Conruyt et N. Copin. 2008. *Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales : Démonstration et validation (2006-2008) – Bassin de la Yamaska. Rapport de troisième étape*. Environnement Canada, Division de la recherche sur la protection des écosystèmes aquatiques du Centre Saint-Laurent, 101 pages.
- Relyea, R.A. 2009. « A cocktail of contaminants: How mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities ». *Oecologia*, 159 (2) : 363-376.
- Relyea, R.A. 2005. « The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities ». *Ecological Applications*, 15 (2) : 618-627.
- Rondeau, B. 2005. *La qualité de l'eau du secteur fluvial – La contamination par les toxiques – 2^e édition*. Environnement Canada – Région du Québec et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Fiche d'information de la collection « Suivi de l'état du Saint-Laurent », Saint-Laurent Vision 2000, ISBN 0-662-88163-X, En4-20/2002F, 6 pages.
- Rondeau, B. 1996. *Pesticides dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent 1989-1991*. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, rapport scientifique et technique ST-62, 58 pages.
- Rousseau, N., N. Roy, P. Cantin et P. Cardinal. 2004. *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé – Méthodologie*. MENV, MSSS, MAPAQ, INSPQ. ISBN 2-550-43507, Envirodoq ENV/2004/0311, 35 pages + 11 annexes.
- Santé Canada. 1987 (mise à jour 2009). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Documentation à l'appui : Le glyphosate*. Accédé en ligne au www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/glyphosate/index-fra.php en mars 2010.
- Schottler, S.P., et S.J. Eisenreich. 1997. « Mass balance model to quantify atrazine sources, transformation rates, and trends in the Great Lakes ». *Environmental Science & Technology*, 31 : 2616-2625.
- Squillace, P.J. et E.M. Thurman. 1992. « Herbicide transport in rivers : Importance of hydrology and geochemistry in nonpoint-source contamination », *Environmental Science & Technology*, 26 : 538-545.

Annexes

1 Exemples de pesticides utilisés pour la culture du maïs et du soya

Types de pesticides	Ingrédient actif	Nom commercial	Maïs	Soya
Herbicides	Atrazine	480 SU, AATREX	√	
	Atrazine/dicamba	MARKSMAN	√	
	Bentazone	BASAGRAN	√	√
	Bromoxynil	PARDNER	√	
	Clopylaride/flumétsulam	FIELDSTAR	√	
	2,4-D	2,4-D AMINE	√	
	2,4-DB	CALIBER, COBUTOX	√	
	Dicamba	BANVEL	√	
	Diclofop-méthyl	HOE-GRASS		√
	Diméthénamide	FRONTIER	√	√
	EPTC	ÉRADICANE, EPTAM	√	
	Éthalfuraline	EDGE D.C.		√
	Flumetsulam	FLUMETSULAM	√	
	Flumetsulam/s-métolachlore	BROADSTRIKE/DUAL MAGNUM		√
	Flumetsulam/trifluraline	BROADSTRIKE/TREFLAN		√
	Glyphosate	ROUNDUP, GLYFOS	√	√
	Imazéthapyr	PURSUIT	√	√
	Imazéthapyr/atrazine	PATRIOT	√	
	Imazéthapyr/pendiméthaline	VALOR		√
	Linuron	LOROX, LINURON	√	√
	MCPA	MCPA amine, sodium ou potassium	√	
	MCPB/MCPA	CLOVITOX	√	
	s-Métolachlore	DUAL MAGNUM		√
	s-Métolachlore/benoxacor	DUAL II MAGNUM	√	
	s-Métolachlore/benoxacor/atrazine	PRIMEXTRA II MAGNUM	√	
	Métribuzine	SENCOR, LEXONE, METRIBUZINE	√	√
	Nicosulfuron	ACCENT	√	
	Rimsulfuron	ELIM	√	
Rimsulfuron/nicosulfuron	ULTIM	√		
Simazine	SIMAZINE, PRINCEP NINE T	√		
Trifluraline	TREFLAN, RIVAL		√	
Insecticides	Acéphate	ORTHENE	√	
	<i>Bacillus thuringensis</i> (Bt)	DIPEL	√	
	Carbaryl	SEVIN	√	
	Carbofuran	FURADAN	√	
	Chlorpyrifos	LORSBAN, PYRIFOS	√	
	Diméthoate	CYGON, LAGON		√
	Endosulfan	THIODAN, THIONEX	√	
	Méthomyl	LANNATE	√	
	Téfluthrine	FORCE	√	
	Trichlorfon	DYLOX	√	
Fongicides	Chlorothalonil	BRAVO	√	
	Propiconazole	TILT	√	√

2 Information sur les critères associés à la détection de pesticides

L'information présentée dans cette annexe est tirée de Giroux (2002 et 2004) et de Giroux *et al.* (2006) et peut également être consultée sur le site Internet du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec au www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm, de même que sur le site Internet du Conseil canadien des ministres de l'environnement au www.ccme.ca/publications/cegg-rcqe.fr.html.

Les critères de qualité de l'eau sont établis en tenant compte de la toxicité d'une seule substance et de certaines conditions du milieu, comme le pH, la température, la dureté de l'eau, etc. Ils ne tiennent pas compte de la toxicité des produits de dégradation des pesticides qui peuvent être plus toxiques que leurs produits parents, ni des effets perturbateurs possibles du système endocrinien. En outre, puisque les organismes aquatiques sont souvent exposés à de nombreux contaminants, soit simultanément ou de façon séquentielle, les risques écotoxicologiques pourraient ainsi être sous-estimés.

Critère pour la protection de la vie aquatique (toxicité aquatique chronique)

Ce critère sert à évaluer le risque pour les espèces aquatiques et correspond à la concentration maximale d'un produit (un ou des pesticides dans ce cas-ci) à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pendant toute leur vie sans subir d'effets néfastes. Ce critère est établi à partir d'études sur différentes espèces aquatiques. L'espèce la plus sensible à chacun des produits détermine la valeur du critère.

De légers écarts épisodiques au-dessus du critère ne causeront pas nécessairement d'effets néfastes sur les espèces aquatiques. Cependant, puisque le cycle de vie de certains organismes aquatiques peut être très court, des effets néfastes pourraient avoir lieu si la concentration de ces produits est maintenue au-dessus du critère pendant plus de quatre jours ou lorsque les concentrations sont nettement au-dessus du critère de toxicité chronique. Le critère retenu pour la protection de la vie aquatique est généralement plus sévère (valeur plus faible) que le critère retenu pour la qualité de l'eau potable, puisqu'il intègre l'exposition d'espèces aquatiques parfois très sensibles (algues, insectes, poissons, etc.).

Des critères de qualité de l'eau n'ont pas été établis pour tous les pesticides. Un critère provisoire a été calculé pour certains pesticides selon la méthode de calcul des critères de la

qualité de l'eau pour les substances toxiques (MENVIQ, 1990) décrite sur le site www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/preambule.htm. De plus, le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique de certains pesticides tels que l'azinphos-méthyl, le chlorpyrifos et le diazinon est inférieur à la limite de détection de la méthode analytique. Dès que ces pesticides sont détectés dans l'eau, ils dépassent automatiquement le critère de qualité. Toutefois, lorsqu'ils ne sont pas détectés dans l'eau, cela n'assure pas qu'ils ne soient pas présents en concentrations dommageables pour la vie aquatique.

3 Statistiques descriptives par tributaire agricole pour les pesticides ayant une fréquence de détection de 45 % et plus par année entre le 30 mai et le 30 août

Rivière Nicolet

Pesticide	Année	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Moyenne ± écart-type (ng/L)	Médiane (ng/L)	Concentrations minimale-maximale (ng/L)
Atrazine	2003	13	100	126 ± 87	130	30-360
	2004	12	100	200 ± 204	145	30-750
	2005	13	100	238 ± 395	60	50-1400
	2006	9	100	286 ± 387	170	60-1300
	2007	11	100	242 ± 298	150	30-1100
	2008	13	77	135 ± 174	80	20-560
Atrazine dééthylée	2003	13	46	36 ± 24	20	40-100
	2005	13	46	41 ± 30	20	40-120
	2006	9	67	37 ± 21	40	40-80
	2007	11	55	36 ± 25	31	31-82
	2008	13	46	30 ± 19	15	30-70
Dicamba	2003	13	46	38 ± 47	15	30-190
	2004	12	58	39 ± 27	35	30-100
	2005	12	50	193 ± 450	23	20-1600
	2006	9	56	62 ± 98	30	30-320
	2007	9	56	56 ± 55	40	40-180
MCPA	2006	9	78	157 ± 355	50	10-1100
Métolachlore	2003	13	62	26 ± 37	10	10-140
	2004	12	58	15 ± 12	10	10-40
	2006	9	100	153 ± 229	60	10-610
	2007	11	82	85 ± 157	33	13-550
	2008	13	69	52 ± 96	20	10-360

Rivière Saint-François

Pesticide	Année	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Moyenne ± écart-type (ng/L)	Médiane (ng/L)	Concentrations minimale-maximale (ng/L)
2,4-D	2008	13	46	32 ± 31	10	20-100
Atrazine	2003	10	70	69 ± 94	25	20-300
	2004	11	64	72 ± 93	50	50-330
	2005	13	92	52 ± 41	40	20-130
	2006	9	100	76 ± 53	50	30-170
	2007	12	83	54 ± 48	41	21-170
	2008	13	54	57 ± 74	30	30-240
Métolachlore	2006	9	78	23 ± 20	20	10-70
	2007	12	67	24 ± 25	16	12-86
	2008	13	62	22 ± 27	10	10-90

Rivière Yamaska

Pesticide	Année	<i>n</i>	Fréquence de détection (%)	Moyenne ± écart-type (ng/L)	Médiane (ng/L)	Concentrations minimale-maximale (ng/L)
2,4-D	2004	10	50	23 ± 22	15	20-80
Atrazine	2003	13	100	508 ± 555	320	120-2200
	2004	10	100	340 ± 266	215	60-890
	2005	13	100	291 ± 243	190	20-810
	2006	9	100	417 ± 382	290	70-1200
	2007	11	100	473 ± 444	330	61-1600
	2008	13	100	531 ± 475	480	30-1300
<i>Atrazine dééthylée</i>	2003	13	92	102 ± 66	90	50-280
	2004	10	80	94 ± 81	65	40-280
	2005	13	85	74 ± 40	70	40-150
	2006	9	78	61 ± 57	50	30-200
	2007	12	100	71 ± 34	68	34-130
	2008	13	100	95 ± 52	90	30-190
Bentazone	2003	13	69	111 ± 88	100	90-270
	2004	10	60	116 ± 185	45	40-600
	2005	13	85	494 ± 1242	110	60-4600
	2006	9	78	132 ± 147	70	40-460
	2007	6	50	60 ± 49	40	60-120
	2008	11	100	153 ± 96	180	50-290
Dicamba	2003	13	85	248 ± 507	80	30-1900
	2004	10	90	173 ± 135	115	50-410
	2005	13	77	278 ± 703	50	30-2600
	2006	9	56	110 ± 171	40	40-540
	2007	6	83	73 ± 65	40	30-160
	2008	11	64	75 ± 91	40	30-320
Diméthénamide	2003	13	92	82 ± 138	30	20-520
	2004	10	80	45 ± 37	30	20-120
	2005	13	46	34 ± 34	10	20-100
Glyphosate	2007	12	83	64 ± 27	66	46-110
	2008	13	77	158 ± 134	140	40-400
AMPA	2007	12	100	429 ± 183	410	210-860
	2008	13	85	315 ± 138	330	210-620
MCPA	2006	9	56	31 ± 30	30	30-90
Métolachlore	2003	13	100	325 ± 353	190	90-1400
	2004	9	100	290 ± 244	200	60-730
	2005	14	100	152 ± 138	110	30-520
	2006	9	100	227 ± 195	140	40-570
	2007	11	100	303 ± 263	230	46-840
	2008	13	100	332 ± 376	210	30-1300

Note : Les minimums réfèrent aux valeurs minimales observées sur le terrain et non à la moitié de la LDM.

Lorsque la fréquence de détection est près de 50 %, la médiane atteint ou est plus faible que la concentration minimale observée, puisqu'une valeur égale à la moitié de la LDM est associée aux dates où le pesticide n'a pas été détecté.

La fréquence de détection d'un pesticide pour une année particulière peut être égale ou supérieure à 45 %, même si elle est inférieure à 45 % pour toute la période de 2003 à 2008 au tableau 4.

Le glyphosate et l'AMPA ont été analysés à partir de 2007 dans la rivière Yamaska seulement.

4 Sommaire du nombre de détections des pesticides analysés par année

Pesticides	Rivière Nicolet						Rivière Saint-François						Rivière Yamaska					
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Herbicides																		
2,4,5-T																		
2,4-D	1	5	1	1				4	5	1	3	7	4	7	5	2		2
2,4-DB		2		2											1			
Atrazine	13	13	15	9	12	12	7	7	13	9	11	7	14	12	15	13	13	19
<i>Atrazine dééthylée</i>	6	5	6	6	6	6				1	1	3	12	8	11	8	12	13
<i>Atrazine déisopropylée</i>		1		1	1	1				2		2	2	2	1	4	3	6
Bentazone	3	5	3	4	1	2							9	6	12	10	3	11
Bromoxynil								1					1	1	1	1		
Butilate																		
Chloroxuron			1															
Clopyralide				1									3	3	1			
Cyanazine																		
Dicamba	6	8	6	5	5	3		2	3	2	4	4	11	10	10	5	5	8
Dichlorprop																		
Diclofop-méthyle																		
Diméthénamide													12	10	7	2	4	2
Dinosèbe																		
Diuron			1															
EPTC															1			1
Fénoprop (Silvex)																		
Flumetsulam ²														3				
Glyphosate ¹																	10	10
<i>AMPA</i> ¹																	13	18
Imazéthapyr ²														1				
Linuron			1															
MCPA	2	3	4	7	3	4	1		1	1			3	2	5	5	2	5

Pesticides	Rivière Nicolet						Rivière Saint-François						Rivière Yamaska					
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Insecticides (suite)																		
Mévinfos																		
Parathion																		
Parathion-méthyl																		
Phorate																		
Phosalone																		
Terbufos																		
Fongicides																		
Chlorothalonil							1						1					
Myclobutanil			1				1											2
Nombre de détections totales	43	58	47	48	38	40	15	22	28	26	29	34	95	89	94	68	78	121
Détections d'herbicides	42	56	44	46	38	39	11	22	25	24	29	33	94	87	94	68	78	117
Détections d'insecticides	1	2	2	2	0	1	2	0	3	2	0	1	0	2	0	0	0	2
Détections de fongicides	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Nombre de pesticides détectés	10	12	12	12	7	8	6	7	7	10	6	8	15	17	15	13	10	16
N ^{bre} d'herbicides détectés	9	11	10	11	7	7	4	7	6	8	6	7	14	16	15	13	10	13
N ^{bre} d'insecticides détectés	1	1	1	1	0	1	1	0	1	2	0	1	0	1	0	0	0	2
N ^{bre} de fongicides détectés	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1

www.ec.gc.ca

Pour des renseignements supplémentaires :

Environnement Canada

Infomathèque

351, boulevard Saint-Joseph

Place Vincent-Massey, 8^e étage

Gatineau (Québec) K1A 0H3

Téléphone : 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800

Télécopieur : 819-994-1412

ATS : 819-994-0736

Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca