

**Contaminants d'intérêt émergent,  
substances toxiques et état des  
communautés de poissons  
dans des cours d'eau  
de la Montérégie et de l'Estrie**



### **Coordination et rédaction**

Cette publication a été réalisée par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC).

### **Renseignements**

Pour tout renseignement, vous pouvez remplir le formulaire à l'adresse suivante :

<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/ministere/rejoindr/reseign.htm>

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

Télécopieur : 418 646-5974

Ce document peut être consulté sur le site du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques au [www.mddelcc.gouv.qc.ca](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca).

### **Référence à citer**

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2017. *Contaminants d'intérêt émergent, substances toxiques et état des communautés de poissons dans des cours d'eau de la Montérégie et de l'Estrie*. 62 p. [En ligne].

[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/toxique/monteregie-estrie/contaminant-emergent.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/toxique/monteregie-estrie/contaminant-emergent.pdf).

Dépôt légal – 2017  
Bibliothèque et Archives nationales du Québec  
ISBN 978-2-550-76344-4 (en ligne)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec, 2017

## RÉALISATION

### Rédaction

David Berryman  
Yvon Richard

### Révision scientifique

Sylvie Cloutier  
Mélanie Desrosiers  
Isabelle Guay  
Myriam Rondeau\*  
Gaëlle Triffault-Bouchet

### Échantillonnage

Roger Audet  
Jean-Philippe Baillargeon  
Guillaume Desrosiers  
Sylvie Legendre  
René Therreault

### Analyses de laboratoire

Christian Bastien  
Christian DeBlois  
Annick Dion-Fortin  
Marie-Claire Grenon  
Steeve Roberge  
Éloïse Veilleux

\* Environnement Canada. Les autres participants sont du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

### Mots clés :

Contaminants d'intérêt émergent, substances toxiques, métaux, communauté piscicole, IIB, poisson, rivière Châteauguay, rivière Richelieu, rivière Yamaska, rivière Saint-François, Estrie, Montérégie.



## TABLE DES MATIÈRES

Introduction	1
1. Méthodologie	2
1.1 Échantillonnage et analyses au laboratoire	2
1.2 Interprétation des données	6
2. Résultats	7
2.1 Contaminants mesurés dans l'eau	7
2.1.1 Médicaments	7
2.1.2 Hormones	13
2.1.3 Composés perfluorés	13
2.1.4 Bisphénol-A	17
2.1.5 Phtalates	18
2.1.6 Nonylphénol et octylphénol	19
2.1.7 Autres composés organiques	21
2.1.8 Métaux dissous	23
2.1.9 Toxicité pour les algues unicellulaires	34
2.2 Contaminants mesurés dans le poisson	35
2.2.1 Espèce et taille des poissons analysés	35
2.2.2 BPC	36
2.2.3 Dioxines et furannes chlorés et BPC planaires	38
2.2.4 PBDE et autres retardateurs de flamme	39
2.2.5 Naphtalènes chlorés	41
2.3 État des communautés de poissons	43
3. Synthèse et faits saillants	44
Conclusion	50

Références bibliographiques	51
Annexes	55

## LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Substances analysées et leurs limites de détection .....	56
Annexe 2	Facteurs d'équivalence toxique pour les dioxines et les furannes chlorés et les BPC planaires* .....	63
Annexe 3	Localisation des stations d'échantillonnage des poissons .....	64
Annexe 4	Abondance et biomasse (g) des espèces de poissons capturées .....	65
Annexe 5	Valeurs de chacune des variables et codification retenue [ ] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique (IIB) .....	67

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Stations d'échantillonnage .....	2
Tableau 2	Taux de dilution des principaux rejets en amont des sites échantillonnés <sup>1</sup> .....	3
Tableau 3	Méthodes d'analyse en laboratoire .....	4
Tableau 4	Variables et cotes de l'indice d'intégrité biotique (IIB) des communautés de poissons (Richard, 1994 et 1996, adapté de Karr, 1991) .....	7
Tableau 5	Critères de qualité de l'eau pour les métaux <sup>1</sup> .....	23
Tableau 6	Espèces et classes de taille de poissons analysées en fonction de la station d'échantillonnage .....	36
Tableau 7	Dépassements des critères de PBDE pour la protection des poissons et de la faune terrestre piscivore <sup>1</sup> .....	40
Tableau 8	Synthèse des résultats par site d'échantillonnage .....	45

## LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage .....	2
Figure 2	Acide salicylique et acétaminophène : concentration maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	9
Figure 3	Ibuprofène et naproxène : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	10
Figure 4	Caféine et triclosan : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	12
Figure 5	Sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et acide perfluorooctanoïque (PFOA) : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	14
Figure 6	Acide perfluorononanoïque (PFNA) et acide perfluoroundécanoïque (PFUdA) : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	15
Figure 7	Sulfonate de perfluorohexane (PFHxS) et perfluorooctane sulfonamide (PFOSA) : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	16

Figure 8	Bisphénol-A : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	17
Figure 9	Butylbenzylphthalate et bis(2-éthylhexyl) phtalate : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage.....	19
Figure 10	4-ter-octylphénol et nonylphénol de grade technique : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage.....	20
Figure 11	Bis(2-chloroéthyle) éther et 1,4-dichlorobenzène : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage.....	22
Figure 12	Aluminium et argent dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	25
Figure 13	Arsenic et bore dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	26
Figure 14	Baryum et cadmium dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	27
Figure 15	Cobalt et chrome dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	28
Figure 16	Cuivre et fer dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	29
Figure 17	Manganèse et molybdène dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	30
Figure 18	Nickel et plomb dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	31
Figure 19	Antimoine et strontium dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	32
Figure 20	Uranium et vanadium dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	33
Figure 21	Zinc dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	34
Figure 22	Toxicité pour l'algue <i>P. subcapitata</i> : maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage .....	35
Figure 23	Concentrations de BPC totaux dans les poissons (somme de 8 familles de congénères).....	37
Figure 24	Diminution des concentrations de BPC totaux dans les meuniers noirs entiers de taille moyenne de la rivière Yamaska Nord en aval de Granby, de 1995 à 2011 .....	37
Figure 25	Concentrations de dioxines et furannes chlorés et de BPC planaires dans les poissons en équivalents toxiques de 2,3,7,8-TCDD (EPA, 2008) pour les mammifères et les oiseaux piscivores .....	38
Figure 26	Concentrations de PBDE dans les poissons .....	40
Figure 27	Concentrations d'hexabromobiphényle dans les poissons.....	41
Figure 28	Exemple de naphtalène chloré .....	42
Figure 29	Concentrations de polychloronaphtalènes dans les poissons.....	42
Figure 30	Valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la communauté de poissons .....	43
Figure 31	Taux d'anomalies de type DELT chez les poissons .....	44

## INTRODUCTION

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) a le mandat de suivre l'état des lacs et des cours d'eau du Québec et de produire des rapports sur l'état de ces milieux. Pour ce faire, il exploite notamment des réseaux de suivi de la qualité de l'eau, constitués d'un grand nombre de sites où l'on échantillonne l'eau sur une base régulière, afin de mesurer les concentrations de phosphore, de coliformes fécaux, de matières en suspension et d'autres paramètres courants de la qualité de l'eau.

En plus de ces paramètres courants, le Ministère doit exercer un suivi pour des substances plus complexes, comme les BPC, les dioxines et les furannes chlorés et tous les contaminants dits émergents, comme les polybromodiphényléthers (PBDE), les composés perfluorés, les antibiotiques et autres médicaments, etc. Les coûts pour l'analyse de ces composés complexes sont élevés et, pour cette raison, on ne peut en faire le suivi dans le cadre de grands réseaux de suivi, qui génèrent beaucoup d'échantillons d'eau à analyser sur de longues périodes. Le suivi de ces substances se fait plutôt par des projets spéciaux, d'une durée limitée, qui visent des substances, des sites ou des problèmes particuliers.

Le suivi des milieux aquatiques ne se limite pas à la mesure des contaminants. Le Ministère doit aussi vérifier si les différentes formes de vie qui habitent les lacs et les cours d'eau se maintiennent ou, à l'inverse, s'il y a une perte progressive de leur intégrité. Pour répondre à cette question, le Ministère procède à des échantillonnages qui visent à mesurer l'abondance, la diversité et l'état général de certaines catégories d'organismes aquatiques, dont les poissons. Comme pour les substances toxiques, le suivi des communautés de poissons ne peut être réalisé dans le cadre des grands réseaux de suivi à échantillonnage fréquent et récurrent.

Ainsi, en 2010, le Ministère a lancé le Suivi régional rotatif des contaminants émergents et des communautés de poissons. Un premier objectif de ce suivi est de vérifier, d'une part, si les concentrations de contaminants émergents et de substances toxiques dans les cours d'eau à l'étude dépassent les critères de qualité disponibles pour ces substances et, d'autre part, si ces concentrations sont élevées en comparaison de celles rapportées dans la documentation scientifique pour d'autres cours d'eau. Le suivi vise aussi à vérifier l'état des communautés de poissons dans les cours d'eau à l'étude, par des mesures portant notamment sur la diversité d'espèces de poissons recensées, la présence ou non d'espèces sensibles à la pollution, la fréquence d'anomalies physiques externes, etc.

Le suivi vise les endroits où les pressions de pollution sont plus fortes, comme l'aval des villes ou des industries de grande taille. La sélection des sites tient compte aussi de la taille des cours d'eau par rapport à leurs sources de contaminants, c'est-à-dire la capacité de dilution du milieu. De 10 à 15 sites sont sélectionnés dans la région à l'étude et l'eau y est échantillonnée mensuellement, quatre ou cinq fois, de mai à septembre. Les échantillons d'eau sont analysés pour un grand nombre de contaminants : métaux, résidus de médicaments, détergents de type nonylphénols éthoxylés, composés perfluorés, hormones, composés organiques semi-volatils, etc. Les paramètres analysés peuvent varier selon les régions et les stations. Chaque site fait aussi l'objet d'une pêche scientifique, ce qui permet d'évaluer l'abondance, la diversité d'espèces et l'état de santé général des poissons qui s'y trouvent. Les contaminants persistants et bioaccumulables, comme les BPC et les PBDE, sont analysés dans des poissons issus de cette pêche plutôt que dans les échantillons d'eau. De plus, la chair des poissons d'intérêt sportif est analysée pour le mercure et quelques autres contaminants, ce qui fournit des données pour le *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*.

Le suivi ne cherche pas à expliquer l'état des communautés de poissons à partir des résultats obtenus pour les contaminants mesurés. La raison est que de nombreux autres contaminants, non mesurés dans la présente étude, ainsi que d'autres facteurs, comme ceux reliés à la qualité de l'habitat, peuvent avoir des effets sur les communautés de poissons.

# 1. MÉTHODOLOGIE

## 1.1 Échantillonnage et analyses au laboratoire

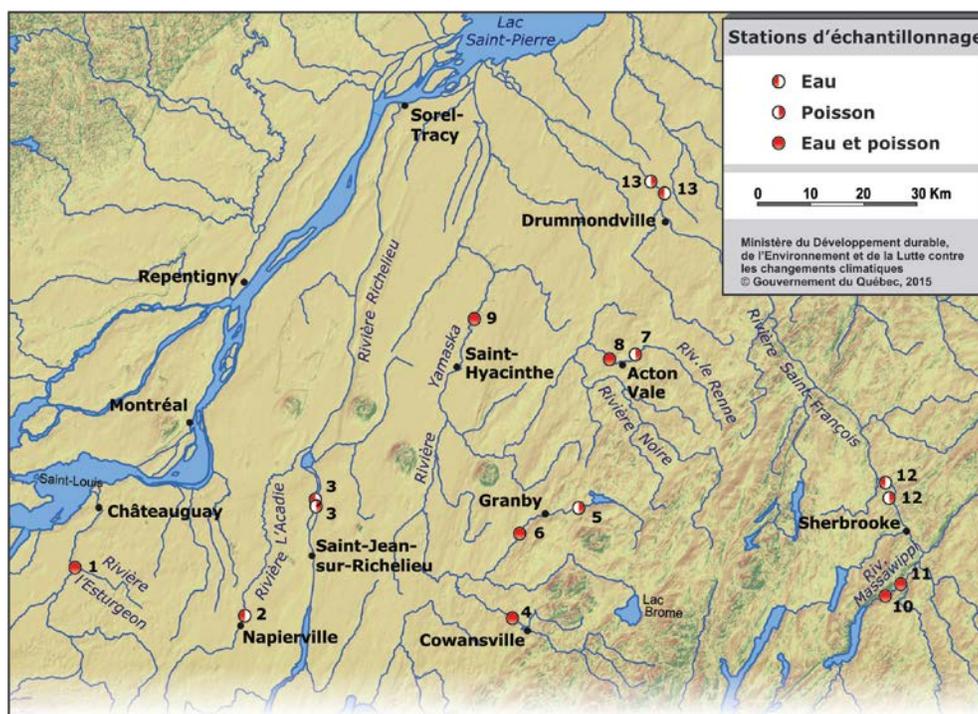
Le tableau 1 présente la liste des sites échantillonnés en Estrie et en Montérégie en 2010-2011, ainsi que la composante de l'écosystème (eau, poissons) échantillonnée à chaque station. La figure 1 présente la localisation des stations d'échantillonnage. Les sites retenus sont situés en aval de villes d'importance (Saint-Jean-sur-Richelieu, Granby, Saint-Hyacinthe, Sherbrooke et Drummondville), d'endroits où le taux de dilution de l'effluent municipal est faible (Cowansville et Acton Vale) ou de sources particulières de contaminants (lagunes de Mercier et ancien site minier Eustis-Capel).

**Tableau 1 Stations d'échantillonnage**

Bassin	Cours d'eau	Site	Description	Numéro		Composante échantillonnée	
				Figure 1	BQMA*	Eau	Poissons
Châteauguay	l'Esturgeon	Aval des lagunes de Mercier	au pont de la route 138 à Sainte-Martine	1	3090025	X	X
Richelieu	L'Acadie Richelieu	Aval de Napierville	entre les no civiques 417 et 419 de la route 219	2	3040165	X	
		Aval de St-Jean-sur-Richelieu	en aval du barrage Fryers	3	3040010	X	
		Aval de St-Jean-sur-Richelieu	en aval de l'île Sainte-Thérèse, à 78,7 km de l'embouchure	3	3040098		X
Yamaska	Yamaska Sud-Est Yamaska Nord	Aval de Cowansville	en aval immédiat du pont de la route 139	4	3030115	X	X
		Amont de Granby	Yamaska Nord, à la plage Darby, à 29,7 km de l'embouchure	5	3030233		X
	Le Renne	Aval de Granby	au pont de la route 139	6	3030027	X	X
		Amont d'Acton Vale	au pont à 2 km en amont d'Acton Vale	7	3030116		X
	Yamaska	Aval d'Acton Vale	au pont de la route Tétreault	8	3030346	X	X
		Aval de St-Hyacinthe	en amont de Saint-Simon, à 53,8 km de l'embouchure	9	3030214	X	X
St-François	Massawippi	Amont de l'ancien site minier Eustis	en amont de l'embouchure du ruisseau Eustis	10	3020253	X	X
		Aval de l'ancien site minier Eustis	en aval de l'embouchure du ruisseau Eustis	11	3020254	X	X
	St-François	Aval de Sherbrooke	au pont de la route 143 à Sherbrooke (Bromptonville)	12	3020035	X	
		Aval de Sherbrooke	en amont de Bromptonville, à 137,1 km de l'embouchure	12	3020231		X
		Effluent de Drummondville	dans l'émissaire de la station de traitement des eaux usées de Drummondville**	13		X	
		Aval de Drummondville	à 0,5 km en aval de l'île Rocheleau	13	3020069		X

\* numéro de la station dans la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique du MDDELCC

\*\* échantillonnage dans l'émissaire de la station de traitement des eaux usées plutôt que dans la rivière.



**Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage**

La taille des cours d'eau échantillonnés et le taux de dilution des sources de contaminants situées en amont des stations d'échantillonnage varient beaucoup selon les sites échantillonnés (tableau 2). À une extrémité du spectre, les rejets de Napierville, de Cowansville et d'Acton Vale se font dans des petits cours d'eau et leur débit est presque aussi élevé que celui du cours d'eau récepteur, lorsque celui-ci est en étiage. À l'autre extrême, les rejets de Drummondville et de Saint-Jean-sur-Richelieu se font dans de grands cours d'eau, soit les rivières Saint-François et Richelieu. Même s'ils proviennent de villes d'assez grande taille, ces rejets ne représentent respectivement que 9,5 et 2,3 % du débit d'étiage du cours d'eau récepteur au point de rejet (Cloutier, 2016). La distance entre le point de rejet et la station d'échantillonnage est elle aussi variable, allant de seulement 800 m, à Cowansville, à 7,6 km, à Saint-Hyacinthe.

**Tableau 2 Taux de dilution des principaux rejets en amont des sites échantillonnés<sup>1</sup>**

Site	Cours d'eau récepteur	Dilution en étiage 7Q10
Lagunes de Mercier	l'Esturgeon	< 1
Napierville	l'Acadie	NSP <sup>2</sup>
Saint-Jean-sur-Richelieu	Richelieu	43
Cowansville	Yamaska Sud-Est	1,2
Granby	Yamaska Nord	1,6
Acton Vale	Le Renne	1,1 <sup>3</sup>
Saint-Hyacinthe	Yamaska	2
Ancien site minier Eustis	Massawippi	NSP <sup>4</sup>
Sherbrooke	Saint-François	8,3
Drummondville	Saint-François	10,5

7Q10 : étiage d'une durée de 7 jours à récurrence de 10 ans.

NSP : ne s'applique pas.

1 : sources : Cloutier et Lachapelle, 2016.

2 : la station est en aval du centre du village, mais en amont du rejet municipal.

3 : taux de dilution 7Q2, étiage de 7 jours à récurrence de 2 ans.

4 : l'ancien site minier s'écoule par drainage de surface et non par un effluent.

Le Suivi régional rotatif étant alors en démarrage, l'eau a été échantillonnée en 2010 et le poisson, en 2011. Comme le montre le tableau 1, il n'y a pas eu de pêche à la station de la rivière L'Acadie, à cause de conditions climatiques difficiles (pluie abondante et débit trop élevé). De plus, en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu, de Sherbrooke et de Drummondville, l'eau et les poissons n'ont pas été échantillonnés exactement au même endroit, pour des questions d'accès à la rivière.

À Drummondville, l'eau a été échantillonnée à l'effluent de la station de traitement des eaux usées plutôt que dans le cours d'eau, car il aurait été difficile d'échantillonner la rivière dans sa partie exposée au rejet. Pour fournir une estimation des concentrations résultantes dans la rivière, il faut diviser les concentrations mesurées dans l'effluent par son taux de dilution dans le cours d'eau. Or, si le débit d'une station de traitement des eaux usées est relativement stable, celui d'une rivière varie beaucoup et le choix du débit du cours d'eau utilisé pour faire les calculs a une grande influence sur les résultats. Par exemple, lors des cinq tournées d'échantillonnage de la présente étude, le débit de la rivière Saint-François, à la hauteur de Drummondville, a varié entre 84 et 881 fois le débit de la station de traitement des eaux usées, avec une médiane de 154 fois (Lévesque, 2012). Lorsqu'elles sont divisées par des facteurs aussi grands, les concentrations mesurées dans l'effluent deviennent très basses, presque toutes inférieures aux limites de détection des méthodes d'analyse et aux valeurs mesurées dans les cours d'eau, aux autres stations d'échantillonnage. Il faut aussi signaler que de telles concentrations ne

sont atteintes que là où l'effluent de Drummondville est dilué sur l'ensemble de la largeur de la rivière Saint-François, soit à environ 10 km en aval du point de rejet (Veilleux, 2015).

Il a été jugé préférable de présenter les données de Drummondville selon un scénario de dilution plus exigeant, fréquemment utilisé pour le calcul d'objectifs environnementaux de rejet (MDDEP, 2007). Le débit considéré est celui qui correspond à un étiage de 7 jours à récurrence de 10 ans et la dilution est calculée à 300 m du point de rejet plutôt qu'à plein mélange. Dans ces conditions, le facteur de dilution de l'effluent de Drummondville est de 10,5 (Dufour, 2012). C'est par ce facteur qu'ont été divisées les concentrations mesurées dans l'effluent de Drummondville. Il est à noter que dans ces conditions, le panache de diffusion de l'effluent n'a qu'une largeur d'environ 13 m sur les 250 m de largeur de la rivière.

Dans les graphiques des résultats, les concentrations associées à l'effluent de Drummondville représentent donc une sorte de maximum de la part attribuable à la ville, en conditions d'étiage et à proximité (300 m) du point de rejet. Il ne s'agit pas d'une estimation des concentrations réelles dans le cours d'eau, qui sont aussi affectées par les apports de l'amont. Lors des crues notamment, l'eau de la rivière peut contenir beaucoup plus de matières en suspension que l'effluent municipal, dont l'eau a été traitée deux fois : une première fois à l'usine de production d'eau potable et une seconde fois lors du traitement des eaux usées.

L'échantillonnage de l'eau a été fait à cinq reprises, soit les 1<sup>er</sup> et 2 juin, 6 et 7 juillet, 3 et 4 août, 14 et 15 septembre et 5 et 6 octobre 2010. Selon la voie d'accès au cours d'eau, l'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'un porte-bouteille descendu dans la rivière avec une corde, à partir d'un pont, ou à gué, en plongeant les bouteilles dans l'eau à la main ou à l'aide d'une perche. Les contenants utilisés et les spécifications quant à la conservation des échantillons varient selon le paramètre analysé (CEAEQ, 2012).

Tous les échantillons ont été analysés au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), qui regroupe les laboratoires du MDDELCC. Le tableau 3 présente la liste des familles de substances analysées dans l'eau et les poissons, totalisant 282 substances individuelles. Ce tableau présente aussi les références en ce qui a trait aux méthodes d'analyse en laboratoire. L'annexe 1 présente la liste détaillée des substances analysées et les limites de détection. En plus d'être analysés pour un grand nombre de contaminants, les échantillons d'eau ont fait l'objet d'un essai de toxicité avec l'algue unicellulaire *Pseudokirchneriella subcapitata*. Cet essai standardisé, fréquemment utilisé pour vérifier la toxicité d'effluents industriels, mesure l'effet de l'échantillon d'eau sur la croissance de l'algue unicellulaire.

**Tableau 3 Méthodes d'analyse en laboratoire**

Famille de substances	Méthode d'analyse*		
	Description sommaire	Numéro	N substances
<b>Mesurées dans l'eau</b>			
Antibiotiques, anti-dépresseur et acétaminophène	chromatographie liquide, spectrométrie de masse en tandem	non disponible	17
Autres médicaments, triclosan et caféine	chromatographie gazeuse, spectrométrie de masse	non disponible	17
Hormones, bisphénol A et autres	chromatographie gazeuse, spectrométrie de masse	non disponible	13
Composés perfluorés	chromatographie liquide, spectrométrie de masse en tandem	non disponible	13
Composés organiques semi-volatils	chromatographie gazeuse, spectrométrie de masse	MA. 400 - COSV 1.0	66
Métaux dissous (échantillonnage par seringues)	spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon	MA. 203 - Mét.Tra. 1.0	21
Toxicité pour les algues unicellulaires	inhibition ou stimulation de la croissance de l'algue <i>P. subcapitata</i>	MA. 500 - P. sub. 1.0	1
<b>Mesurées dans le poisson entier</b>			
BPC, dioxines et furanes, PBDE et naphtalènes chlorés	chromatographie gazeuse, spectrométrie de masse	MA. 400 - BPCR 1.0	134
<b>Total</b>			<b>282</b>

\* pour une description plus complète : [www.ceaeq.gouv.qc.ca/analyses](http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/analyses)

Le choix de l'eau ou du poisson comme composante du milieu à analyser dépend du comportement des substances dans l'environnement aquatique. Les substances plus solubles, comme certains métaux, ont tendance à rester en solution dans l'eau; cette dernière est alors le meilleur vecteur à analyser pour les détecter. À l'inverse, des produits comme les BPC et les PBDE ont tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et c'est les concentrations dans ces derniers qui sont préoccupantes pour la santé des poissons, ainsi que pour la santé des oiseaux et des mammifères piscivores situés plus haut dans la chaîne alimentaire. C'est la raison pour laquelle ces substances sont analysées dans le poisson plutôt que dans l'eau. C'est le poisson entier qui a été analysé, car les concentrations mesurées sont comparées à des critères visant la protection de la faune terrestre piscivore. La chair (partie comestible pour l'humain) de certains spécimens d'intérêt sportif a été analysée, mais aux fins du *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce* (<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/guide/>) plutôt que pour le présent rapport.

Il est à noter que le fait qu'une substance ne soit pas détectée dans l'eau ni dans le poisson ne signifie pas qu'elle soit absente du milieu. Certaines substances peuvent, par exemple, se transformer ou encore se lier aux matières en suspension et sédimenter dans les zones de faible courant. La présente étude ne comprenait pas d'échantillonnage et d'analyse des sédiments. De fait, plusieurs substances peuvent se retrouver dans plus qu'un compartiment de l'écosystème. Par exemple, les BPC peuvent se lier aux matières en suspension dans l'eau, sédimenter dans les zones de faible courant et être absorbés par des organismes benthiques qui sont ensuite ingérés par des poissons.

Les poissons ont été échantillonnés par pêche électrique, une fois par station, entre le 15 août et le 7 septembre 2011, en suivant un protocole en vigueur depuis plusieurs années au Ministère et expliqué par Richard (1994 et 1996). La pêche se fait en appliquant un courant électrique à la masse d'eau, ce qui immobilise les poissons, qui sont alors capturés avec une épuisette. Selon la profondeur d'eau à la station, la pêche se fait à gué ou à partir d'une embarcation. Les poissons capturés sont identifiés à l'espèce et dénombrés, puis un sous-échantillon fait l'objet d'un examen des anomalies externes de type DELT (déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs).

Un certain nombre de poissons ainsi capturés ont été conservés pour les analyses chimiques mentionnées plus haut. Il n'y avait aucune espèce et classe de taille de poisson commune à toutes les stations d'échantillonnage, ce qui est normal compte tenu des différences de taille de cours d'eau et de type d'habitat aux différentes stations. Pour une station donnée, la sélection de l'espèce et de la classe de taille soumise aux analyses chimiques s'est faite sur la base des considérations suivantes :

- les spécimens de grande taille des espèces piscivores (dorés, brochets, achigans) ont d'abord été retenus pour évaluer l'exposition maximale des oiseaux et mammifères piscivores aux contaminants persistants et bioaccumulables;
- en absence de poissons piscivores de grande taille, c'est l'espèce et la classe de taille la plus abondante à la station qui a fait l'objet des analyses;
- aux trois endroits où le cours d'eau a été échantillonné en amont et en aval d'un site d'intérêt, soit dans la rivière Le Renne, à Acton Vale, dans la rivière Yamaska Nord, à Granby, et dans la rivière Massawippi, à l'ancien site minier Eustis-Capel, c'est une espèce et classe de taille présente aux stations amont et aval qui a été retenue.

Aux endroits où plus d'un spécimen était disponible pour l'espèce et la classe de taille retenues pour les analyses, c'est un homogénat des spécimens disponibles, jusqu'à un maximum de 10 individus, qui constituait l'homogénat analysé. Procéder par homogénéisation de plusieurs poissons augmente la représentativité, car l'effet de la variabilité intra-station s'en trouve réduit. Un seul échantillon de poissons a été analysé par station d'échantillonnage, sauf en amont et en aval d'Acton Vale, où il y en a eu trois.

## 1.2 Interprétation des données

Les résultats de l'analyse de l'eau sont comparés aux critères de qualité de l'eau du MDDELCC (MDDEFP, 2013). Pour la plupart des substances détectées, le critère applicable est le critère pour la protection de la vie aquatique en exposition chronique (CVAC). Ce critère correspond à la concentration maximale à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés, durant toute leur vie, sans subir d'effets néfastes.

Pour certains métaux, le CVAC est fonction de la dureté de l'eau : plus la dureté est élevée, plus les critères sont élevés, car le calcium et le magnésium, qui constituent la dureté, confèrent une protection contre la toxicité d'autres métaux. La dureté de l'eau est variable selon les sites d'échantillonnage et les échantillons, mais à des fins de simplification, une dureté de 40 mg/l CaCO<sub>3</sub> (carbonate de calcium) a été utilisée pour tous les échantillons de la présente étude. Cette valeur est la médiane, après arrondissement, des duretés aux stations 03030094 et 03020040 du Réseau-rivières du Québec, situées respectivement dans la partie amont des bassins des rivières Yamaska et Saint-François. La dureté à la plupart des sites d'échantillonnage de la présente étude est plus élevée que cette valeur représentative du haut des bassins versants. Les critères basés sur la dureté de 40 mg/l CaCO<sub>3</sub> sont donc plus protecteurs que ceux qui résulteraient de l'utilisation des duretés propres à chacune des stations.

Pour de nombreux contaminants émergents, il n'y a pas de critères de qualité de l'eau auxquels les concentrations mesurées peuvent être comparées. Principalement pour ces cas, les résultats sont comparés à ceux obtenus dans le cadre de suivis d'autres cours d'eau au Québec, ailleurs au Canada, aux États-Unis ou en Europe. Les études d'où proviennent ces comparables varient selon les substances et sont citées à même l'exposé des résultats (section 2).

Les essais de toxicité avec l'algue *P. subcapitata* sont conduits avec de l'eau de l'échantillon à analyser, diluée avec un milieu de culture en laboratoire servant également d'eau témoin. L'essai est réalisé avec une série de dilutions et le résultat rapporté, la CI25, est le pourcentage d'eau de l'échantillon requis pour entraîner 25 % de diminution de la croissance de la densité algale par rapport à ce qui est observé dans l'eau témoin. Le rapport 100/CI25 transforme les résultats en unités toxiques, qui augmentent avec la toxicité. Ce ratio prend la valeur minimale de 1 pour les échantillons qui n'ont pas de toxicité pour l'algue. En fait, des échantillons d'eau non toxiques, mais qui contiennent des éléments nutritifs, peuvent causer une stimulation de la croissance des algues par rapport au témoin. Dans ce cas, le rapport d'analyse porte la mention « stimulation ». Le résultat est alors indicateur d'un potentiel d'eutrophisation du milieu, plutôt qu'une toxicité pour les algues.

Les concentrations des contaminants mesurés dans le poisson sont comparées aux critères pour la protection de la faune terrestre piscivore (CFTP). Ces critères visent à protéger les oiseaux et les mammifères qui s'alimentent de poissons et qui peuvent être affectés par les BPC, les dioxines et furannes, les PBDE et les autres contaminants persistants qui s'accumulent dans la chaîne alimentaire. Les critères utilisés pour les BPC et les dioxines et furannes sont ceux du MDDELCC (MDDEFP, 2013). Pour les PBDE, il s'agit de critères d'Environnement Canada (2013). Dans le cas des dioxines, des furannes et des BPC planaires, les concentrations mesurées sont transformées en équivalents toxiques de la 2,3,7,8-TCDD, la dioxine la plus toxique, à l'aide des facteurs d'équivalence de l'annexe 2.

Les résultats quant aux espèces de poissons capturées, leur dénombrement et les anomalies de type DELT permettent de calculer différentes variables, qui sont ensuite agrégées dans l'indice d'intégrité biotique (tableau 4), qui est un indice de l'état général de la communauté de poissons (Richard, 1994 et 1996).

**Tableau 4 Variables et cotes de l'indice d'intégrité biotique (IIB) des communautés de poissons (Richard, 1994 et 1996, adapté de Karr, 1991)**

Variable	Cote		
	5	3	1
<b>Composition et abondance</b>			
1. IWB-IWBm*	0 - 0,5	0,6 - 1,0	≥ 1,1
2. Nombre d'espèces de catostomidés	≥ 2	1	0
3. Nombre d'espèces intolérantes	≥ 3	1 - 2	0
<b>Organisation trophique</b>			
4. Densité relative des omnivores	≤ 19%	20-45%	≥ 46%
5. Densité relative des cyprinidés insectivores	≥ 46%	45-20%	≤ 19%
6. Densité relative des piscivores	≥ 5,1%	5-1%	≤ 0,9%
<b>Condition des poissons</b>			
7. Proportion des poissons avec des anomalies de type DELT	0-2%	2,1-5%	≥ 5,1%

\*Les cotes de cette variable sont multipliées par deux puisqu'il s'agit d'une variable bipartite qui intègre à la fois la densité et la biomasse des espèces tolérantes à la pollution

Dans le traitement et l'interprétation des données, on a sciemment évité de chercher à établir des relations de cause à effet entre les concentrations de contaminants mesurées dans l'eau ou les poissons et l'état de la communauté de poissons. Les raisons sont les suivantes :

- Plusieurs autres contaminants, non mesurés dans la présente étude, peuvent affecter la communauté de poissons, notamment des paramètres courants de la qualité de l'eau, comme l'azote, le phosphore, les matières en suspension, etc.;
- La communauté peut aussi être affectée par d'autres facteurs que les contaminants, dont ceux liés à la qualité de l'habitat;
- Étant donné le grand nombre de contaminants mesurés dans la présente étude, il est fort possible que certains varient de façon concurrente à l'intégrité de la communauté, sans pour autant qu'il y ait relation de cause à effet.

## 2. RÉSULTATS

### 2.1 Contaminants mesurés dans l'eau

#### 2.1.1 Médicaments

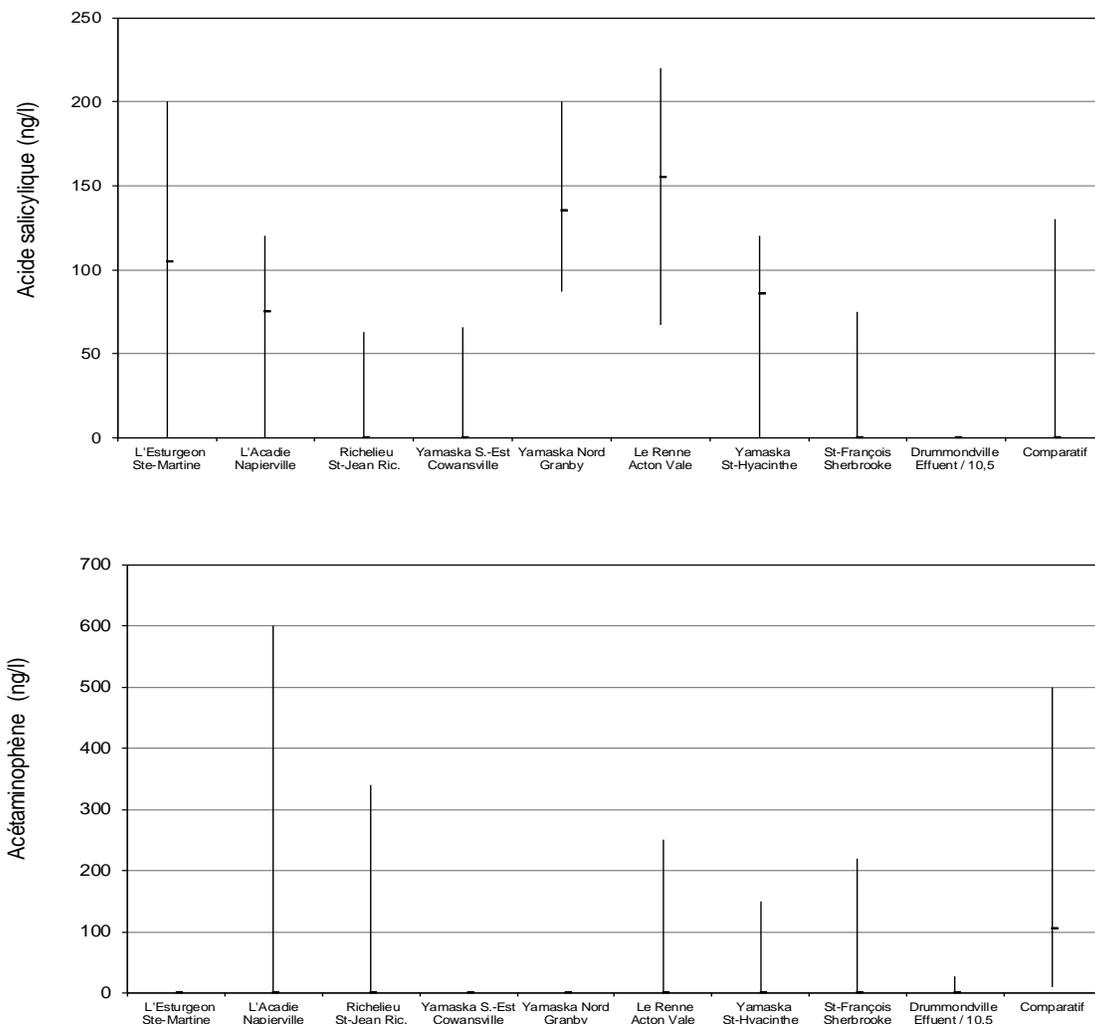
Sur les 34 médicaments et produits de soins personnels analysés, des valeurs au-dessus des limites de détection ont été obtenues pour neuf substances, soit quatre analgésiques/anti-inflammatoires, deux produits servant à abaisser le taux de cholestérol sanguin, un antibiotique, le triclosan et la caféine. Cette dernière n'est pas un médicament, mais la méthode d'analyse utilisée pour les médicaments permet de détecter ce marqueur de la présence de rejets sanitaires dans les cours d'eau.

Pour les médicaments détectés, il n'existe pas de critères de qualité de l'eau auxquels les concentrations mesurées peuvent être comparées. Ces médicaments ont tout de même fait l'objet d'un certain nombre d'essais de toxicité. Selon les revues de Santos et ses collaborateurs (2010) et de Corcoran et ses collaborateurs (2010), les effets sur les organismes aquatiques commencent en général à des concentrations de l'ordre du microgramme par litre ( $\mu\text{g/l}$ ) ou du milligramme par litre ( $\text{mg/l}$ ), selon la substance. Ces concentrations sont plus élevées que celles rapportées dans la présente étude, qui sont de l'ordre du nanogramme par litre ( $\text{ng/l}$ ).

Dans les figures des résultats, sont ajoutées, à titre comparatif, les concentrations mesurées dans le Saint-Laurent et trois de ses tributaires de 2006 à 2010 (Berryman et coll., 2014), ainsi que le maximum recensé dans cinq articles scientifiques, qui présentent les résultats d'études réalisées en Ontario (Kleywegt et coll., 2011; Metcalfe et coll., 2003), aux États-Unis (Kolpin et coll., 2002), en Allemagne (Ternes, 1998) et dans plusieurs autres pays (Santos et coll., 2010). Ces résultats, provenant d'autres études, sont présentés à titre indicatif et ne constituent pas un recensement exhaustif des données de la documentation scientifique.

### *Analgésiques/anti-inflammatoires*

Les analgésiques/anti-inflammatoires détectés sont des produits courants vendus le plus souvent sans ordonnance : l'acide salicylique, un métabolite de l'acide acétylsalicylique (p. ex., Aspirine<sup>MC</sup>), l'acétaminophène (p. ex., Tylenol<sup>MC</sup>), l'ibuprofène (p. ex., Advil<sup>MC</sup>, Motrin<sup>MC</sup>) et le naproxène (p. ex., Anaprox<sup>MC</sup>). Ces substances ont été détectées à plusieurs sites d'échantillonnage. Les résultats d'analyse à chacun de ces sites sont illustrés dans la figure 2.



Comparatif : données de Berryman et coll., 2014; Kleywegt et coll., 2011; Metcalfe et coll., 2003; Kolpin et coll., 2002; Ternes, 1998 et Santos et coll., 2

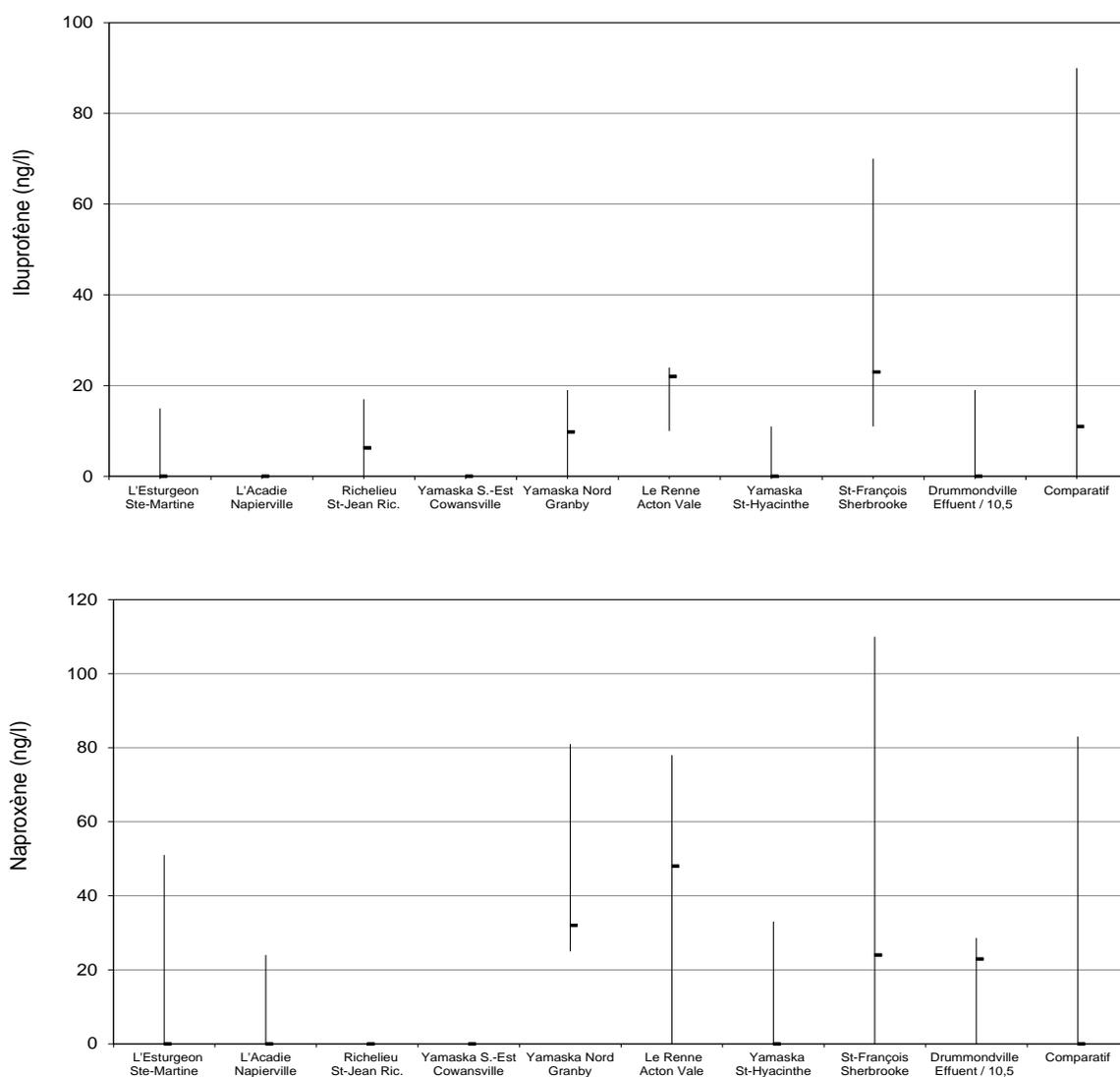
**Figure 2 Acide salicylique et acétaminophène : concentration maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

L'acide salicylique a été détecté dans 54 % des échantillons, en concentrations qui varient d'inférieures à la limite de détection (55 ng/l) à 220 ng/l (figure 2). À quatre sites, la concentration médiane est inférieure à la limite de détection et le maximum est inférieur à 150 ng/l, comme dans le Saint-Laurent. Des concentrations un peu plus élevées, avec des médianes de 75 à 155 ng/l, ont été mesurées à Napierville, Granby et Acton Vale, ainsi que dans la rivière de l'Esturgeon et à Saint-Hyacinthe. Les concentrations mesurées en Estrie et en Montérégie sont du même ordre de grandeur que celles rapportées par Ternes (1998) pour l'Allemagne (90<sup>e</sup> centile de 130 ng/l) et par Santos et coll. (2010) pour le Canada (maximum de 372 ng/l).

L'acétaminophène n'a été détecté que dans 18 % de l'ensemble des échantillons (limite de détection de 20 ng/l) et dans un maximum de deux échantillons par station. Toutes les médianes sont donc inférieures à la limite de détection (figure 2). Dans l'ensemble, les concentrations mesurées en Estrie et en Montérégie sont plus basses que dans le Saint-Laurent, où la fréquence de détection a été de 80 %, avec la même limite de détection, et où la médiane est à 105 ng/l. Dans une étude sur un grand nombre de

cours d'eau aux États-Unis, Kolpin et ses collaborateurs (2002) ont obtenu des résultats analogues à ceux du Saint-Laurent, avec une médiane à 110 ng/l. Des concentrations de l'ordre des dizaines et des centaines de ng/l sont rapportées par la plupart des autres études consultées et précitées.

L'ibuprofène a été détecté dans 44 % des échantillons. Les concentrations et les fréquences de détection sont plus élevées à Acton Vale et à Sherbrooke, où les cinq échantillons mensuels sont au-dessus de la limite de détection (6 ng/l) et où la médiane est supérieure à 20 ng/l (figure 3). Aux autres sites, les concentrations sont plus faibles, souvent inférieures à la limite de détection. Prises dans leur ensemble, les concentrations mesurées en Estrie et en Montérégie sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans le Saint-Laurent, où la fréquence de détection et la médiane globales sont respectivement de 63 % et 11 ng/l. Des concentrations analogues ont été observées à plusieurs endroits dans le monde (Kolpin et coll., 2002; Santos et coll., 2010). En Estrie et en Montérégie, comme dans le Saint-Laurent, aucun échantillon n'a atteint les valeurs extrêmes de 790 ng/l mesurées en Ontario (Metcalf et coll., 2003), de 1 000 ng/l constatées aux États-Unis (Kolpin et coll., 2002) et de 2 383 ng/l détectées au Luxembourg (Santos et coll., 2010).



Comparatif : données de Berryman et coll., 2014; Kleywegt et coll., 2011; Metcalf et coll., 2003; Kolpin et coll., 2002; Ternes, 1998 et Santos et coll., 2010.

**Figure 3 Ibuprofène et naproxène : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

Le naproxène a été détecté dans 42 % des échantillons. Ce produit a été détecté plus souvent à Granby et à Acton Vale; il était présent dans presque tous les échantillons provenant de ces sites, alors qu'aux autres sites, il était présent dans zéro à trois échantillons sur cinq (figure 3). Les médianes à ces deux endroits, respectivement de 32 et 48 ng/l, sont aussi plus élevées qu'ailleurs, où elles sont souvent inférieures à la limite de détection de 20 ng/l.

#### *Médicaments contre le cholestérol et antibiotiques*

Deux médicaments visant à abaisser le taux de cholestérol sanguin ont été détectés : le gemfibrozil et l'acide clofibrique, un métabolite du clofibrate. Le premier n'a été détecté que dans l'effluent de Drummondville, dans les échantillons de juillet à octobre. Compte tenu du facteur de dilution de 10,5, les concentrations estimées dans la rivière Saint-François sont de moins de 0,05 à 20 ng/l. Dans l'échantillon de juin, ainsi qu'à tous les autres sites d'échantillonnage, les concentrations étaient sous la limite de détection de 5 ng/l.

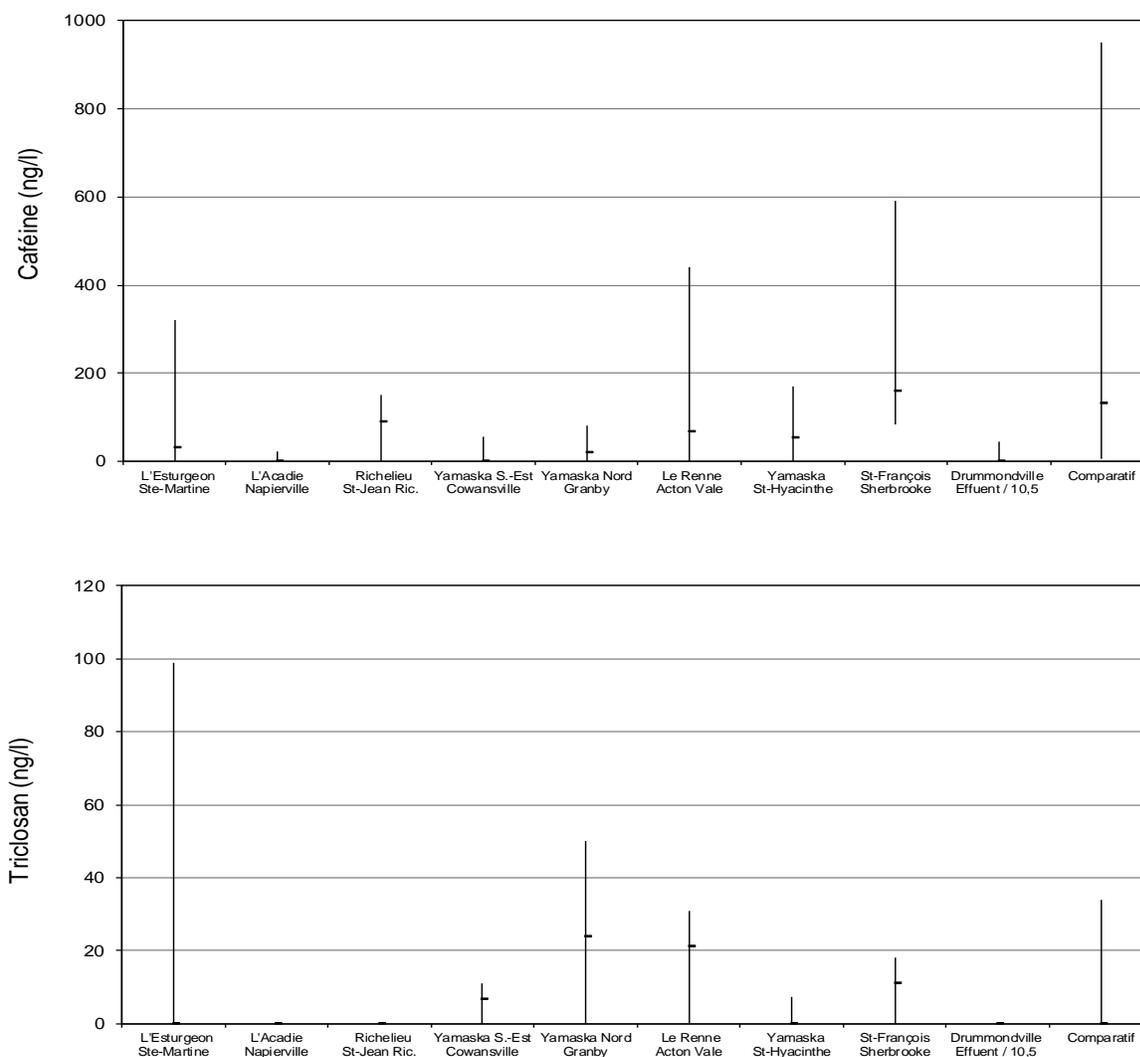
L'acide clofibrique n'a été détecté que dans la rivière de l'Esturgeon, dans les échantillons de juillet à octobre, à des concentrations variant de 30 à 460 ng/l. L'échantillon de juin à cet endroit et tous les échantillons aux autres stations d'échantillonnage sont inférieurs à la limite de détection de 5 ng/l.

Sur les 16 antibiotiques analysés, un seul a été détecté : la sulfaméthoxazole. Ce produit n'a cependant été détecté qu'une fois, dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke, à une concentration de 13 ng/l, dans l'échantillon de septembre. Tous les autres résultats d'analyse pour ce produit sont sous la limite de détection de 10 ng/l.

Les deux produits contre le cholestérol sanguin (gemfibrozil et acide clofibrique) n'ont pas été détectés lors des échantillonnages du Saint-Laurent entre 2006 et 2010 (Berryman et coll., 2014). Comme en Estrie et en Montérégie, la sulfaméthoxazole n'y a été détectée qu'une fois, en faible concentration (10 ng/l).

#### *Caféine et triclosan*

La caféine entre dans la composition de certains médicaments, mais sa présence dans les eaux de surface découle principalement de la consommation de café et d'autres boissons caféinées. Détectée dans 56 % des échantillons, la caféine est souvent présente en concentrations plus élevées que les autres substances analysées, certains échantillons dépassant 100 ng/l (figure 4). Les concentrations médianes de caféine aux stations d'échantillonnage sont variables, mais inférieures à 100 ng/l, sauf en aval de Sherbrooke où elle est de 160 ng/l et où un maximum de 590 ng/l a été mesuré. Comme l'indique la figure 4, ces concentrations demeurent dans la gamme de ce qui a été mesuré dans le Saint-Laurent et trois de ses tributaires. Il n'existe pas de critères de qualité auxquels ces concentrations peuvent être comparées. Cependant, elles sont nettement inférieures à celles qui ont causé de la toxicité pour les organismes aquatiques, qui s'établissent à des dizaines et des centaines de mg/l (base de données ECOTOX de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA, 2015).



Comparatif : données de Berryman et coll., 2014; Kleywegt et coll., 2011; Metcalfe et coll., 2003; Kolpin et coll., 2002; Ternes, 1998 et Santos et coll., 2

**Figure 4 Caffeine et triclosan : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

Le triclosan est utilisé dans des cosmétiques et des produits de soins personnels pour empêcher la prolifération des bactéries, des champignons et de la moisissure, ainsi que pour empêcher les odeurs. Il est utilisé, par exemple, dans des savons, des désodorisants, des fards pour les yeux et le visage, des textiles et les articles en cuir, en papier, en plastique et en caoutchouc. À cinq des neuf stations d'échantillonnage, la majorité des résultats d'analyse du triclosan, et donc la médiane, sont inférieurs à la limite de détection de 6 ng/l (figure 4). Les stations de Granby et d'Acton Vale se démarquent par leurs concentrations plus élevées, avec des médianes supérieures à 20 ng/l. Ces concentrations sont aussi supérieures à celles mesurées dans le Saint-Laurent et trois de ses tributaires de 2006 à 2010 (Berryman et coll., 2014). Elles demeurent toutefois inférieures au seuil d'effets sur les organismes aquatiques de 115 ng/l retenu par Santé Canada et Environnement Canada (2012) dans leur évaluation du triclosan. La valeur de 99 ng/l enregistrée en juin dans la rivière de l'Esturgeon approche ce seuil, mais les quatre autres échantillons mensuels à cette station étaient inférieurs à la limite de détection.

### *Comparaison aux résultats obtenus ailleurs*

En ce qui concerne le nombre de substances détectées, la fréquence de détection et les concentrations mesurées, les résultats en Estrie et en Montérégie ressemblent à ceux obtenus dans le Saint-Laurent de 2006 à 2010 (Berryman et coll., 2014). Dans le Saint-Laurent, dans le cadre de cette étude, un total de neuf substances a été détecté, soit seulement deux de plus qu'en Estrie et en Montérégie. Ces substances comprennent les mêmes analgésiques/anti-inflammatoires, un peu plus d'antibiotiques, mais pas de produits contre le cholestérol.

Plus de médicaments, en concentrations parfois plus élevées, ont été détectés dans des cours d'eau aux États-Unis. En effet, dans le cadre d'une vaste étude, Kolpin et ses collaborateurs (2002) ont détecté 27 médicaments sur les 40 analysés, avec des fréquences de détection et des valeurs maximales souvent plus élevées que celles obtenues ici.

### **2.1.2 Hormones**

Les échantillons d'eau ont été analysés pour quatre hormones naturelles, soit le  $17\beta$ -estradiol, l'estriol, l'estrone et la testostérone, ainsi qu'une hormone de synthèse utilisée dans les comprimés contraceptifs, le  $17\alpha$ -éthynylestradiol. Malgré des limites de détection assez basses, de 0,6 à 4,8 ng/l selon l'hormone et l'échantillon, tous les résultats d'analyse sont négatifs, à l'exception de celui d'août à Saint-Jean-sur-Richelieu, qui présente une concentration de 18 ng/l pour la testostérone.

Les hormones ont été détectées un peu plus souvent dans le Saint-Laurent, soit dans 2 à 8 % des échantillons, selon l'hormone. Les concentrations y sont aussi assez basses, avec un maximum de 17 ng/l obtenu pour l'estriol (Berryman et coll., 2014). Aux États-Unis, les mêmes hormones ont été détectées plus souvent (2,8 à 21 % des échantillons) et jusqu'à des valeurs maximales plus élevées, soit 160 ng/l pour le  $17\beta$ -estradiol (Kolpin et coll., 2002).

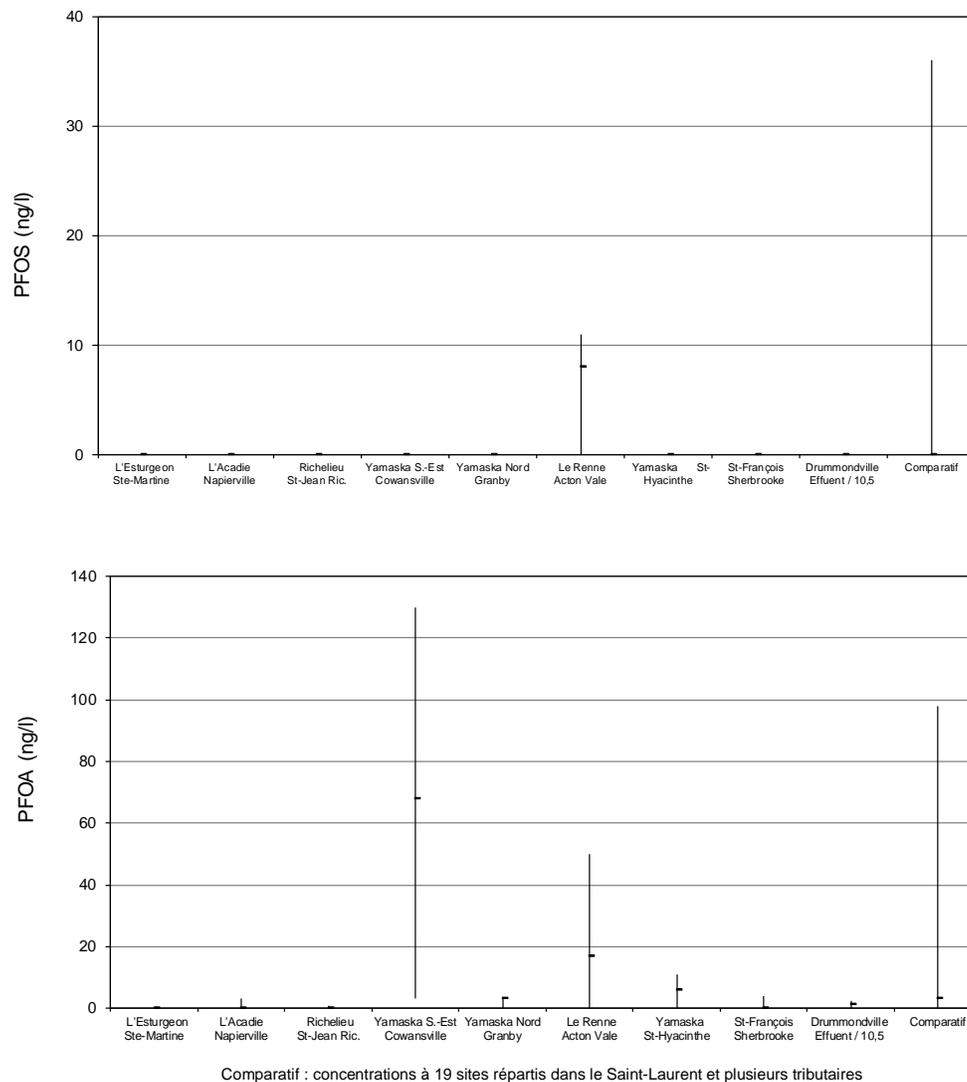
Pour l'hormone synthétique  $17\alpha$ -éthynylestradiol, la Colombie-Britannique a adopté des critères pour la protection de la vie aquatique de 0,5 et 0,75 ng/l respectivement pour l'exposition chronique et l'exposition aiguë (Nagpal et Meays, 2009). La Commission européenne a pour sa part fixé son critère à 0,035 ng/l (SCHER, 2011). Le respect de ces critères n'a pu être vérifié dans la présente étude, car la limite de détection pour le  $17\alpha$ -éthynylestradiol était de 2 à 2,4 ng/l, selon l'échantillon.

### **2.1.3 Composés perfluorés**

Les composés perfluorés sont des produits chimiques utilisés notamment comme enduits imperméabilisants et antitaches sur une grande gamme de biens de consommation courants : papiers et cartons d'emballage d'aliments, intérieur des boîtes de conserve, tissus, vêtements, tapis, meubles, etc. Ils servent aussi dans la fabrication du Teflon<sup>MC</sup>, de membranes synthétiques (p. ex., Gore-Tex<sup>MC</sup>) et de mousses extinctrices. Certains de ces composés sont très persistants dans l'environnement, sont bioaccumulables, sont potentiellement cancérigènes et ont des effets toxiques (Environnement Canada, 2004a).

Depuis 2008, une réglementation fédérale interdit au Canada la fabrication, l'utilisation, la vente et l'importation du sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et des produits manufacturés qui en contiennent (Gouvernement du Canada, 2008b). L'acide perfluorooctanoïque (PFOA) a aussi été jugé nocif pour l'environnement et des mesures pour en contrôler les rejets sont envisagées (Gouvernement du Canada, 2015).

Parmi les neuf sites échantillonnés, ce n'est que dans la rivière Le Renne, en aval d'Acton Vale, que le PFOS a été trouvé en concentrations supérieures à la limite de détection de 1 ng/l (figure 5). Ce résultat vient confirmer ceux d'une étude sur les composés perfluorés réalisée en 2007-2009, dans le cadre de laquelle on avait trouvé, à Acton Vale, les concentrations de PFOS les plus élevées parmi les 19 sites échantillonnés (Berryman et coll., 2012a).



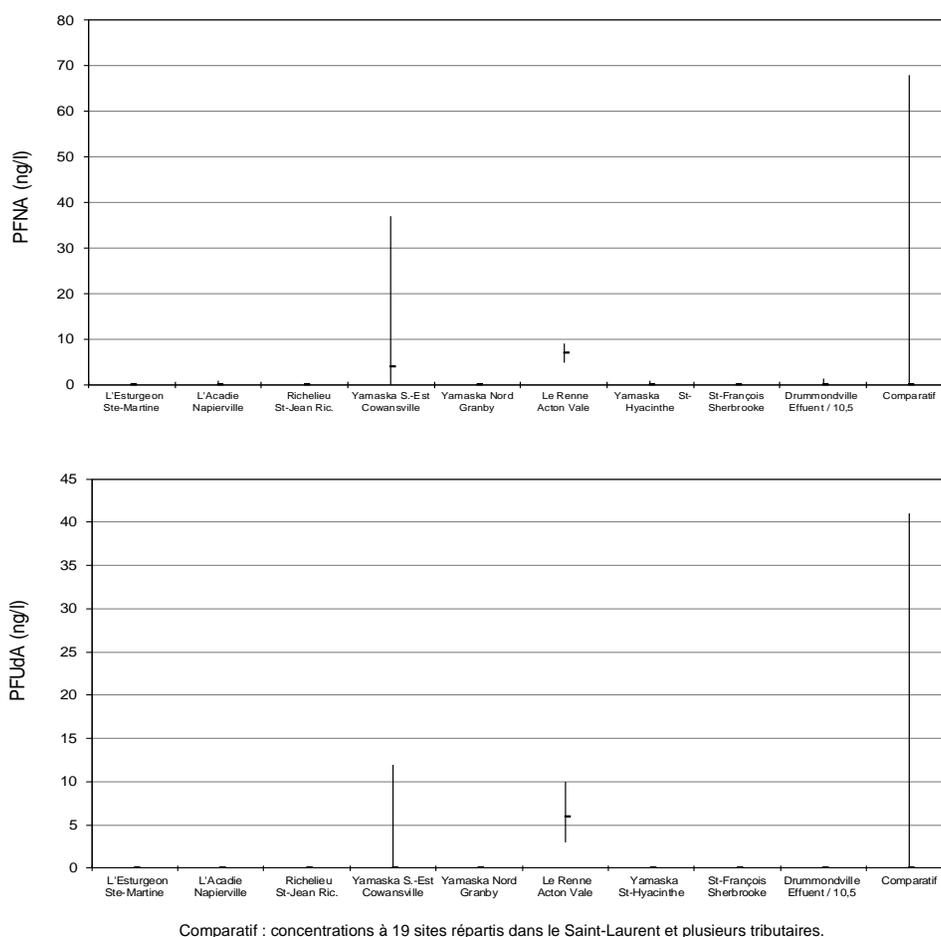
**Figure 5 Sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et acide perfluorooctanoïque (PFOA) : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

Le PFOA a été détecté à presque tous les sites d'échantillonnage, mais à la plupart d'entre eux, en concentrations qui ne dépassent pas 5 ng/l. Trois sites se sont démarqués par des concentrations plus élevées : Cowansville, Acton Vale et Saint-Hyacinthe (figure 5). Les concentrations dans la rivière Yamaska Sud-Est en aval de Cowansville étaient particulièrement élevées, avec une médiane à 68 ng/l et un maximum à 130 ng/l. Une vérification faite en 2013 a cependant généré des valeurs beaucoup plus faibles, soit entre la limite de détection (2 ng/l) et 5 ng/l (MDDELCC, 2016). La différence entre les résultats des deux années d'échantillonnage pourrait être due à la fermeture des usines de textiles Consoltex inc., à Cowansville, le 17 décembre 2010.

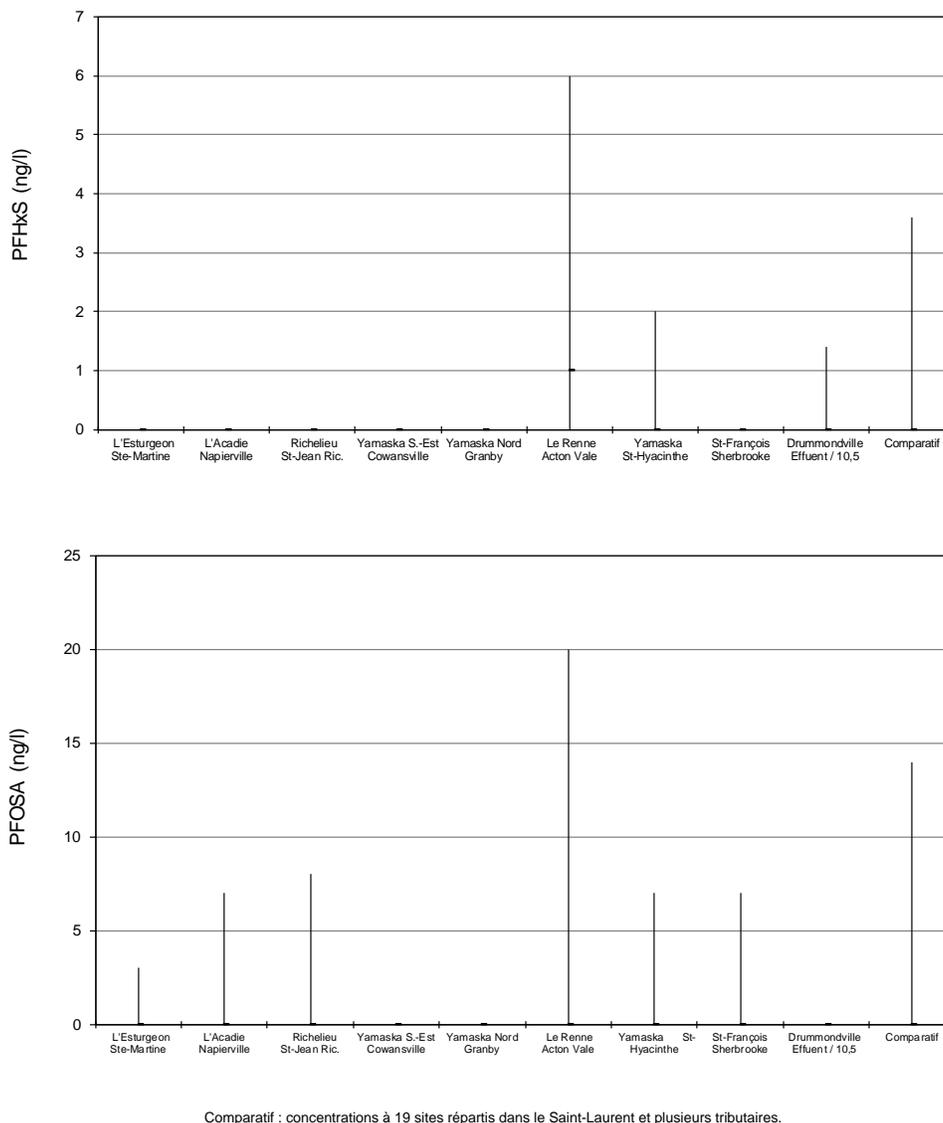
Acton Vale vient au deuxième rang, avec une médiane à 17 ng/l et un maximum à 50 ng/l. Il est possible que les concentrations au troisième site, Saint-Hyacinthe, soient en fait le reflet, après dilution, de la somme de celles mesurées à Cowansville et à Action Vale.

Il est à noter que dans l'étude de 2007-2009 précitée, Acton Vale et Saint-Hyacinthe se trouvaient également au deuxième et troisième rang quant aux concentrations de PFOA. Le site où les concentrations étaient les plus élevées était Farnham. Dans cette première étude, on soulignait que Granby, sur la rivière Yamaska Nord, Bromont, sur la rivière Yamaska, et Cowansville, sur la Yamaska Sud-Est, étaient des sources potentielles du PFOA mesuré en concentrations plus élevées à Farnham. La présente étude vient confirmer que Cowansville est une source probable de cette substance, puisque le PFOA a été mesuré en concentrations élevées en aval immédiat de cette ville, alors qu'à l'inverse, en aval de Granby, les concentrations sont faibles (figure 5). Le fait que Cowansville soit une source de composés perfluorés et que Granby ne le soit pas tient fort probablement aux entreprises qu'hébergent les deux villes, qui ne sont pas toutes des mêmes secteurs industriels.

Cowansville et Acton Vale ont généré des valeurs élevées pour d'autres composés perfluorés. À ces deux endroits, on note des concentrations un peu plus élevées d'acide perfluorononanoïque (PFNA) et d'acide perfluoroundécanoïque (PFUdA) en 2010 (figure 6). À Acton Vale s'ajoutent le sulfonate de perfluorohexane (PFHxS) et le sulfonamide de perfluorooctane (PFOSA) (figure 7).



**Figure 6 Acide perfluorononanoïque (PFNA) et acide perfluoroundécanoïque (PFUdA) : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**



**Figure 7 Sulfonate de perfluorohexane (PFHxS) et perfluorooctane sulfonamide (PFOSA): concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

Le PFNA est assez élevé à Cowansville, puisqu'en plus du maximum à 37 ng/l, un échantillon a titré à 33 ng/l (figure 6). D'ailleurs, lors de l'étude de 2007-2009, c'est à Farnham, c'est-à-dire en aval de Cowansville, que les concentrations de ce produit étaient les plus élevées et Acton Vale venait au deuxième rang. Le PFUDA n'a été détecté qu'à ces deux endroits (figure 6), comme c'était pratiquement le cas lors de l'étude de 2007-2009.

Le PFHxS (figure 7) a été détecté dans trois des cinq échantillons d'Acton Vale, alors qu'il n'a pas été détecté du tout à six sites, et a été détecté dans un seul échantillon, en traces, à Saint-Hyacinthe et à Drummondville. Le PFOSA (figure 7) a été détecté dans deux échantillons à Acton Vale, n'a été détecté dans aucun échantillon à trois autres stations et a été détecté dans un seul à cinq sites. Toutefois, à ces

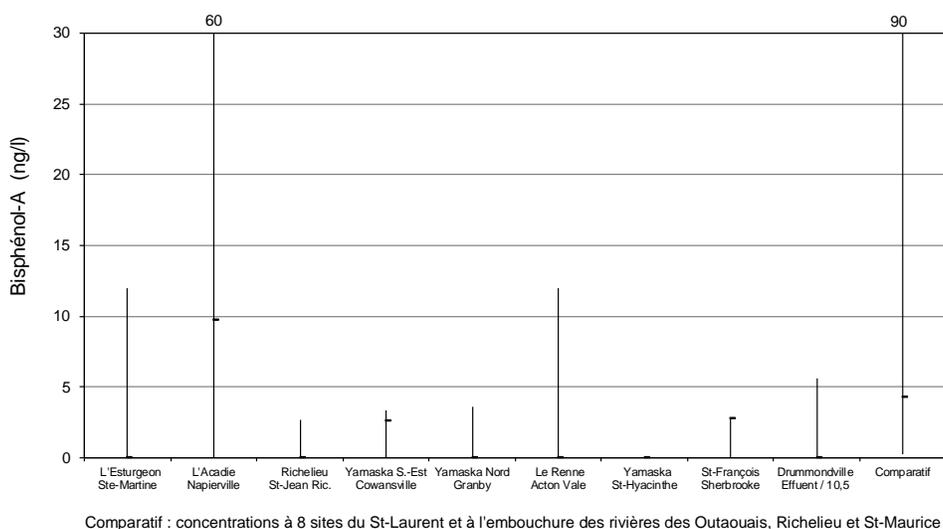
cinq endroits, le PFOSA a été détecté uniquement dans l'échantillon de juin, ce qui pose l'hypothèse d'une contamination procédurale.

Dans l'ensemble, ces résultats viennent confirmer et préciser les constats de l'étude de 2007-2009. Il y a d'abord confirmation qu'Acton Vale est une source de composés perfluorés dans la rivière Le Renne. Il y a aussi confirmation des concentrations élevées observées en amont de Farnham en 2007-2008, plus précisément dans la rivière Yamaska Sud-Est, en aval de Cowansville. En 2013, toutefois, les concentrations en aval de Cowansville avaient diminué au niveau des valeurs faibles mesurées aux autres stations d'échantillonnage (MDDELCC, 2016), probablement en raison de la fermeture des usines de textiles Consoltext, le 17 décembre 2010.

## 2.1.4 Bisphénol-A

Le bisphénol-A est utilisé principalement pour la production de plastiques de type polycarbonate et de résines époxydes. Ces substances plastiques entrent dans la fabrication d'un grand nombre de produits : disques compacts, contenants pour les aliments et les boissons, tuyaux, boîtiers d'appareils électroniques, équipements électriques, enduits pour l'intérieur des boîtes de conserve et le béton, pièces d'automobile, etc. Cette substance est produite et utilisée en grandes quantités et a été évaluée en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). L'évaluation a conclu que ce produit est toxique au sens de la loi, ce qui a mené à des mesures visant à diminuer l'exposition des personnes et des écosystèmes à cette substance (Environnement Canada et Santé Canada, 2008). Une de ces mesures, entrée en vigueur le 11 mars 2010, est l'interdiction du bisphénol-A dans les biberons.

Le bisphénol-A a été détecté dans 40 % des échantillons prélevés, à des concentrations variant entre moins de 2,1 ng/l (la limite de détection) et 60 ng/l (figure 8).



**Figure 8 Bisphénol-A : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

Pour une raison inconnue, Napierville se démarque avec la valeur maximum de 60 ng/l, la deuxième valeur la plus élevée à 45 ng/l et une médiane à 9,7 ng/l. Aux autres sites, les concentrations sont plus basses, avec des médianes inférieures à la limite de détection ou ne dépassant pas 5 ng/l et un

maximum de 12 ng/l. Ces concentrations sont toutes largement inférieures au critère chronique de 20 µg/l pour la protection de la vie aquatique (MDDEP, 2012) et à la « concentration estimée sans effet » pour les organismes aquatiques (175 ng/l) retenue par le gouvernement fédéral dans son évaluation du bisphénol-A (Environnement Canada et Santé Canada, 2008).

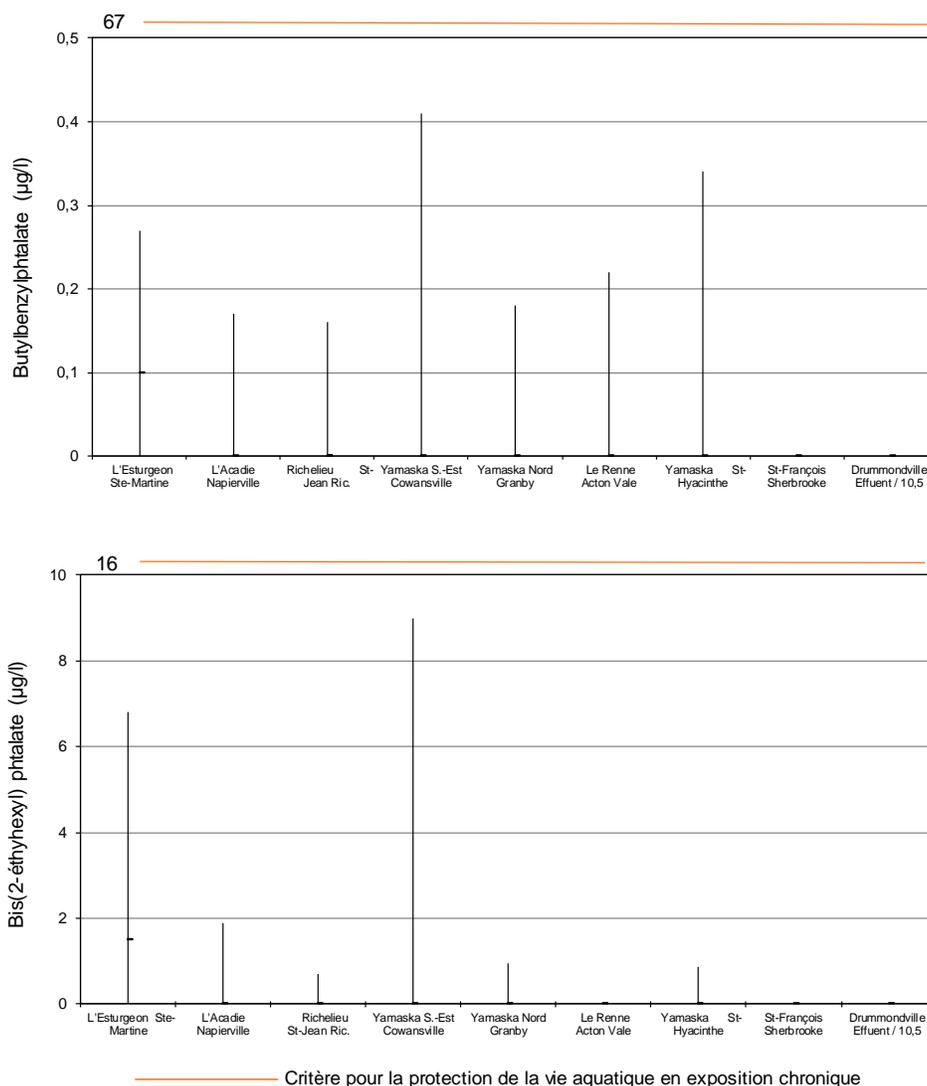
Les concentrations de bisphénol-A mesurées en Estrie et en Montérégie sont, dans l'ensemble, plus basses que celles mesurées dans le fleuve Saint-Laurent de 2006 à 2010. En effet, sur les onze sites échantillonnés dans le Saint-Laurent et trois de ses tributaires, cinq ont une concentration médiane supérieure à 5 ng/l (Berryman et coll., 2014), alors qu'en Estrie et en Montérégie, il n'y a que Napierville qui dépasse cette valeur. Ces concentrations plus élevées à Napierville sont du même ordre de grandeur que celles à Lavaltrie, l'endroit qui présente la médiane la plus élevée parmi les sites du Saint-Laurent.

### 2.1.5 Phtalates

Les phtalates servent principalement de plastifiants, des produits ajoutés aux matières plastiques pour les rendre plus souples et malléables. Ils sont utilisés dans des plastiques très courants, comme le chlorure de polyvinyle (PVC). Dans plusieurs biens de consommation, comme des sacs de plastique, des emballages d'aliments, des bottes de plastique et des rideaux de douche, la proportion de phtalates peut atteindre 50 %. Ces substances entrent aussi dans la fabrication de revêtements de sol, de fils électriques, de détergents, de produits pharmaceutiques, de produits cosmétiques et autres (Saint-Laurent et Rhinds, 2004).

Plusieurs études ont été réalisées sur la toxicité de certains phtalates. Les effets observés sur des animaux de laboratoire varient selon les substances et comprennent des atteintes au foie, l'atrophie testiculaire, une baisse de fertilité et des effets endocriniens (Saint-Laurent et Rhinds, 2004; Environnement Canada et Santé Canada, 1994 et 1999).

Le butylbenzylphtalate et le bis(2-éthylhexyl) phtalate ont été détectés à la majorité des stations d'échantillonnage en Estrie et en Montérégie, mais sans dépasser leurs critères chroniques respectifs pour la protection de la vie aquatique (64 et 16 µg/l), et généralement dans seulement un ou deux échantillons sur cinq. Ainsi, les médianes par station sont presque toutes sous la limite de détection (figure 9). L'exception est la rivière de l'Esturgeon, où les deux substances ont été détectées dans trois échantillons sur cinq. À Cowansville, les échantillons de juin et d'août étaient positifs pour les deux substances et présentaient les concentrations les plus élevées. Sans présenter des concentrations élevées, les échantillons de juillet et d'août à Napierville étaient positifs pour les deux produits, ainsi que pour une troisième substance, le di-n-butyle phtalate. Pour cette dernière, les concentrations, respectivement de 0,48 et 0,30 µg/l en juillet et août, étaient cependant nettement inférieures au critère de 19 µg/l pour la protection de la vie aquatique.

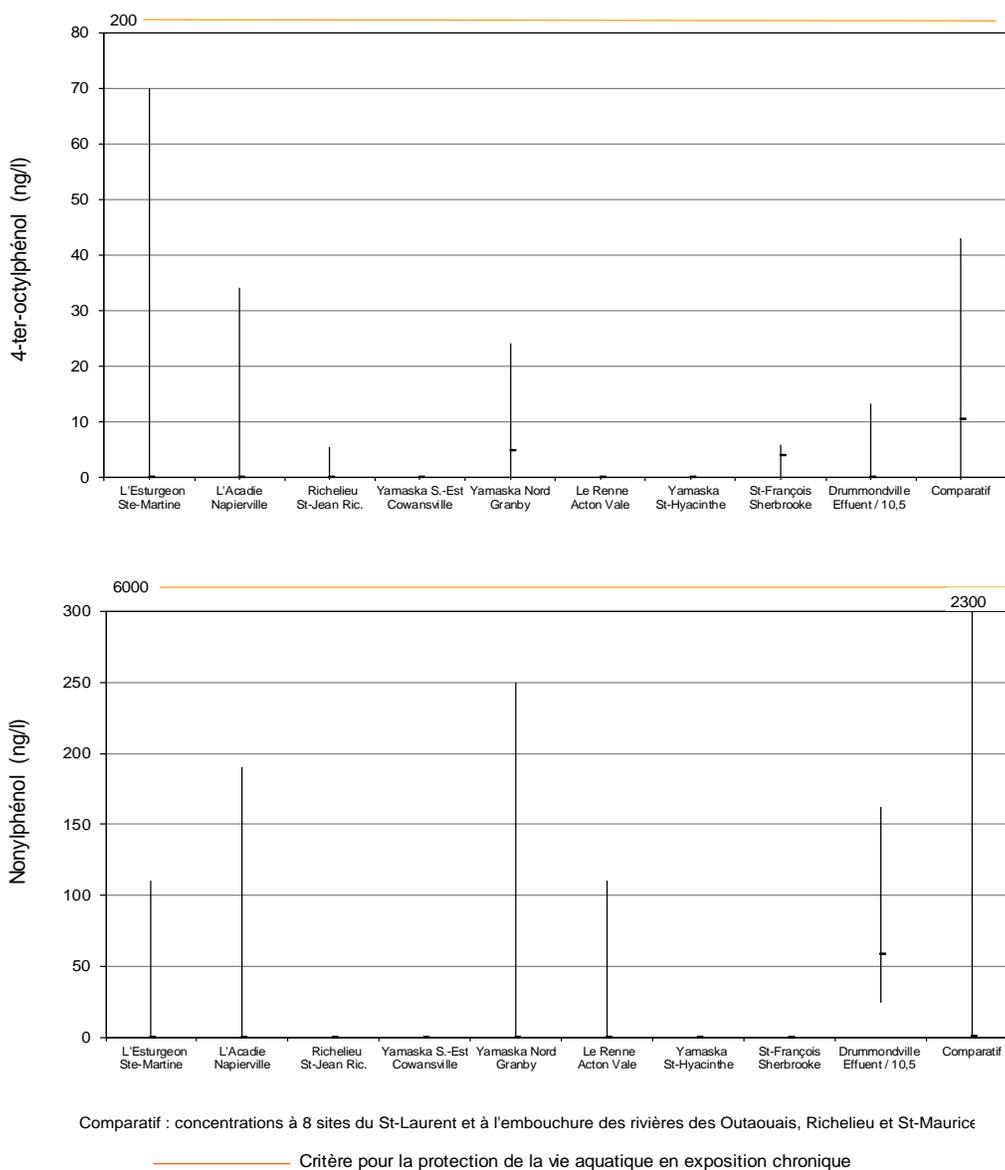


**Figure 9 Butylbenzylphthalate et bis(2-éthylhexyl) phtalate : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

### 2.1.6 Nonylphénol et octylphénol

Le nonylphénol et l'octylphénol sont des produits intermédiaires de la dégradation de deux groupes de substances, les nonylphénols éthoxylés et les octylphénols éthoxylés respectivement. Ces substances sont utilisées surtout comme détergents, dans des formulations industrielles, domestiques et institutionnelles. Ces produits ont d'autres usages, dont la fabrication de pesticides et de mousses extinctrices. À cause de leur toxicité et de leurs effets endocriniens, ces produits ont fait l'objet de restrictions d'usage par le gouvernement fédéral au cours de la dernière décennie (Environnement Canada, 2004b). Il en a résulté une forte réduction de leurs concentrations dans les cours d'eau du Québec entre 2000 et 2010 (Berryman et coll., 2012b; Gauthier et coll., 2013).

La figure 10 montre que les concentrations d'octylphénol et de nonylphénol mesurées en Estrie-Montérégie sont nettement plus basses que leurs critères de qualité de l'eau respectifs pour la protection de la vie aquatique. À plusieurs stations d'échantillonnage, les concentrations d'octylphénol sont inférieures à la limite de détection dans quatre ou cinq échantillons sur cinq, ce qui donne des médianes également inférieures à cette limite. Il n'y a qu'à Granby et à Sherbrooke que ce produit a été détecté plus souvent (quatre échantillons sur cinq), mais les médianes y demeurent inférieures à 5 ng/l. Pour le nonylphénol, les valeurs obtenues dans l'effluent municipal de Drummondville, divisées par le facteur de dilution de 10,5, sont un peu plus élevées que les concentrations mesurées aux autres sites d'échantillonnage (figure 10). Dans l'ensemble, ces résultats confirment les basses valeurs mesurées en 2009-2010 dans l'étude précitée, qui comprenait d'ailleurs des échantillonnages à Acton Vale, Granby, Cowansville et Saint-Hyacinthe.



**Figure 10 4-ter-octylphénol et nonylphénol de grade technique : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

## 2.1.7 Autres composés organiques

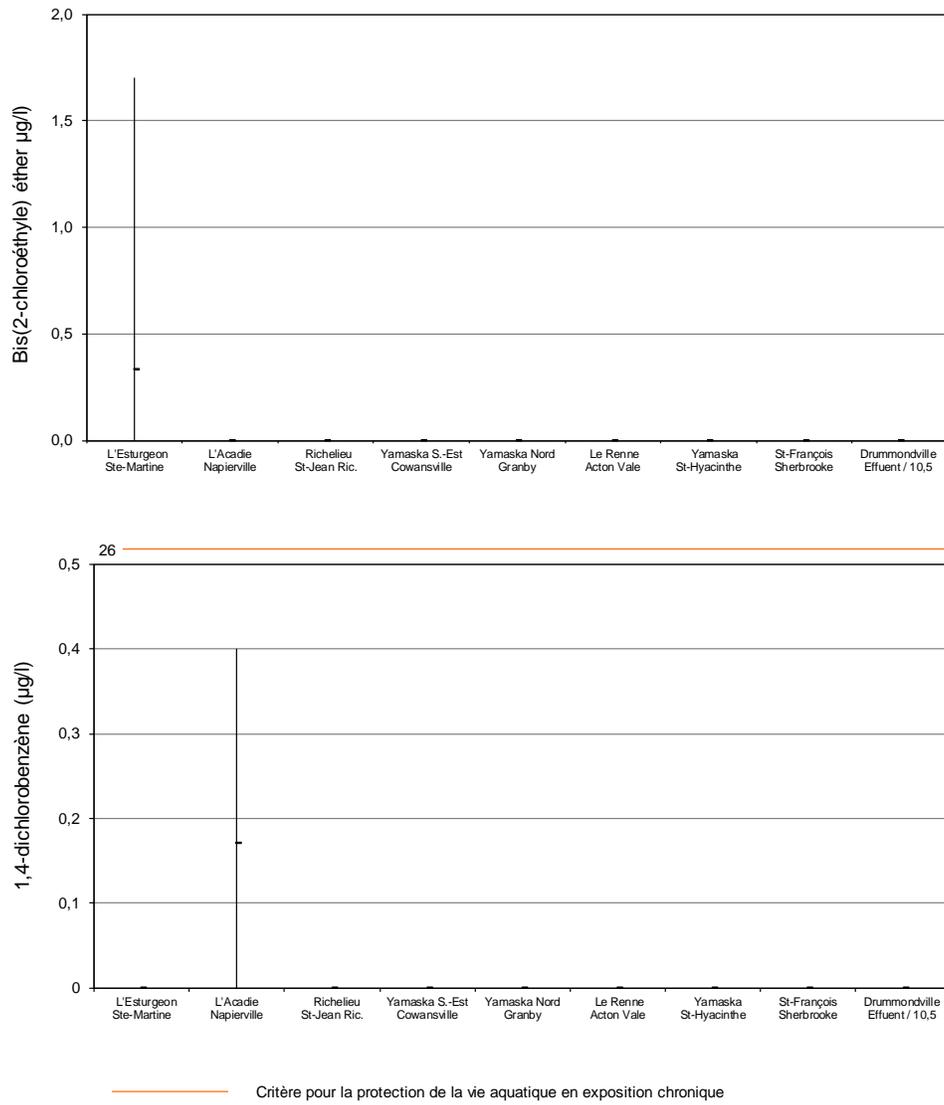
Outre les phtalates, l'analyse des composés organiques semi-volatils a généré des valeurs au-dessus des limites de détection pour quatre substances : le bis(2-chloroéthyle) éther ainsi que le 1,2-, le 1,3- et le 1,4-dichlorobenzène.

Selon le rapport d'évaluation produit en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, le bis(2-chloroéthyle) éther ne serait pas beaucoup utilisé au Canada. Il aurait été utilisé sous forme de fragrance, de parfum, de désodorisant ou d'agent parfumant il y a plusieurs années. Aux États-Unis, il serait utilisé comme réactif intermédiaire dans la synthèse de l'acide méthylthiocarbamique, un fongicide connu sous le nom de métam-sodium. Il semble que cette substance « pénètre dans l'environnement canadien sous forme de sous-produit de la chloration de déchets contenant de l'éthylène ou du propène » (Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993).

Dans le cadre de la présente étude, le bis(2-chloroéthyle) éther n'a été détecté qu'à un seul endroit : la rivière de l'Esturgeon, à Sainte-Martine (figure 11). Quatre des cinq échantillons prélevés à cet endroit présentaient cette substance en quantités mesurables. Deux d'entre eux, titrant à 1,4 et à 1,7 µg/l, dépassent le critère de 0,53 µg/l pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques. Ce critère vise à limiter l'accumulation de cette substance dans le poisson, afin de limiter l'exposition des personnes qui consomment du poisson.

Cependant, aux concentrations où il a été mesuré dans la rivière de l'Esturgeon, il semble peu probable que le bis(2-chloroéthyle) éther ait, à lui seul, des effets sur la vie aquatique. En effet, Environnement Canada évaluait en 1993 que la concentration maximale alors recensée dans des eaux canadiennes, soit 1,4 µg/l, était de beaucoup inférieure à celles où on commence à observer des effets sur les organismes aquatiques. Or, cette valeur de 1,4 µg/l est similaire au maximum mesuré dans la présente étude.

Le 1,2-, le 1,3- et le 1,4-dichlorobenzène ont tous trois été détectés au même endroit : la rivière L'Acadie, à Napierville. La figure 11 illustre les résultats obtenus pour le 1,4-dichlorobenzène, qui a été détecté dans quatre échantillons sur cinq. Le 1,3-dichlorobenzène a été détecté dans trois échantillons et le 1,2-dichlorobenzène, dans deux échantillons. Pour les trois substances, les concentrations mesurées varient d'inférieures à la limite de détection de 0,1 µg/l à 0,4 µg/l. Dans le cas du 1,3- et du 1,4-dichlorobenzène, ces concentrations sont de beaucoup inférieures au plus bas critère de qualité de l'eau, qui est de 26 µg/l pour l'exposition chronique. Dans le cas du 1,2-dichlorobenzène, la concentration maximum de 0,24 µg/l est proche du critère de 0,7 µg/l pour la protection de la vie aquatique (exposition chronique). Les dichlorobenzènes décelés dans la rivière L'Acadie proviennent, selon toute vraisemblance, de l'entreprise Raffineries de Napierville inc. Cette entreprise produit notamment de la boule à mites, c'est-à-dire du paradichlorobenzène ou 1,4-dichlorobenzène.



**Figure 11 Bis(2-chloroéthyle) éther et 1,4-dichlorobenzène : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

## 2.1.8 Métaux dissous

Les concentrations de métaux mesurées dans la présente étude ne sont pas problématiques. Comme le montre le tableau 5, un seul échantillon sur 55 présente un dépassement de critère, et ce, pour un métal seulement. Il s'agit du cuivre dans l'échantillon de juillet à la station située dans la rivière Massawippi, en aval de l'ancien site minier Eustis-Capel. Ce cas est peu préoccupant, car l'amplitude du dépassement (4,7 µg/l par rapport à 4,1 µg/l) n'est pas élevée et il n'y a qu'un dépassement sur cinq échantillons.

**Tableau 5 Critères de qualité de l'eau pour les métaux<sup>1</sup>**

Métal	CVAC (µg/l)	Résultats de la présente étude	
		Maximum (µg/l)	Dépassements du CVAC sur 55 échantillons
<b>Critères pour les métaux dissous</b>			
Argent	0,1	0,006	0
Cadmium <sup>2</sup>	0,13	0,04	0
Chrome VI <sup>3</sup>	10,6	1,1	0
Cuivre <sup>2</sup>	4,1	4,7	1
Nickel <sup>2</sup>	24	7,1	0
Plomb <sup>2</sup>	0,91	0,57	0
Sélénium <sup>3</sup>	5	0,13	0
Zinc <sup>2</sup>	53,9	14	0
<b>Critères pour les métaux totaux extractibles</b>			
Aluminium	750 <sup>3</sup>	140	0
Antimoine	240	18	0
Arsenic	150	1,4	0
Baryum <sup>2</sup>	165	82	0
Béryllium <sup>2</sup>	0,236	0,015	0
Bore	5000	79	0
Cobalt	100	0,83	0
Fer	1300	450	0
Manganèse	860	180	0
Molybdène	3200	1,9	0
Strontium	21000	5300	0
Uranium <sup>2</sup>	14	2,3	0
Vanadium	12	1,9	0

<sup>1</sup> Source : MDDEFP, 2012.

CVAC : critère pour la protection de la vie aquatiques en exposition chronique

Maximum : valeur maximale mesurée dans les 55 échantillons

<sup>2</sup> Critère basé sur une dureté de 40 mg/l CaCO<sub>3</sub>

<sup>3</sup> Critère pour la protection de la vie aquatique en exposition aiguë

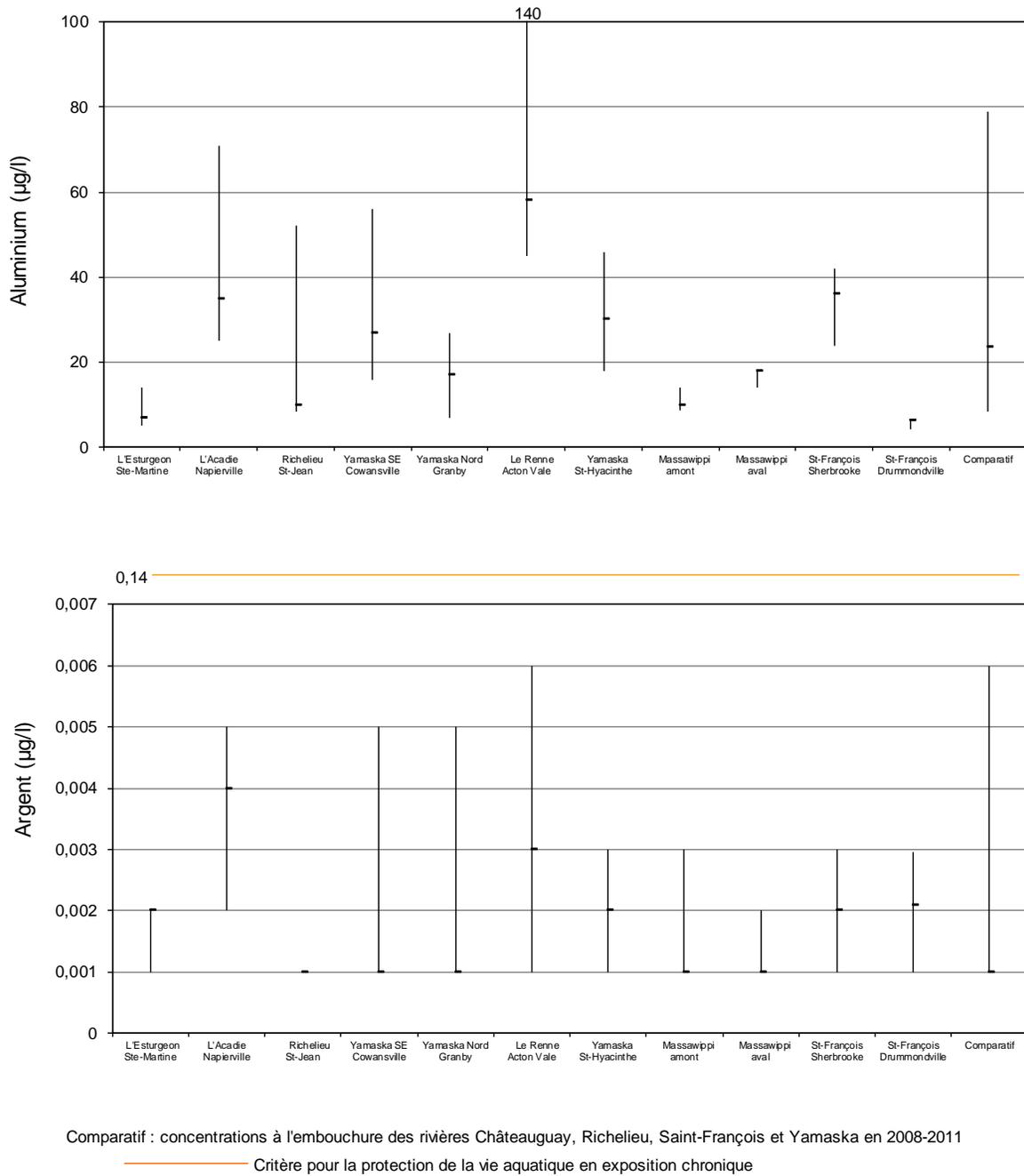
Pour les huit premiers métaux listés dans le tableau 5, soit l'argent, le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le sélénium et le zinc, des critères sont disponibles pour la fraction dissoute des métaux, qui est celle analysée dans cette étude. Dans ces cas, la comparaison aux critères est simple et directe.

Pour les 13 autres métaux, les critères visent les métaux totaux extractibles à l'acide. La comparaison des concentrations de métaux dissous à ces critères n'est pas rigoureusement adéquate, car ce qui a été mesuré dans les cours d'eau (la fraction dissoute) n'est qu'une partie de ce qui devrait être comparé aux critères (le total extractible à l'acide). Le tableau 4 montre toutefois que pour ces 13 métaux, la

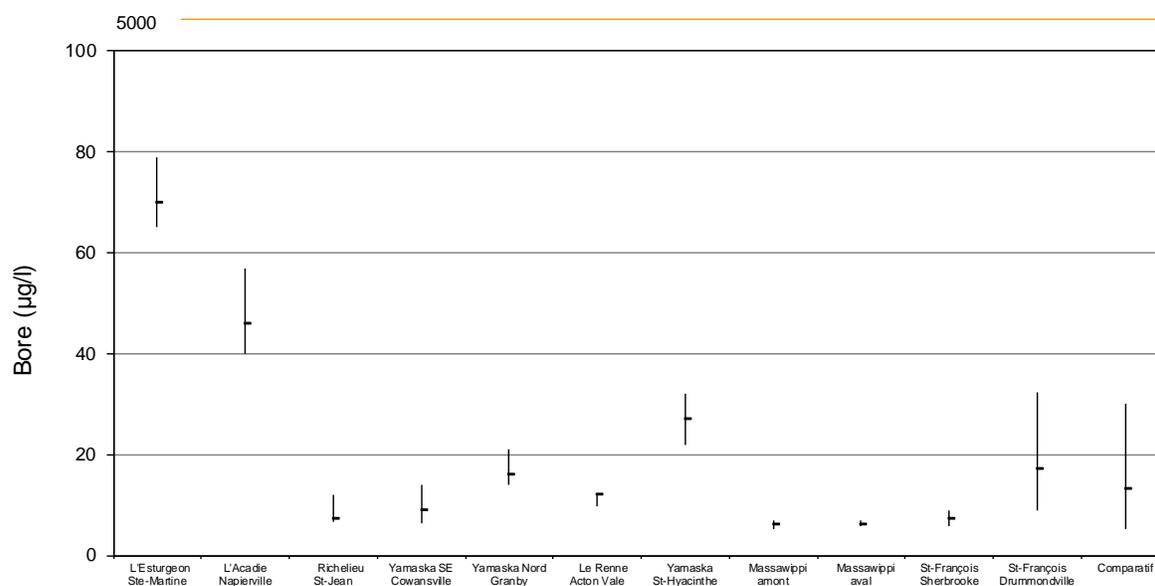
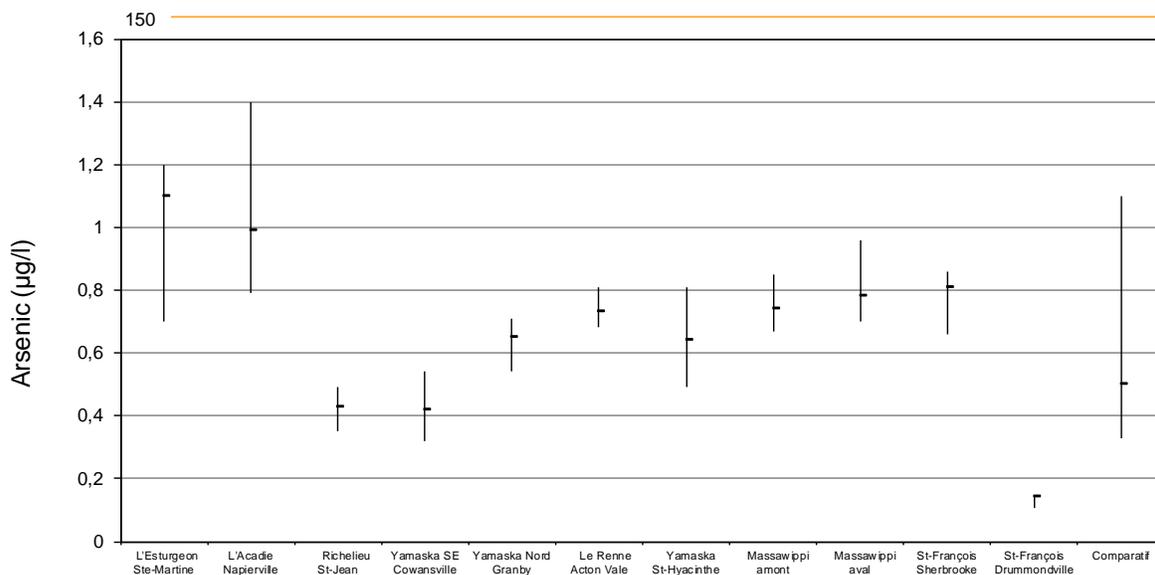
concentration maximale mesurée aux 11 sites d'échantillonnage est de beaucoup inférieure au critère, ce qui porte à croire qu'il n'y aurait probablement pas eu dépassement, même si la forme totale extractible avait été mesurée. Parmi ces métaux, le bore, le molybdène et le strontium sont présents dans les eaux de surface essentiellement sous forme dissoute (Berryman et coll., 2012c; Duchemin, 2013). Pour ces trois métaux, la comparaison des résultats obtenus (forme dissoute) aux critères sous forme extractible pose moins problème.

Les figures 12 à 21 illustrent les concentrations de métaux mesurées aux sites d'échantillonnage, sauf pour le béryllium et le sélénium, pour lesquels presque tous les résultats sont sous les limites de détection des méthodes d'analyse. Ces figures présentent aussi, à titre comparatif, les concentrations mesurées près de l'embouchure de quatre grands cours d'eau de l'Estrie et de la Montérégie, dans le cadre du Réseau-rivières du Québec, soit les rivières Châteauguay, Richelieu, Yamaska et Saint-François (Duchemin et Hébert, 2014). L'examen de ces figures mène aux constats suivants :

- Dans les rivières de l'Esturgeon et L'Acadie, les concentrations de huit métaux, soit l'arsenic, le bore, le baryum, le cobalt, le molybdène, le strontium, l'uranium et le vanadium, sont plus élevées qu'aux autres sites d'échantillonnage, y compris à l'embouchure des quatre grands cours d'eau de l'Estrie et de la Montérégie. Les rivières de l'Esturgeon et L'Acadie sont des cours d'eau secondaires, dont le bassin versant est situé entièrement dans les basses terres du Saint-Laurent. Or, ces basses terres sont composées en grande partie d'argile d'origine marine, dont le lessivage entraîne naturellement des ions dans l'eau. De plus, sur de grandes superficies, les basses terres du Saint-Laurent supportent une agriculture intensive, qui fait que les sols sont à nue et sujets à érosion durant une grande partie de l'année. Cela fait augmenter les concentrations de matières en suspension dans l'eau et il peut en résulter de plus fortes concentrations de métaux, même sous forme dissoute, comme le montrent les données du Réseau-rivières du Québec (Duchemin, 2013).
- Aux stations d'échantillonnage situées dans le bassin versant de la rivière Yamaska, les concentrations de certains métaux tendent à être plus élevées qu'à d'autres sites d'échantillonnage. C'est le cas pour le fer et l'antimoine à Cowansville, pour le fer, le molybdène, l'antimoine, le vanadium et le zinc à Granby, pour l'aluminium, le cobalt, le fer, le molybdène, l'antimoine et le vanadium à Acton Vale et pour le molybdène, l'antimoine et le vanadium à Saint-Hyacinthe.
- Dans la rivière Massawippi, entre la station située en amont de l'ancien secteur minier Eustis-Capel à celle située en aval, on constate une certaine hausse des concentrations d'aluminium, de cadmium, de cobalt, de cuivre, de fer, de manganèse et de zinc. Ces hausses ne sont pas suffisantes pour que les concentrations résultantes dépassent les critères de qualité de l'eau, à l'exception du cuivre, dont la concentration a dépassé légèrement le critère de toxicité chronique dans un des cinq échantillons de la station en aval.
- Dans les rivières Richelieu et Saint-François, les concentrations de métaux ne se démarquent pas de l'ensemble. Cependant, pour plusieurs métaux, soit l'aluminium, l'arsenic, le baryum, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le nickel, le plomb, le strontium et l'uranium, les concentrations dans les eaux usées et traitées de Drummondville sont moins élevées que celles dans la rivière Saint-François elle-même, à la hauteur de Sherbrooke. Ces diminutions sont peut-être dues aux deux traitements subis par l'eau prélevée à Drummondville : celui pour rendre l'eau potable et celui pour assainir les eaux usées avant leur retour dans la rivière Saint-François.

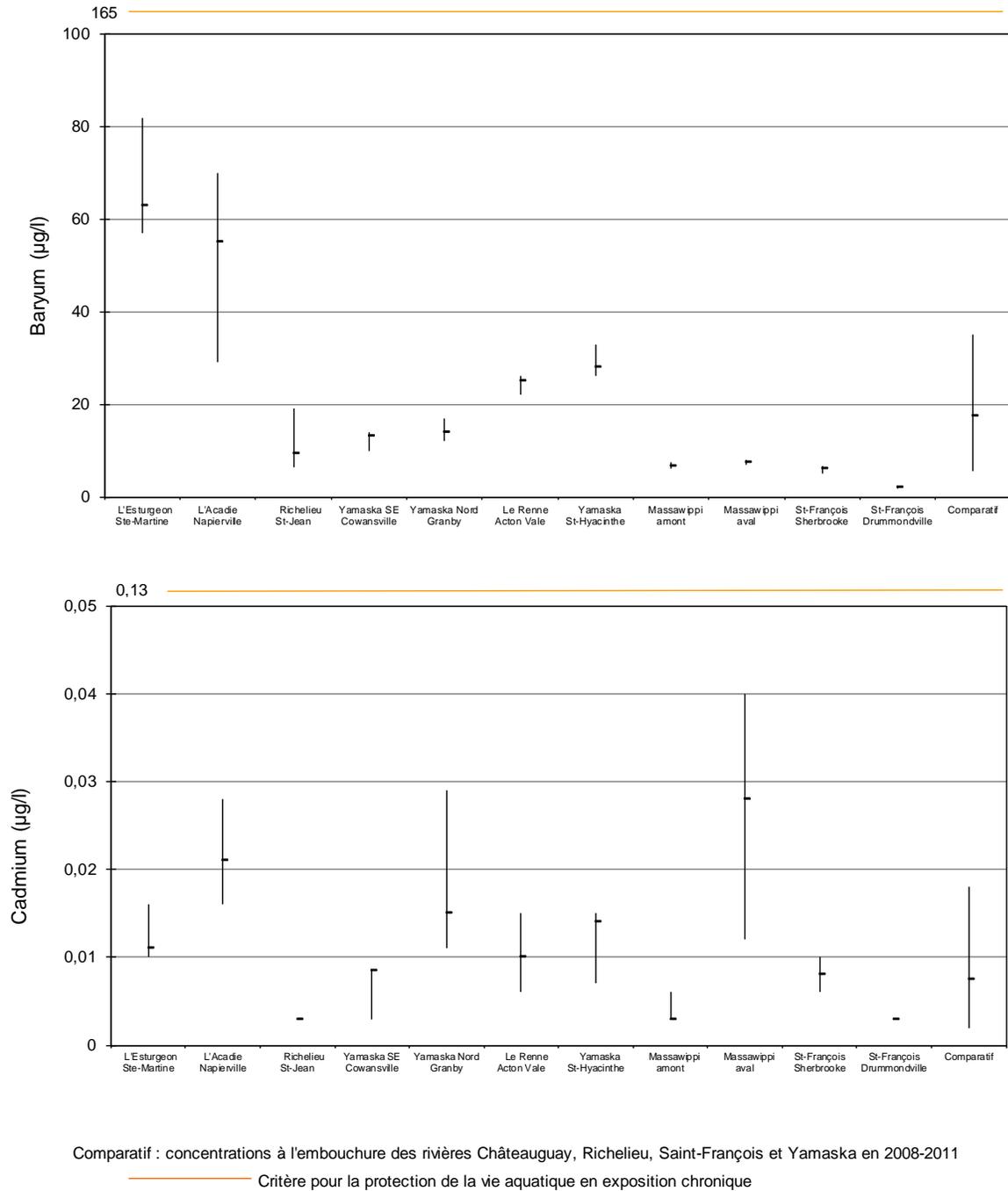


**Figure 12 Aluminium et argent dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

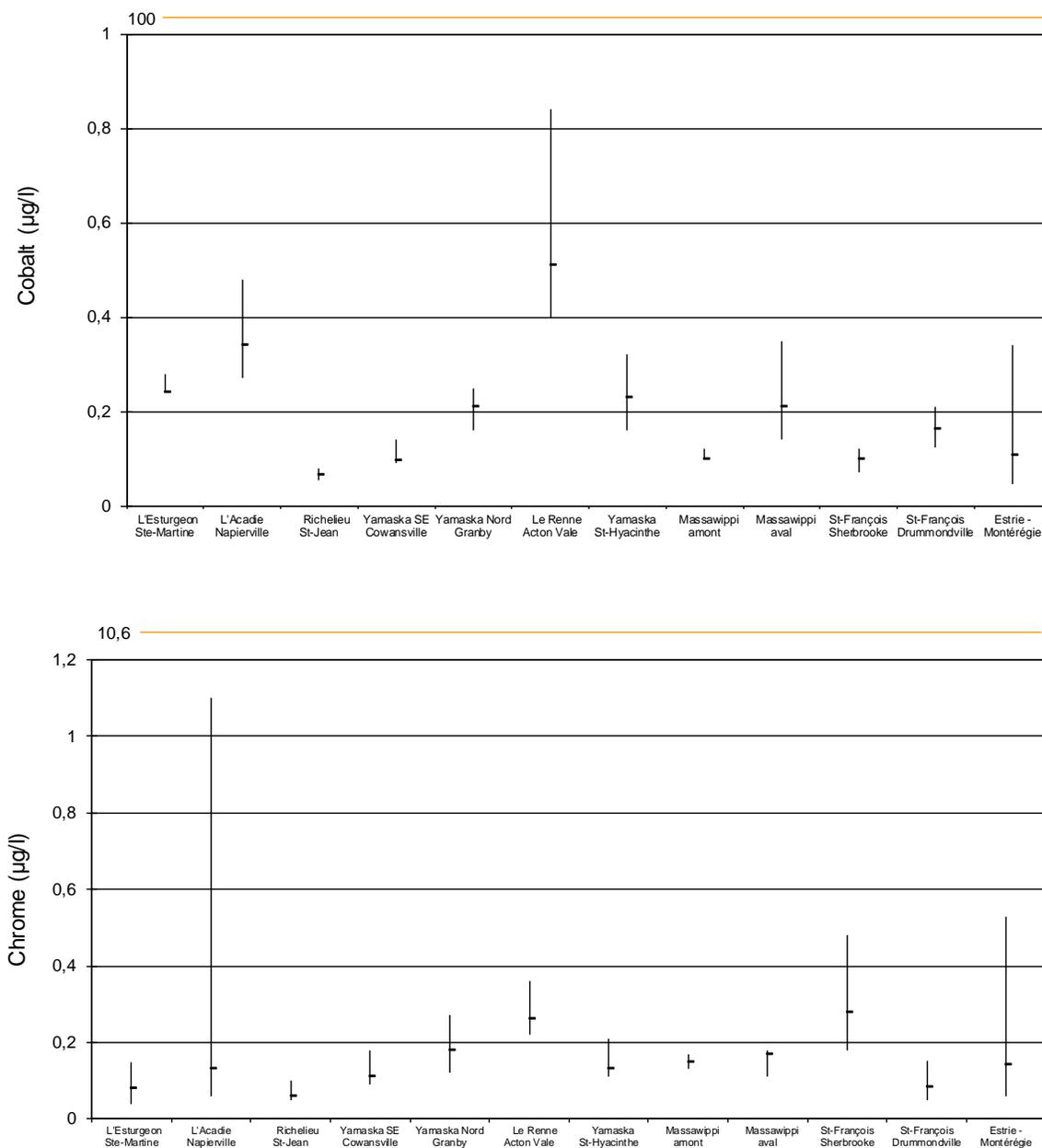


Comparatif : concentrations à l'embouchure des rivières Châteauguay, Richelieu, Saint-François et Yamaska en 2008-2011  
 ——— Critère pour la protection de la vie aquatique en exposition chronique

**Figure 13 Arsenic et bore dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

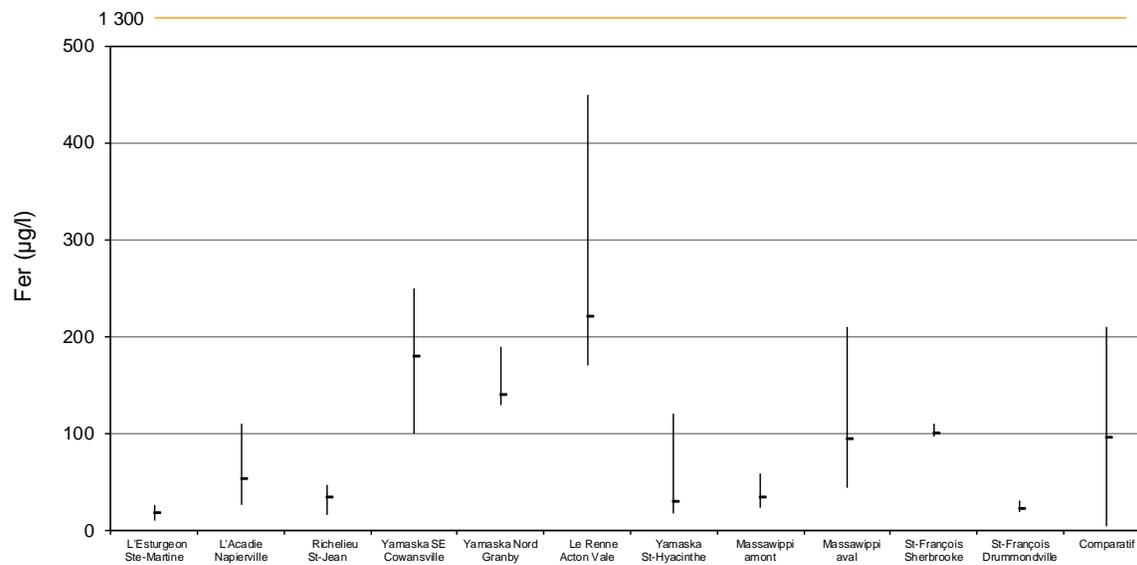
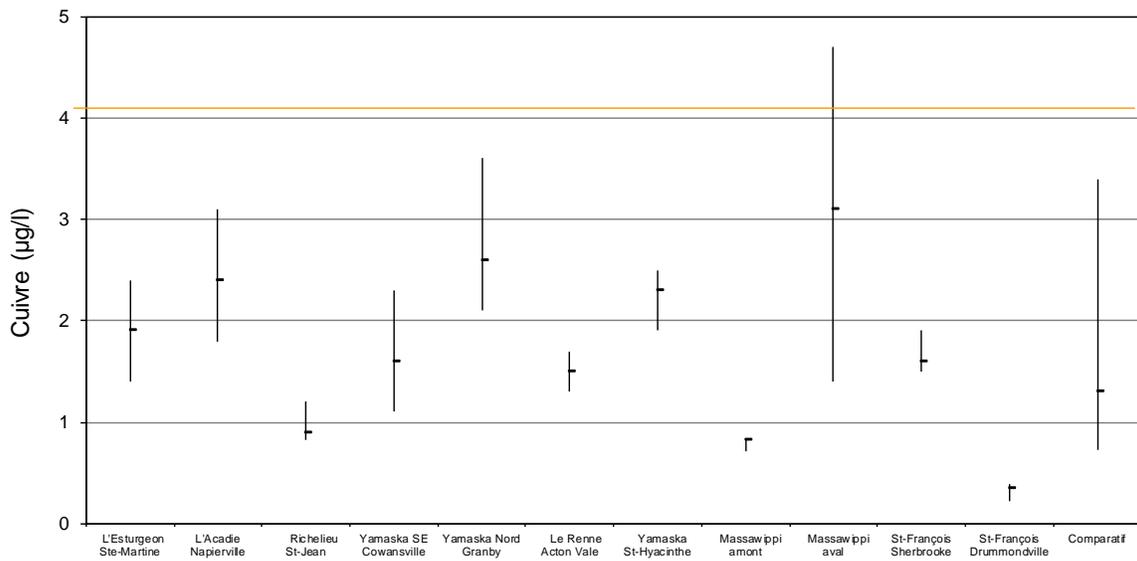


**Figure 14 Baryum et cadmium dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**



Comparatif : concentrations à l'embouchure des rivières Châteauguay, Richelieu, Saint-François et Yamaska en 2008-2011  
 ——— Critère pour la protection de la vie aquatique en exposition chronique

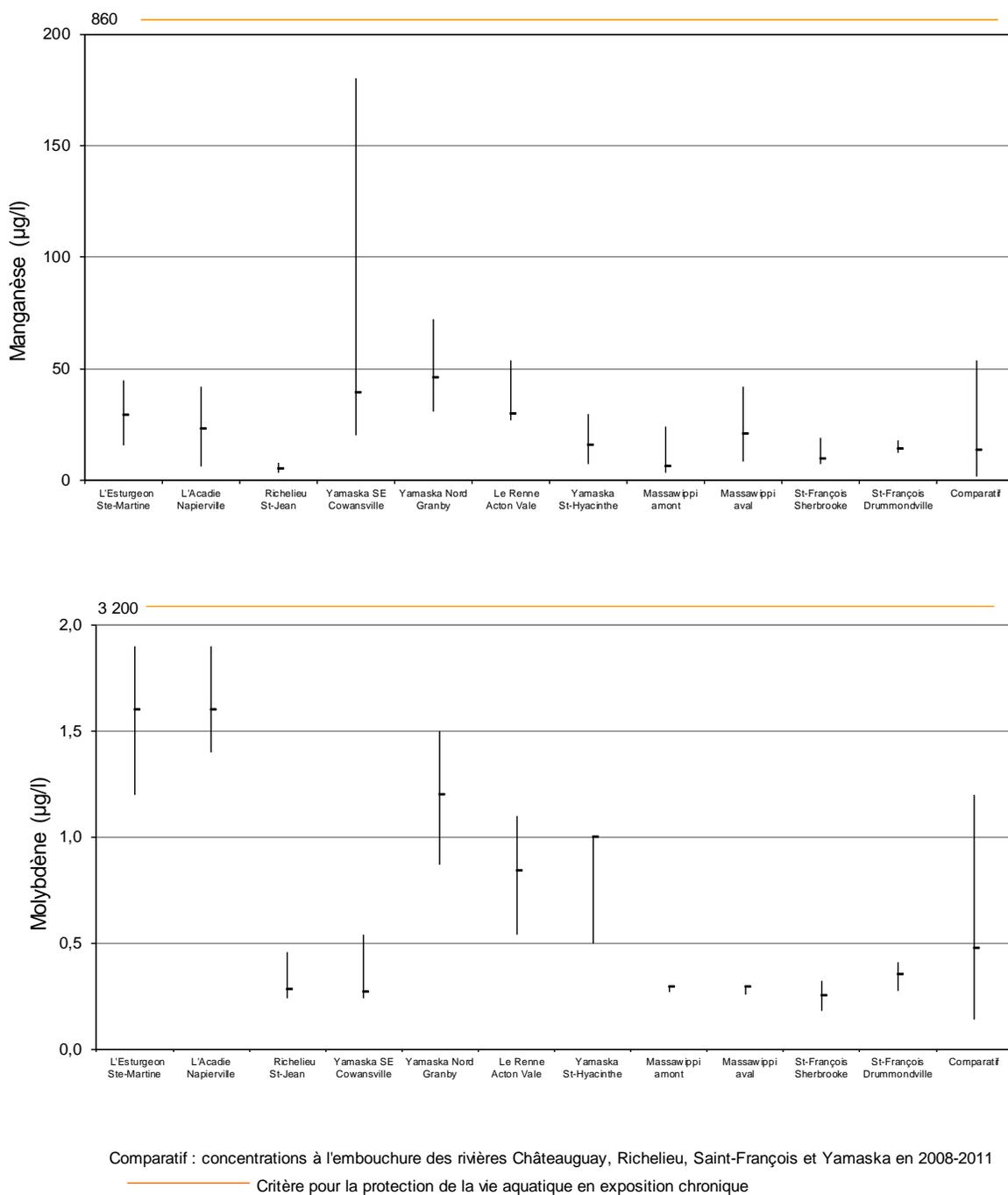
**Figure 15 Cobalt et chrome dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**



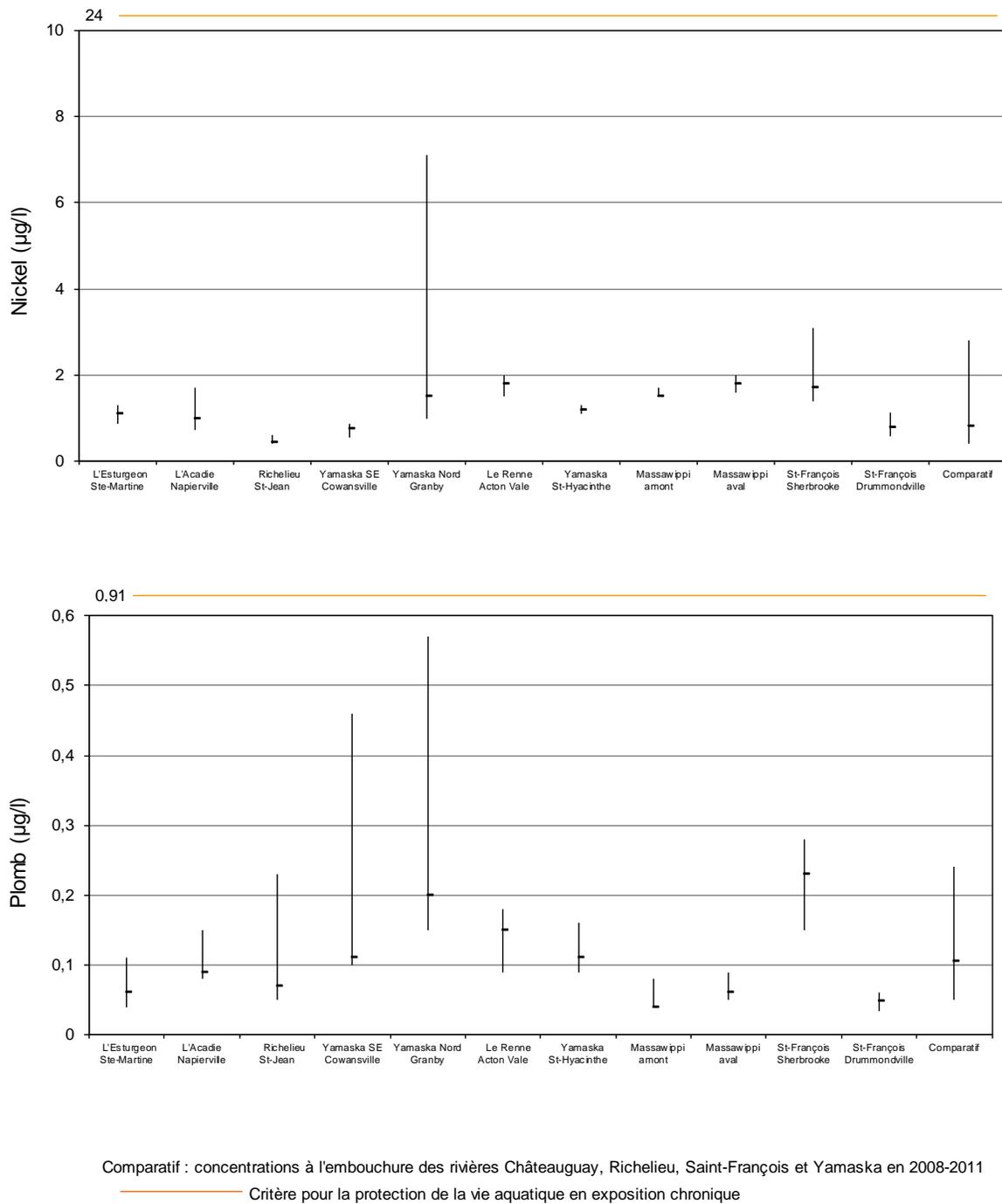
Comparatif : concentrations à l'embouchure des rivières Châteauguay, Richelieu, Saint-François et Yamaska en 2008-2011

— Critère pour la protection de la vie aquatique en exposition chronique

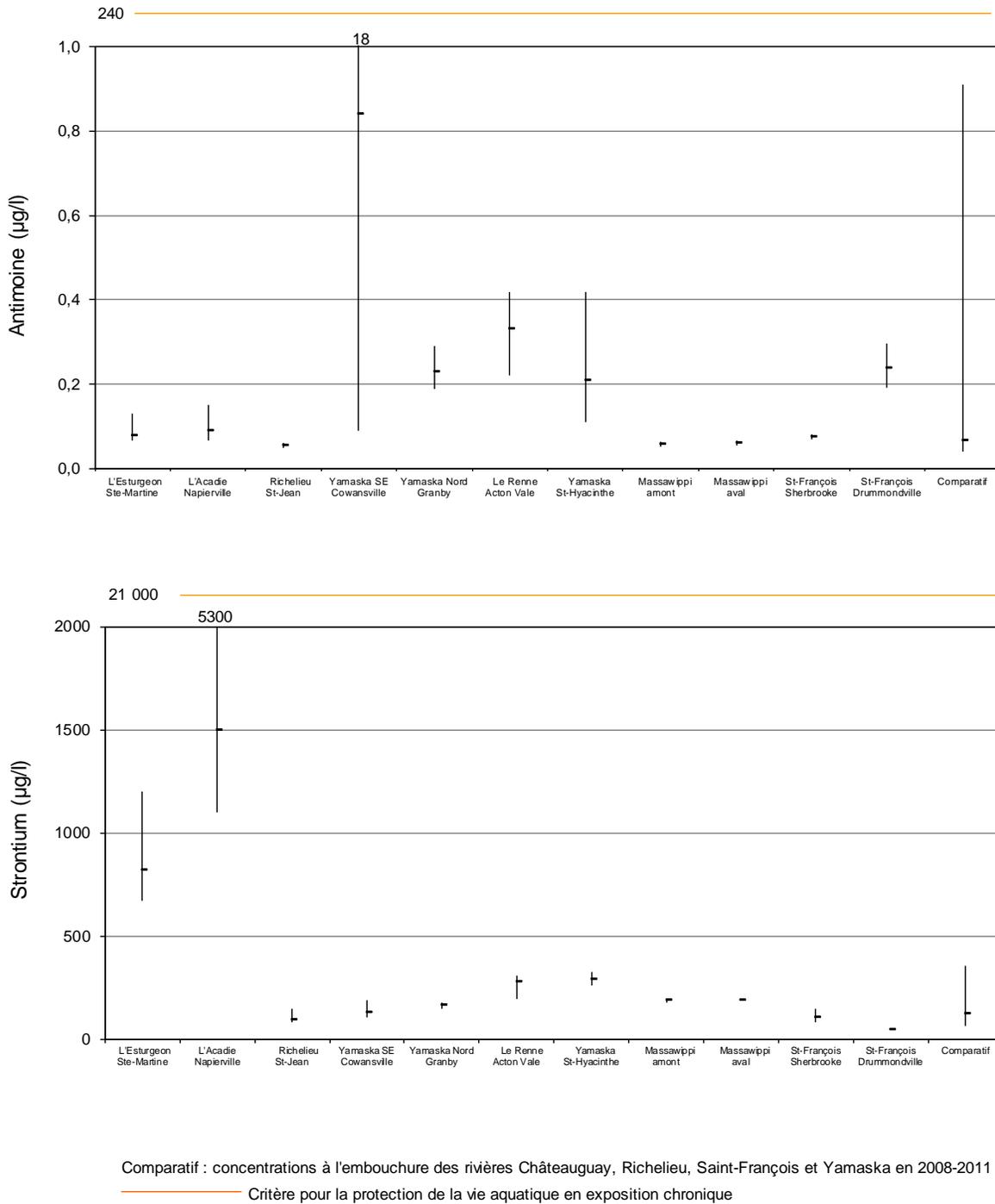
**Figure 16 Cuivre et fer dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**



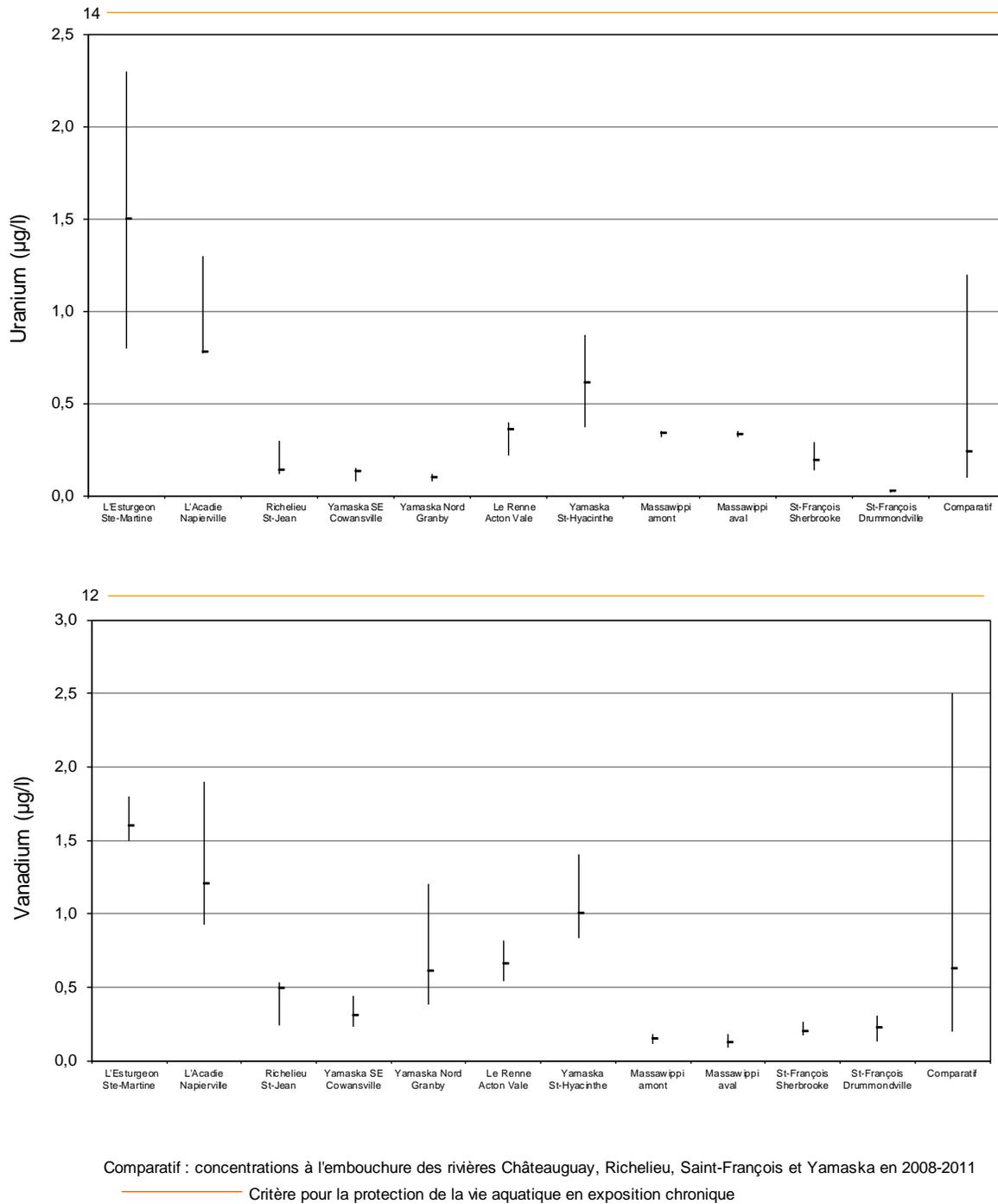
**Figure 17 Manganèse et molybdène dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**



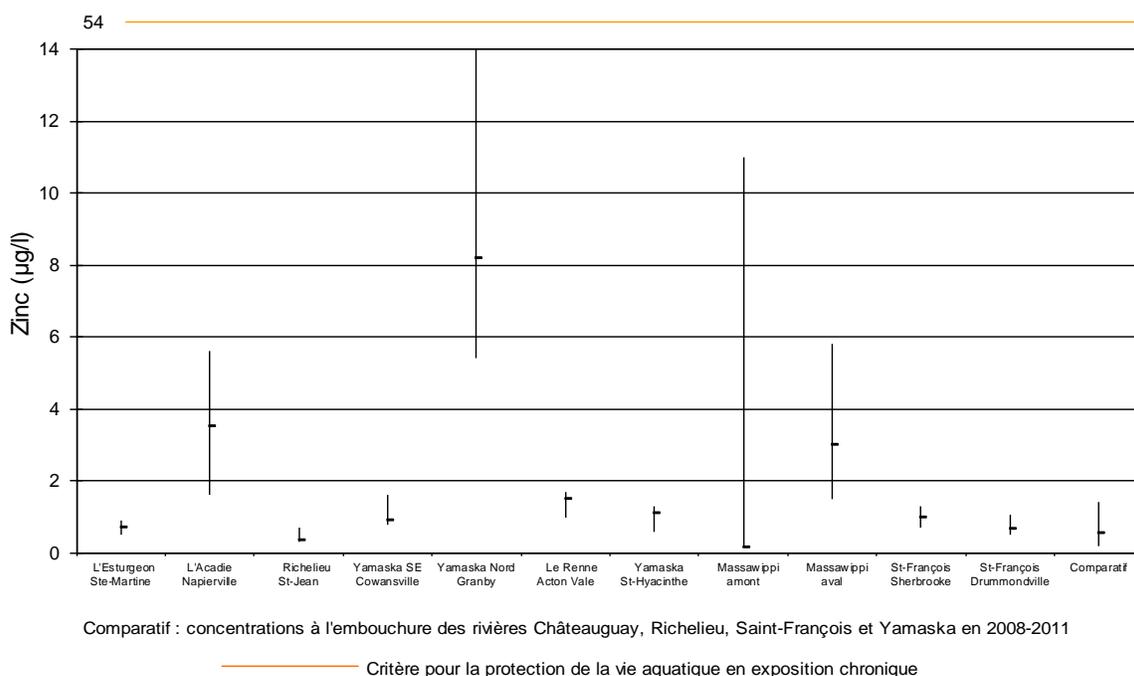
**Figure 18 Nickel et plomb dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**



**Figure 19 Antimoine et strontium dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**



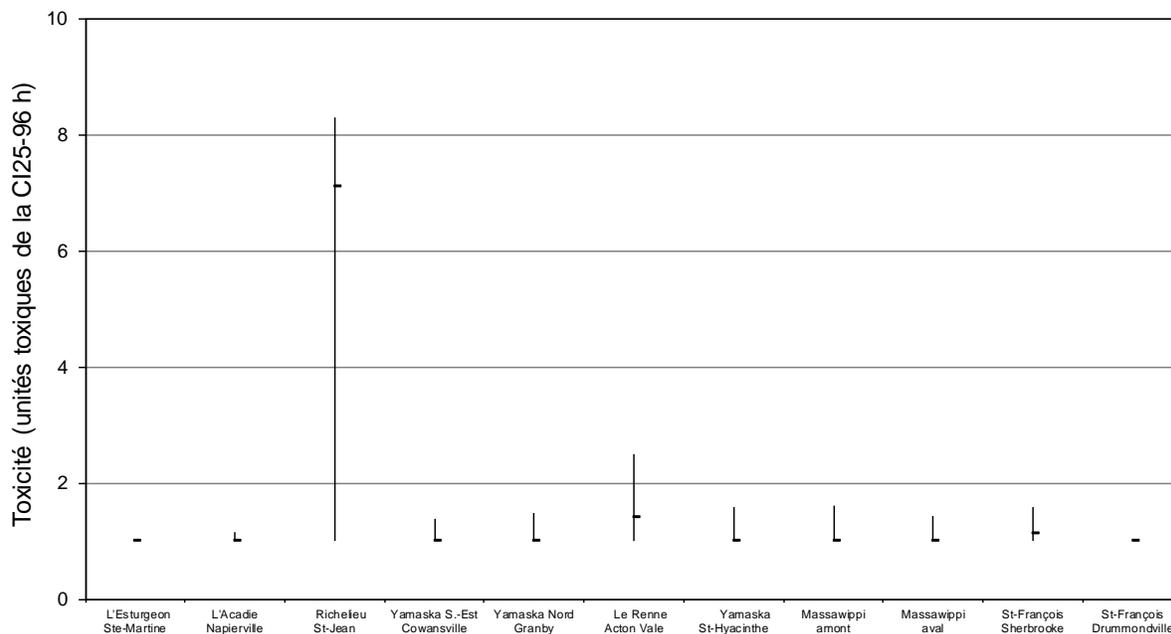
**Figure 20 Uranium et vanadium dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**



**Figure 21 Zinc dissous : concentrations maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

### 2.1.9 Toxicité pour les algues unicellulaires

Seule la station dans le Richelieu, en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu, présente de la toxicité marquée pour l'algue unicellulaire *P. subcapitata* (figure 22). À cet endroit, un seul échantillon sur cinq ne présente pas de toxicité et les quatre autres varient entre 4,4 et 8,3 unités toxiques. La cause de cette toxicité pour les algues est inconnue puisqu'aucun des contaminants mesurés ne présente des concentrations particulièrement élevées à cette station.



**Figure 22 Toxicité pour l'algue *P. subcapitata* : maximum, minimum et médiane à chaque site d'échantillonnage**

Aux autres stations d'échantillonnage, la toxicité pour l'algue est faible ou nulle; il n'y a qu'en aval de Granby et de Sherbrooke où la toxicité médiane est légèrement supérieure à un, valeur en deçà de laquelle il n'y a pas de toxicité. Sans atteindre les valeurs enregistrées dans le Richelieu, le site d'Acton Vale présente tout de même trois échantillons sur cinq avec de la toxicité, dont deux avec une toxicité supérieure à 2 unités. La ou les substances responsables de cette toxicité restent inconnues, car les substances qui affichent des concentrations élevées dans les trois échantillons en cause affichent aussi de telles concentrations dans des échantillons qui ne présentent pas de toxicité, à la station en aval d'Acton Vale ou à d'autres stations.

Au lieu d'être toxiques pour les algues, certains échantillons ont causé, à l'inverse, une stimulation de la croissance. C'est le cas de tous les échantillons de juillet, sauf celui prélevé à l'émissaire de la station de traitement des eaux usées de Drummondville, ainsi que des échantillons de septembre dans cet émissaire et dans la rivière L'Acadie et de l'échantillon d'octobre dans la rivière de l'Esturgeon. Ces stimulations sont indicatrices de la présence d'éléments nutritifs en concentrations plus importantes dans ces échantillons.

## 2.2 Contaminants mesurés dans le poisson

### 2.2.1 Espèce et taille des poissons analysés

Les espèces et classes de taille des poissons récoltés n'étaient pas les mêmes à toutes les stations d'échantillonnage, pour les raisons fournies dans la section sur la méthodologie. Le tableau 6 présente, pour chacune des stations, l'espèce, la classe de taille et le nombre de poissons entiers constituant l'homogénéat soumis à l'analyse. Il est à noter que dans les trois cours d'eau où il y a des stations en amont et en aval du site à l'étude, soit dans la rivière Yamaska Nord à Granby, la rivière Le Renne à Action Vale et la rivière Massawippi à Eustis-Capel, ce sont des poissons de la même espèce et de la

même classe de taille qui ont été analysés aux stations en amont et en aval. Dans la rivière Le Renne, trois espèces et classes de taille ont été analysées.

**Tableau 6 Espèces et classes de taille de poissons analysées en fonction de la station d'échantillonnage**

Cours d'eau	Site d'échantillonnage		Spécimens analysés		
	Site	Espèce	Classe de taille	N dans homogénat	
L'Esturgeon	aval des lagunes de Mercier	Meunier noir	très petit	6	
Richelieu	aval de Saint-Jean-sur-Richelieu	Perchaude	gros	1	
Yamaska Sud-Est	aval de Cowansville	Meunier noir	petit	1	
Yamaska Nord	amont de Granby	Meunier noir	moyen	7	
Yamaska Nord	aval de Granby	Meunier noir	moyen	2	
Le Renne	amont d'Acton Vale	Meunier noir (sp1)	très petit	10	
Le Renne	amont d'Acton Vale	Naseux des rapides (sp2)	gros	10	
Le Renne	amont d'Acton Vale	Méné à nageoires rouges (sp3)	gros	5	
Le Renne	aval d'Acton Vale	Meunier noir (sp1)	très petit	5	
Le Renne	aval d'Acton Vale	Naseux des rapides (sp2)	gros	10	
Le Renne	aval d'Acton Vale	Méné à nageoires rouges (sp3)	gros	5	
Yamaska	aval de Saint-Hyacinthe	Perchaude	petit	5	
Massawippi	amont de l'ancien site minier Eustis - Capel	Fouille-roche zébré	gros	8	
Massawippi	aval de l'ancien site minier Eustis - Capel	Fouille-roche zébré	gros	10	
St-François	aval de Sherbrooke	Meunier noir	petit	1	
St-François	aval de Drummondville	Achigan à petite bouche	très petit	5	

## 2.2.2 BPC

La figure 23 présente les concentrations de BPC totaux dans les échantillons de poissons. Il n'y a que dans la rivière Yamaska Nord, en aval de Granby, que les concentrations dépassent le critère du MDDELCC (2013) de 160 ng/g pour la protection des oiseaux et mammifères piscivores. Le seul autre échantillon dont la teneur atteint le critère est la perchaude de grande taille capturée dans le Richelieu, en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu.

Les teneurs en aval de la ville de Granby sont quatre fois plus élevées qu'en amont (figure 23), ce qui confirme que cette municipalité est toujours, en 2011, une source de BPC pour la rivière Yamaska Nord. Le même constat a été fait par le passé, par des mesures dans le poisson (Lapierre, 1999), dans l'eau (Berryman et Rocheleau, 2010) et dans des mousses aquatiques (Berryman et Nadeau, 1999). Même si Granby est toujours une source de BPC pour la rivière Yamaska Nord, la contamination du poisson y est en baisse (figure 24), ce qui suit la tendance généralisée depuis le bannissement de l'utilisation de ces substances durant les années 1970 (Laliberté, 2003; Laliberté et Mercier, 2006).

Sans entraîner des dépassements de critères, Acton Vale est tout de même une source de BPC pour la rivière Le Renne. En effet, comme le montre la figure 23, les teneurs en BPC dans les trois espèces de poissons analysées sont de cinq à neuf fois plus élevées en aval qu'en amont d'Acton Vale. À l'inverse, l'ancien site minier Eustis-Capel ne semble pas être une source de BPC pour la rivière Massawippi, puisque les teneurs ne sont pas plus élevées à la station située en aval de l'ancien site minier qu'à celle en amont.

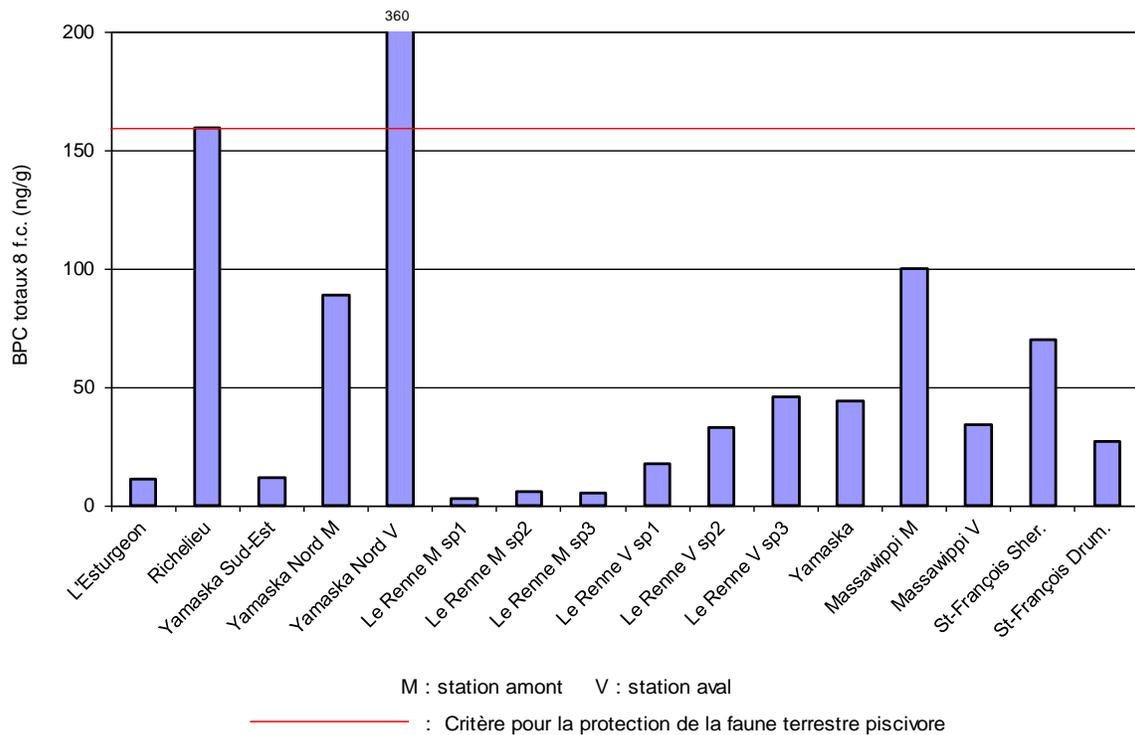


Figure 23 Concentrations de BPC totaux dans les poissons (somme de 8 familles de congénères)

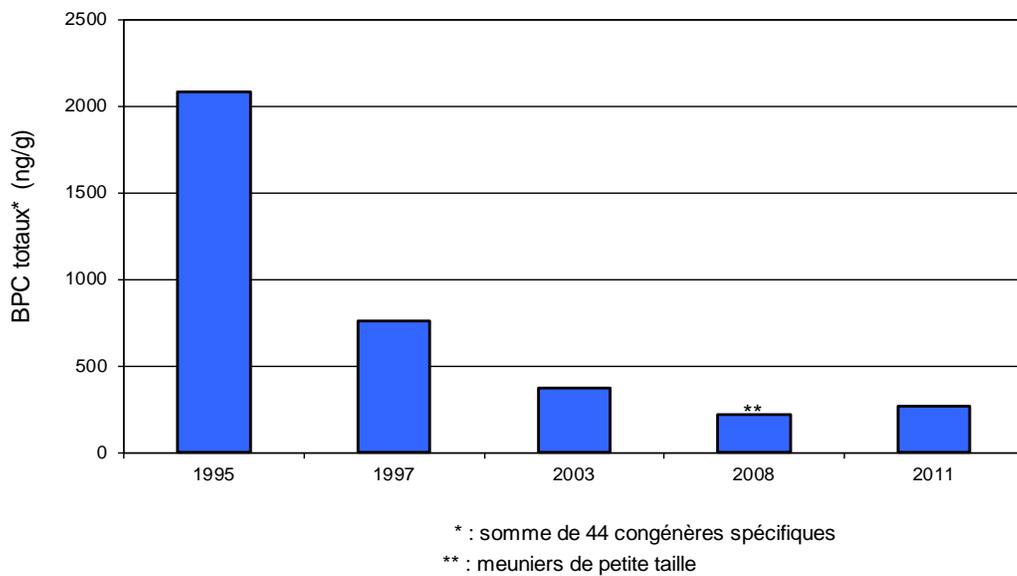


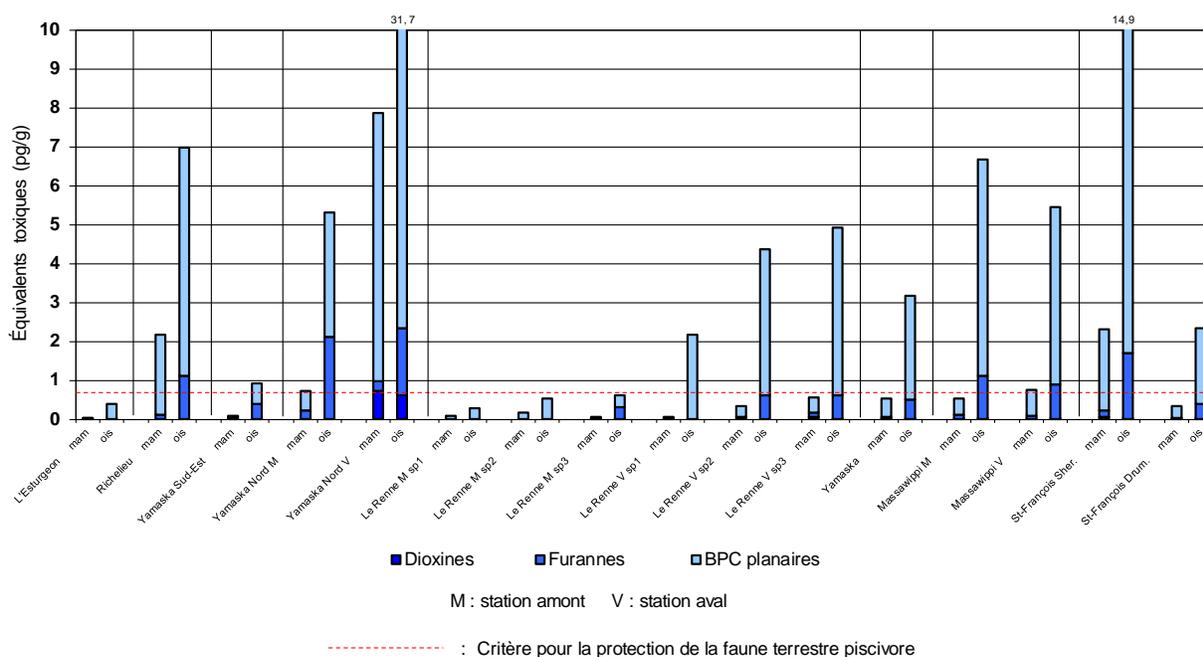
Figure 24 Diminution des concentrations de BPC totaux dans les meuniers noirs entiers de taille moyenne de la rivière Yamaska Nord en aval de Granby, de 1995 à 2011

## 2.2.3 Dioxines et furannes chlorés et BPC planaires

Les dioxines et furannes chlorés sont des substances toxiques, persistantes et bioaccumulables issues de la combustion. Au Canada, les principales sources de ces substances sont « l'incinération de déchets (déchets solides municipaux, déchets dangereux, boues d'épuration et déchets médicaux), la combustion de bois chargé en sel dans les chaudières des usines côtières de pâtes et papiers, le frittage du fer, les fours électriques à arc destinés à la fabrication d'acier et les chambres coniques de combustion de déchets municipaux » (CCME, 2015).

Les dioxines et furannes ainsi que les BPC de forme planaire n'ont pas tous la même toxicité, mais ils ont tous le même mécanisme de toxicité. Pour cette raison, leurs concentrations sont transformées en équivalents de la dioxine la plus toxique, le 2,3,7,8-TCDD, à l'aide des facteurs d'équivalence de l'annexe 2. Les concentrations équivalentes obtenues pour chacune des substances sont ensuite sommées, pour obtenir la charge toxique de l'ensemble. Les différentes dioxines, les différents furannes et les BPC planaires n'ont pas la même toxicité à l'égard des mammifères et des oiseaux. C'est pourquoi il y a des facteurs d'équivalence propres à chacun de ces groupes d'animaux.

La figure 25 présente les concentrations obtenues à chacune des stations d'échantillonnage, en équivalents toxiques pour les mammifères et pour les oiseaux. Pour ces derniers, les concentrations sont problématiques à presque tous les sites d'échantillonnage, et dépassent souvent de beaucoup le critère du MDDELCC (2013) de 0,66 pg/g. Par exemple, dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby et dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke, les concentrations sont respectivement 48 et 23 fois supérieures au critère pour la protection de la faune terrestre piscivore.



**Figure 25 Concentrations de dioxines et furannes chlorés et de BPC planaires dans les poissons en équivalents toxiques de 2,3,7,8-TCDD (EPA, 2008) pour les mammifères et les oiseaux piscivores**

Pour les mammifères piscivores, les concentrations sont problématiques aux stations de la rivière Richelieu en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu, dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby et dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke (figure 25). Ces trois endroits ont en commun des

concentrations plus élevées du pentachlorobiphényle IUPAC # 126, le BPC planaire le plus toxique pour les mammifères.

Granby et Acton Vale sont des sources confirmées de ces substances, comme le montrent les teneurs beaucoup plus fortes en aval qu'en amont de ces deux villes. À l'inverse, dans la rivière Massawippi, les teneurs en aval de l'ancien site minier Eustis-Capel ne sont pas plus élevées que celles en amont.

Les graphiques montrent que les BPC planaires contribuent fortement à la charge totale en équivalents toxiques, que les furannes contribuent un peu et que les dioxines n'ont qu'une faible contribution, sauf en aval de Granby. Parmi les 12 BPC planaires, ce sont surtout le tétrachlorobiphényle IUPAC # 77 et le pentachlorobiphényle IUPAC # 126 qui contribuent à la charge toxique. Le premier explique une bonne part de la charge plus lourde pour les oiseaux que les mammifères, car les facteurs d'équivalence toxique pour ces deux groupes sont respectivement de 0,05 et 0,0001.

#### **2.2.4 PBDE et autres retardateurs de flamme**

Les PBDE sont des retardateurs de flammes ajoutés à différentes matrices plastiques, à des résines synthétiques ainsi qu'à des fibres textiles afin de réduire l'inflammabilité d'une foule de produits de consommation : le rembourrage des meubles, les boîtiers d'appareils électroniques (téléviseurs, ordinateurs, etc.), des pièces d'automobile, des tuyaux de plastique, des matériaux de construction à base de plastique, des fils électriques, des circuits imprimés, des jouets, des adhésifs, des scellants, certains tissus, etc.

En vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), le gouvernement fédéral canadien a évalué les effets potentiels des PBDE sur la santé humaine et l'environnement au Canada. Au terme de cette évaluation, le gouvernement fédéral a conclu que les PBDE sont des substances toxiques au sens de la LCPE (Environnement Canada, 2004c). Il a par la suite instauré des mesures visant la quasi-élimination des familles de congénères les plus bioaccumulables, soit les congénères tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE, qui contiennent de quatre à six atomes de brome (Gouvernement du Canada, 2008a).

La figure 26 montre les teneurs en PBDE totaux dans les poissons analysés. Les concentrations sont particulièrement élevées dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby, dans la rivière Le Renne en aval d'Acton Vale et dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke. Les teneurs élevées à ces endroits sont principalement dues aux tétraBDE. En fait, un seul congénère de tétraBDE, le BDE-47, compte pour environ 80 % des PBDE totaux à ces endroits. Granby et Acton Vale sont clairement des sources de PBDE puisque les teneurs en aval de ces municipalités sont nettement plus élevées qu'en amont.

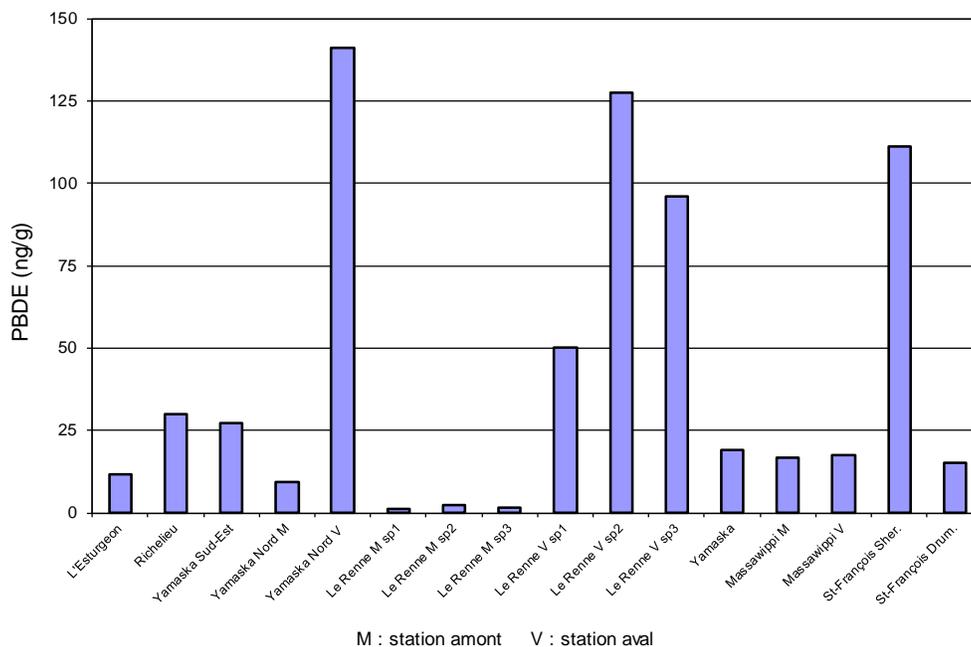


Figure 26 Concentrations de PBDE dans les poissons

Environnement Canada (2013) a établi des critères pour les concentrations de PBDE dans l'eau, les sédiments et les poissons. Il y a deux types de critères en ce qui a trait aux concentrations dans le poisson : un pour la protection du poisson lui-même et un autre pour la protection de la faune terrestre piscivore. Comme le montre le tableau 7, les teneurs en pentaBDE de la présente étude dépassent le critère de 1 ng/g pour la protection des poissons à toutes les stations d'échantillonnage, sauf celle de la rivière Le Renne en amont d'Acton Vale. Pour la même famille de substances, le critère de 3 ng/g pour la protection des mammifères piscivores est lui aussi dépassé à la plupart des stations.

Tableau 7 Dépassesments des critères de PBDE pour la protection des poissons et de la faune terrestre piscivore<sup>1</sup>

Protection des Famille de PBDE	poissons			mammifères piscivores		
	tétraBDE	pentaBDE	hexaBDE	tétraBDE	pentaBDE	hexaBDE
Critère (ng/g)	88	1	420	44	3 / 13 <sup>2</sup>	4
<b>Station<sup>3</sup></b>						
L'Esturgeon		X				X
Richelieu		X			X /	
Yamaska Sud-Est		X			X /	
Yamaska Nord M		X				
Yamaska Nord V	X	X		X	X / X	X
Le Renne M sp1						
Le Renne M sp2						
Le Renne M sp3						
Le Renne V sp1		X			X /	
Le Renne V sp2	X	X		X	X / X	X
Le Renne V sp3		X		X	X /	X
Yamaska		X			X /	
Massawippi M		X			X /	
Massawippi V		X			X /	
St-François Sher.	X	X		X	X /	X
St-François Drum.		X			X /	

1 : source des critères : Environnement Canada, 2013.

2 : protection des oiseaux piscivores

3 : les espèces de poisson à chacune des stations sont listées au tableau 6 M : station amont V : station aval

X : dépassement du critère

Aux trois sites de teneurs plus élevées, soit dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby, dans la rivière Le Renne en aval d'Acton Vale et dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke, s'ajoutent des dépassements de critères pour les tétraBDE et les hexaBDE (tableau 7). En aval de Granby et d'Acton Vale, les pentaBDE dépassent aussi le critère de 13 ng/g pour la protection des oiseaux piscivores.

Une étude antérieure (Laliberté, 2011) présente les teneurs en PBDE dans du meunier noir entier provenant de 24 sites d'échantillonnage au Québec. L'aval de Granby et l'aval de Sherbrooke font partie de ces 24 sites et, tout comme dans la présente étude, des teneurs élevées (110 à 541 ng/g) y avaient été mesurées en 2002, 2003 ou 2008, selon le site. Les teneurs rapportées ici en aval d'Acton Vale pour le naseux des rapides (128 ng/g) et pour le méné à nageoires rouges (95,5 ng/g) sont elles aussi élevées en comparaison de la plupart de celles mesurées dans cette étude.

La figure 27 présente les résultats obtenus pour l'hexabromodiphényle, un retardateur de flamme bioaccumulable et persistant produit aux États-Unis durant les années 1970, dont la production a cessé en 1976 et dont il n'y a plus de production connue dans le monde depuis de nombreuses années (PNUE, 2011). Le graphique montre que ce produit est toujours détecté, en faibles concentrations, à certaines stations d'échantillonnage de la présente étude. Granby semble être une source encore active de cette substance pour la rivière Yamaska Nord, car les concentrations mesurées à son aval sont plus élevées qu'à son amont. Même en aval de Granby, les concentrations d'hexabromodiphényle dans le poisson ne dépassent pas 0,5 ng/g, ce qui est beaucoup plus bas que les teneurs en PBDE rapportées plus haut.

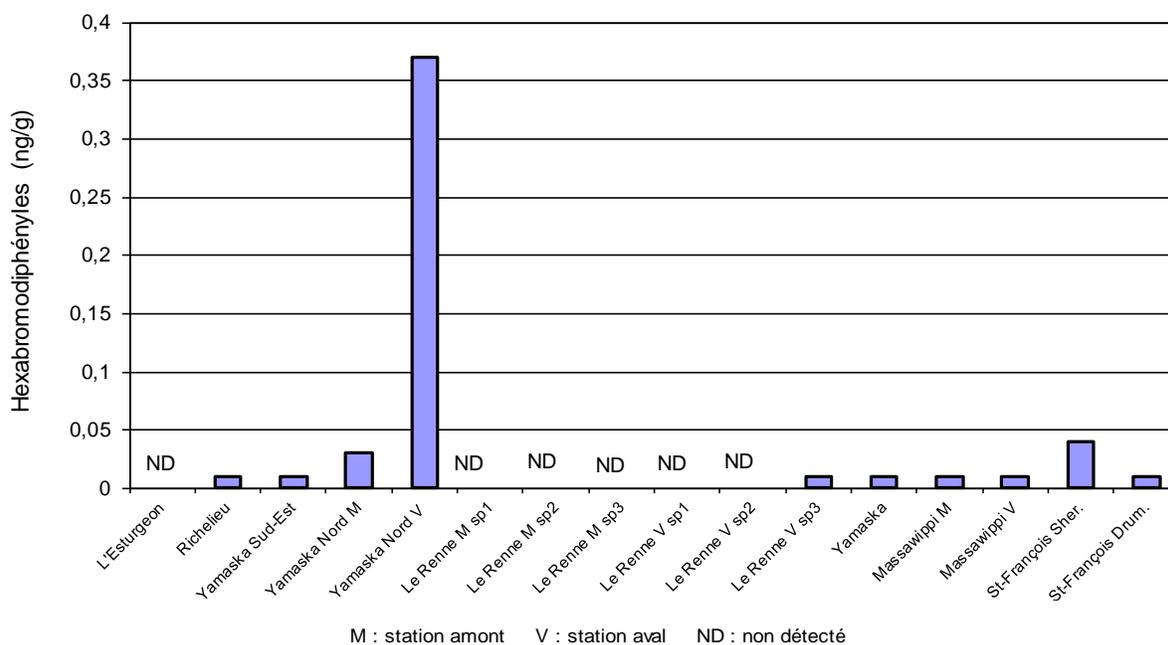


Figure 27 Concentrations d'hexabromobiphényle dans les poissons

## 2.2.5 Naphtalènes chlorés

Les naphtalènes chlorés (NC) sont des molécules constituées de deux noyaux benzéniques liés et comprenant d'un à huit atomes de chlore (figure 28). Il y a 75 NC différents, selon le nombre et la position des atomes de chlore sur les noyaux benzéniques.

Les NC ont été utilisés pour la fabrication de polymères, d'abrasifs, de composantes plastiques et de résines de synthèse. Ces produits organiques étaient utilisés à plusieurs fins : matériaux d'étanchéité, additifs de carter de moteur, solvants, agents de préservation du bois, insecticides, matériaux d'enrobage en électronique, isolement et ignifugation de câbles, etc. La production commerciale des NC a débuté vers 1910 et a cessé complètement aux États-Unis en 1980. Ces substances ne sont plus utilisées commercialement au Canada, mais elles peuvent être produites accidentellement par combustion dans différents procédés industriels et par les incinérateurs. Ces substances sont persistantes, bioaccumulables et toxiques au sens de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (Environnement Canada, 2011a). Le gouvernement fédéral a mis en place des mesures pour diminuer la production de ces substances et leur rejet dans l'environnement (Environnement Canada, 2011b).

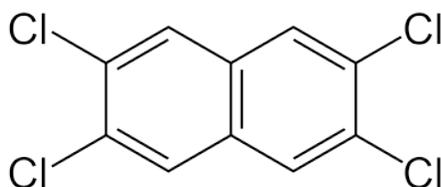


Figure 28 Exemple de naphthalène chloré

La figure 29 montre les teneurs en polychloronaphtalènes totaux dans les poissons analysés. Les concentrations sont faibles, de l'ordre des picogrammes par gramme (pg/g), soit 1 000 fois moins que les teneurs en BPC et en PBDE, qui sont exprimées en nanogrammes par gramme (ng/g). Parmi les 16 échantillons, la figure 29 montre des teneurs plus élevées dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby, dans la rivière Massawippi en aval de l'ancien site minier Eustis-Capel et dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke. De plus, Acton Vale est une source confirmée de ces substances puisque les teneurs dans les trois espèces de poissons analysées sont plus élevées en aval qu'en amont de cette municipalité.

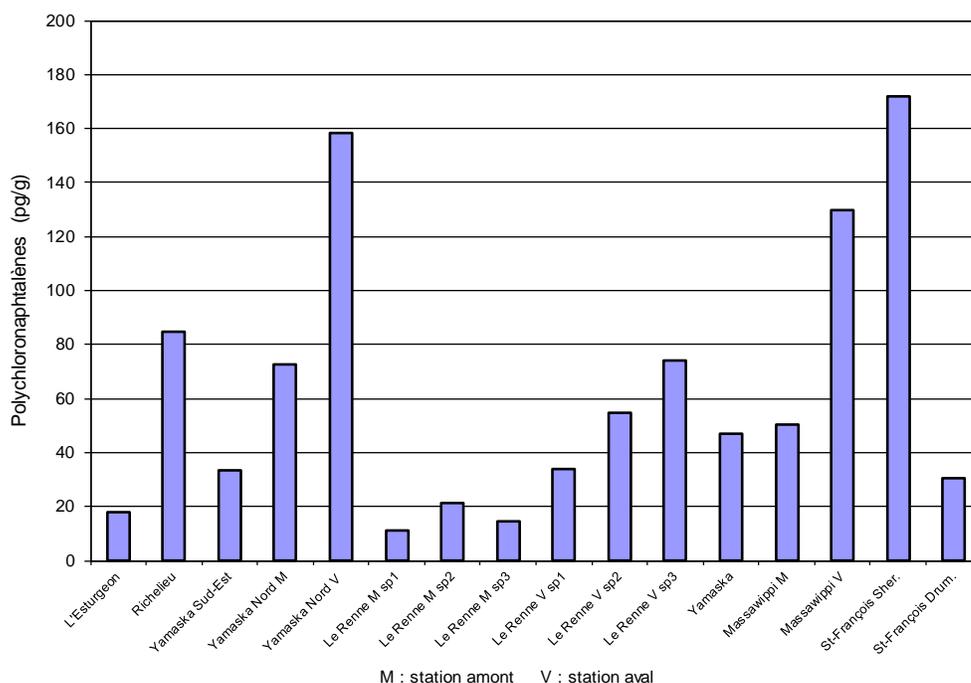


Figure 29 Concentrations de polychloronaphtalènes dans les poissons

## 2.3 État des communautés de poissons

Les dates de pêche, les méthodes de capture, la longueur des rives échantillonnées ainsi que l'effort de pêche sont présentés à l'annexe 3. L'abondance et la biomasse de chacune des espèces capturées figurent à l'annexe 4.

La figure 30 présente les valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la communauté de poissons aux stations d'échantillonnage du poisson. Les valeurs de l'IIB et la contribution des sept variables qui le composent sont présentées à l'annexe 5. Dans la rivière Yamaska en aval de Saint-Hyacinthe et dans la rivière Saint-François en aval de Drummondville, la communauté est en bon état. Elle est dans un état moyen dans la rivière Le Renne, située dans le bassin de la rivière Yamaska, et dans un état de faible ou très faible intégrité aux autres sites. La figure 30 montre aussi que dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby et dans la rivière Le Renne en aval d'Acton Vale, il y a une baisse de l'indice d'intégrité biotique par rapport à ce qui a été mesuré en amont, alors que l'ancien site minier Eustis-Capel ne cause pas une telle baisse dans la rivière Massawippi.

À leur état normal, les communautés de poissons présentent un maximum de 5 % d'individus avec des anomalies de type DELT. Parmi les sites échantillonnés dans la présente étude, seuls ceux de la rivière Le Renne en amont d'Acton Vale, de la rivière Yamaska en aval de Saint-Hyacinthe et de la rivière Saint-François en aval de Drummondville ont des taux inférieurs à cette valeur seuil (figure 31). Les taux sont particulièrement élevés dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby (45 %) et dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke (28 %).

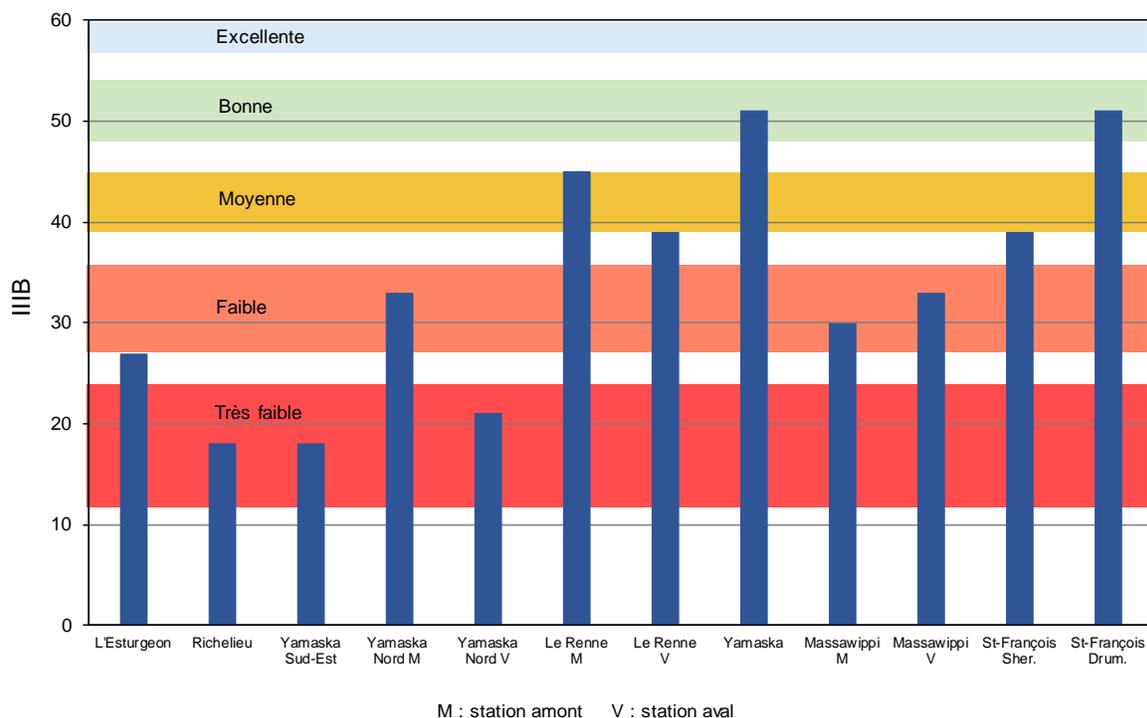


Figure 30 Valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la communauté de poissons

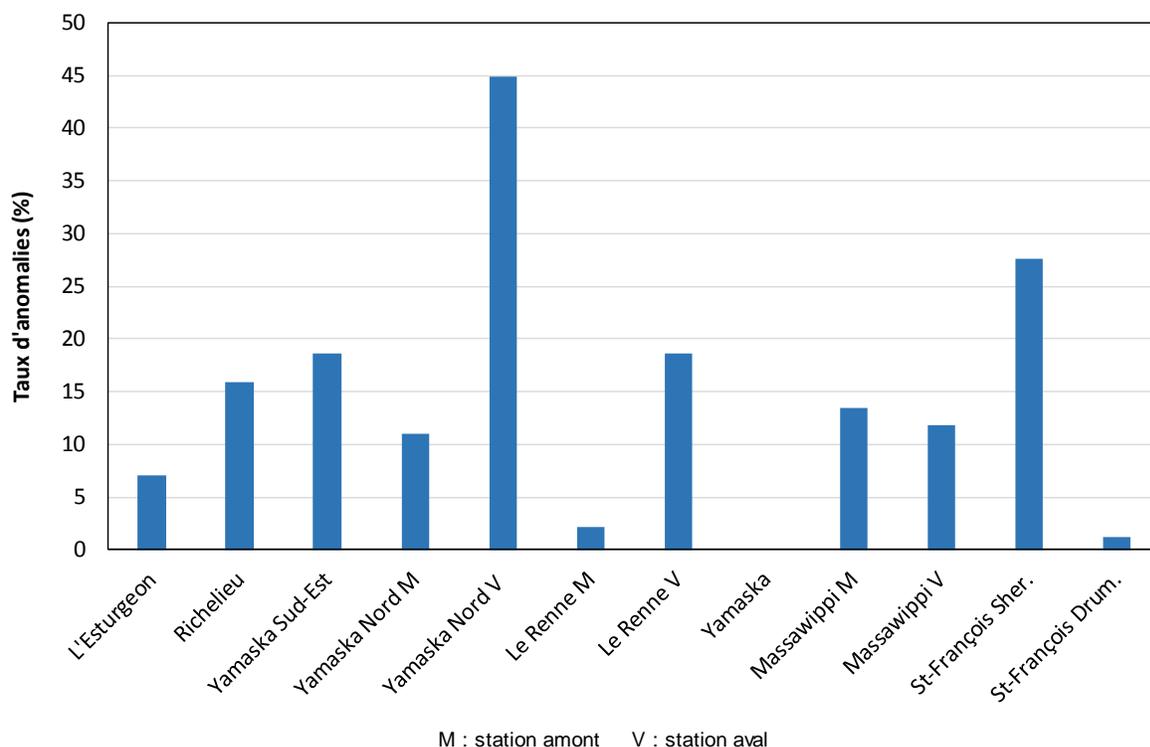


Figure 31 Taux d'anomalies de type DELT chez les poissons

Granby et Acton Vale causent une augmentation des anomalies chez les poissons, qui, respectivement, passent de 11 et 2,1 % en amont à 45 et 19 % en aval. L'ancien site minier Eustis-Capel n'a pas cet effet, les taux d'anomalies aux deux stations de la rivière Massawippi étant à peu près du même ordre.

### 3. SYNTHÈSE ET FAITS SAILLANTS

Le tableau 8 présente une synthèse des résultats obtenus pour les différents paramètres d'évaluation de l'état des cours d'eau (colonnes) à chacun des 13 sites d'échantillonnage de la présente étude (lignes). Le grand nombre de cases rouges ou orangées dans le tableau montre que la plupart des sites échantillonnés sont toujours dans une situation problématique à l'égard de certains paramètres d'évaluation des cours d'eau.

Famille de substances Sous-famille de substances Groupe animal protégé par le critère <sup>5</sup> Critère (ng/g)	Communauté de poissons		Contamination du poisson - dépassements des critères <sup>3</sup>										Contamination de l'eau <sup>7</sup>				
	Intégrité <sup>1</sup> (indice IB)	Anomalies <sup>2</sup> (%)	BPC			diox. fur. plan. <sup>4</sup>		tétraBDE		PBDE pentaBDE				hexaBDE			
			M - O	M	O	P	M	P	M	O	P	M					
1- L'Esturgeon à Ste-Martine	27	7									1,4					1,1	acide clofibrrique, bis (2-chloroéthyle)éther
2- L'Acadie en aval de Napierville			NEP											1-2, 1-3 et 1,4-dichlorobenzène, bisphénol-A			
3- Richelieu en aval de St-Jean-sur-Richelieu	18	16	1,0	3,3	11					6,7	2,2						toxicité algue
4- Yamaska Sud-Est en aval de Cowansville	18	19			1,4					3,5	1,2						composés perfluorés <sup>8</sup> , antimoine
5- Yamaska Nord en amont de Granby	33	11		1,1	8,0					1,2							NEE
6- Yamaska Nord en aval de Granby	21	45	2,3	12	48	1,3	2,6	14	4,7	1,1					2,7		acide salicylique, naproxène, triclosan, zinc
7- Le Renne en amont d'Acton Vale	45	2,1															NEE
8- Le Renne en aval d'Acton Vale	39	19			7,4	1,3	2,6	15	5	1,2					2,2		acide salicylique, naproxène, triclosan, composés perfluorés, aluminium, cobalt, toxicité algue
9- Yamaska en aval de St-Hyacinthe	51	0			4,8					3,9	1,3						aucune
10- Massawippi en amont d'Eustis	30	13			10					7,5	2,5						aucune
11- Massawippi en aval d'Eustis	33	12		1,1	8,3					6,7	2,2						cadmium, cuivre
12- St-François en aval de Sherbrooke	39	28		3,5	23	1,1	2	12	4,0						1,4		ibuprofène
13- St-François en aval de Drummondville	51	1,2			3,5					5,6	1,9						gemfibrozil, nonylphénol,

1 bleu : très bonne; vert : bonne; jaune : moyenne; orange : faible; rouge : très faible. Sources : Richard, 1994; Richard, 1996.

2 bleu : entre 0 % et 2 %; orange : entre 2 % et 5 %; rouge > 5 %. Sources : Richard, 1994; Richard 1996; Karr, 1991.

3 bleu : teneur < critère; jaune : teneur = critère; rouge : teneur > critère. Les chiffres dans les cases sont les facteurs de dépassement du critère. Ex. : 2,2 signifie une teneur 2,2 fois plus élevée que le critère.

Sources des critères : BPC, dioxines, furannes et BPC planaires : MDELCC, 2013; PBDE : Environnement Canada, 2013.

4 somme des dioxines chlorés, des furannes chlorés et des BPC planaires, en équivalents toxiques de la 2,3,7,8-TCDD

5 M : mammifères piscivores; O : oiseaux piscivores; P : poissons

6 pg/g

7 substances qui présentent dans l'eau des concentrations plus élevées qu'aux autres stations d'échantillonnage.

8 en concentrations élevées en 2010, mais en concentrations normales en 2013.

NEP : station non échantillonnée pour le poisson

NEE : station non échantillonnée pour l'eau

**Tableau 8 Synthèse des résultats par site d'échantillonnage**

## *Synthèse par paramètre d'évaluation*

### *Communautés de poissons*

La communauté de poissons est en mauvais état à la majorité des stations d'échantillonnage, avec des cotes d'intégrité faibles ou très faibles, c'est-à-dire inférieures à 36 sur 60. Les stations Yamaska Nord, en aval de Granby, Yamaska Sud-Est, en aval de Cowansville, et Richelieu, en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu, sont les plus affectées. Elles affichent toutes une très faible intégrité. Seules les stations de la rivière Yamaska en aval de Saint-Hyacinthe et de la rivière Saint-François en aval de Drummondville ont une bonne intégrité. La situation est similaire en ce qui a trait à la fréquence des anomalies de type DELT, qui est d'ailleurs une des variables prises en compte dans l'indice d'intégrité de la communauté. Neuf stations sur douze ont un taux d'anomalies supérieur à 5 %, seuil au-delà duquel la communauté est considérée comme étant affectée par des substances toxiques (Karr, 1991). L'aval de Granby et celui de Sherbrooke présentent des taux d'anomalies très élevés de 45 et 28 % respectivement.

### *Contamination du poisson*

En général, la contamination du poisson par les BPC aux sites échantillonnés n'est pas problématique, car une seule station (en aval de Granby) dépasse le critère de 160 ng/g pour la protection des oiseaux et des mammifères piscivores. À l'inverse, la somme des dioxines, des furannes et des BPC planaires est problématique, surtout pour les oiseaux piscivores, car les équivalents toxiques qui les concernent dépassent le critère de 0,66 pg/g à presque toutes les stations d'échantillonnage. En aval de Granby et de Sherbrooke, les teneurs sont respectivement 48 et 33 fois plus élevées que ce critère. Les PBDE à cinq atomes de brome (pentaBDE) posent également problème, car ils dépassent les critères pour la protection des poissons et des mammifères piscivores à presque tous les sites d'échantillonnage.

### *Contamination de l'eau*

La dernière colonne du tableau 8 liste, pour chacune des stations d'échantillonnage, les substances mesurées dans l'eau qui se trouvent en concentrations élevées en comparaison aux autres stations. Pour plusieurs de ces substances, il n'existe pas de critères de qualité auxquels les concentrations mesurées peuvent être comparées. Pour les substances pour lesquelles de tels critères existent, il n'y a eu pratiquement aucun dépassement des critères. La station en aval d'Acton Vale est celle qui présente le plus de substances dans l'eau en concentrations élevées en comparaison aux autres sites.

## *Synthèse par site d'échantillonnage*

### *Rivière de l'Esturgeon à Sainte-Martine*

Dans l'eau comme dans le poisson, peu de contaminants ont été détectés en concentrations élevées dans la rivière de l'Esturgeon à Sainte-Martine. L'acide clofibrique (un médicament) et le bis(2-chloroéthyle) éther (utilisé notamment dans des parfums) n'ont été détectés que dans les échantillons d'eau prélevés à cet endroit. Cependant, les concentrations de bis(2-chloroéthyle) éther n'étaient pas problématiques, car elles dépassent peu ou pas les critères disponibles. Dans le cas de l'acide clofibrique, il n'y a pas de critères de qualité de l'eau auxquels les concentrations mesurées peuvent être comparées.

La communauté de poissons de la rivière de l'Esturgeon, à la hauteur de Sainte-Martine, est cependant en mauvais état. L'indice d'intégrité biotique n'y est que de 27 sur 60, soit le quatrième score le plus bas

sur les 12 sites échantillonnés pour le poisson. À 7 %, le taux d'anomalies de type DELT y est supérieur à la valeur seuil de 5 %, indicatrice de milieux altérés par les polluants toxiques, mais ce taux de 7 % demeure inférieur à celui de la plupart des autres sites échantillonnés. En effet, 8 des 12 sites échantillonnés ont des taux se situant entre 11 et 45 %.

#### *Rivière L'Acadie en aval de Napierville*

La rivière L'Acadie, en aval de Napierville, est le seul site où le 1,2-, le 1,3- et le 1,4-dichlorobenzène ont été détectés, en concentrations toutefois inférieures aux critères de qualité de l'eau. Ces substances proviennent vraisemblablement de l'usine Raffineries de Napierville inc., qui produit du naphthalène. De plus, le bisphénol-A, un plastifiant, présente à cette station des concentrations nettement plus élevées qu'aux autres sites d'échantillonnage, mais qui demeurent inférieures aux critères de qualité de l'eau pour cette substance. À cause de conditions climatiques difficiles, il n'y a pas eu d'échantillonnage des poissons à la station de la rivière L'Acadie. Il n'y a donc pas de résultats sur la communauté de poissons, ni sur le niveau de contamination de ces derniers.

#### *Rivière Richelieu en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu*

Aucun des contaminants mesurés dans l'eau n'a montré des concentrations particulièrement élevées à la station d'échantillonnage située dans la rivière Richelieu, en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu. Cependant, c'est à cet endroit que l'eau s'est avérée la plus toxique pour l'algue unicellulaire *P. subcapitata*. La toxicité médiane y a été de 7,1 unités toxiques, alors qu'aux autres sites, la médiane et le maximum les plus élevés ont été de 1,4 et 2,5 unités respectivement. Cette toxicité pour l'algue unicellulaire pourrait être due à un ou des contaminants autres que ceux mesurés dans la présente étude.

À cet endroit, des concentrations relativement élevées ont été obtenues pour des contaminants mesurés dans le poisson. La concentration de BPC totaux mesurée dans le poisson provenant de cette station se situe exactement au niveau du critère pour la protection des oiseaux et des mammifères piscivores et n'a été dépassée que dans une seule des onze autres stations d'échantillonnage. De plus, pour la somme des dioxines, des furannes et des BPC planaires, en équivalents toxiques de la 2,3,7,8-TCDD, la station sur le Richelieu est une des quatre qui présentent des concentrations supérieures au critère pour la protection des mammifères piscivores. Pour les mêmes substances, le critère pour la protection des oiseaux piscivores y est également dépassé, mais, dans ce cas, comme à la majorité des stations. De plus, la communauté piscicole est en très mauvais état, avec un indice d'intégrité très faible (18 sur 60) et un taux d'anomalies de type DELT élevé (16 %).

#### *Rivière Yamaska Sud-Est en aval de Cowansville*

La station située en aval de Cowansville, sur la rivière Yamaska Sud-Est, présente aussi un des plus faibles indices d'intégrité biotique (18 sur 60). De plus, son taux d'anomalies de type DELT, à 19 %, est le troisième plus élevé des 12 stations échantillonnées pour le poisson. Pourtant, le niveau de contamination du poisson n'y est pas particulièrement élevé : seulement trois des dix critères concernant la contamination du poisson y sont dépassés, par des facteurs de 1,2 à 3,5. D'autres stations présentent des dépassements plus importants, en nombre et en amplitude.

L'eau en aval de Cowansville se démarque par ses concentrations plus élevées de trois composés perfluorés : le PFOA, le PFNA et le PFuDA. Les concentrations pour le PFOA sont plus élevées qu'aux autres sites d'échantillonnage de la présente étude et de presque tous les sites d'une étude antérieure. Cependant, des échantillonnages réalisés en 2013 n'ont pas révélé des concentrations importantes. La fermeture des usines de textiles Consoltex de Cowansville en décembre 2010 pourrait expliquer la diminution des concentrations de composés perfluorés mesurées en aval de Cowansville en 2013 par rapport à 2010. La fermeture des usines de textiles Consoltex de Cowansville en décembre 2010 pourrait

expliquer la diminution des concentrations de composés perfluorés mesurées en aval de Cowansville en 2013 par rapport à 2010.

La station de Cowansville présente des concentrations d'antimoine dans l'eau plus élevées qu'aux autres stations, mais elles demeurent très faibles en comparaison du critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique.

#### *Rivière Yamaska Nord en aval de Granby*

La rivière Yamaska Nord en aval de Granby est problématique sur plusieurs points. À 45 %, le taux d'anomalies de type DELT chez les poissons y est beaucoup plus élevé qu'à toutes les autres stations. Ce taux élevé d'anomalies contribue à un très faible indice d'intégrité de la communauté de poissons (21 sur 60), le troisième plus bas parmi les 12 sites échantillonnés pour le poisson.

C'est également à cet endroit que le poisson est le plus contaminé; c'est d'ailleurs le seul où neuf des dix critères sur la contamination du poisson sont dépassés. Pour la somme des dioxines, des furannes et des BPC planaires, les teneurs y sont 12 et 48 fois plus élevées que le critère de protection des mammifères piscivores et le critère de protection des oiseaux piscivores, respectivement. De plus, les teneurs en pentaBDE sont 14 fois plus élevées que le critère pour protéger les poissons. Finalement, c'est la seule station où, malgré le fait qu'elles aient diminué avec le temps, les teneurs en BPC sont toujours plus élevées que le critère de 160 ng/g pour la protection des oiseaux et des mammifères piscivores.

La rivière Yamaska Nord a été échantillonnée en amont et en aval de Granby. Comme le montre le tableau 1, l'agglomération de Granby contribue fortement à la dégradation de l'état du cours d'eau, car presque tous les paramètres d'évaluation sont plus problématiques à la station en aval qu'à la station en amont.

#### *Rivière Le Renne en aval d'Acton Vale*

La municipalité d'Acton Vale a des effets négatifs sur la rivière Le Renne. Les poissons capturés en aval de cette ville ont des niveaux de contaminants élevés, en dépassement de sept des dix critères relatifs à la contamination du poisson, alors que ce problème est absent en amont. Cette hausse des contaminants dans le poisson est accompagnée d'une hausse des anomalies physiques, le pourcentage de poisson présentant des anomalies passant de 2,1 % en amont d'Acton Vale à 19 % en aval. On observe aussi une légère baisse de l'indice d'intégrité biotique.

À ce constat sur les poissons, s'ajoutent des hausses de concentrations de plusieurs contaminants mesurés dans l'eau. À la station située en aval d'Acton Vale, les concentrations d'acide salicylique, de naproxène, de triclosan, de six composés perfluorés, d'aluminium et de cobalt, ainsi que la toxicité pour l'algue *P. subcapitata* sont plus élevées qu'aux autres stations échantillonnées pour l'eau.

#### *Rivière Yamaska en aval de Saint-Hyacinthe*

La communauté de poissons est en bon état dans la rivière Yamaska en aval de Saint-Hyacinthe. En effet, l'indice d'intégrité y est élevé (51 sur 60), il n'y a pas d'anomalies de type DELT et le niveau de contamination du poisson y est plus bas qu'à plusieurs autres stations. Trois des dix critères concernant la contamination du poisson y sont dépassés, par des facteurs se situant entre 1,3 et 4,8 fois le critère. Mais comme le montre le tableau 8, d'autres stations présentent des dépassements de plus grande amplitude et pour un plus grand nombre de critères. À cet endroit, aucun des contaminants mesurés dans l'eau n'a montré des teneurs en concentrations élevées.

### *Rivière Massawippi en aval de l'ancien site minier Eustis-Capel*

Aux deux stations d'échantillonnage sur la rivière Massawippi, on constate une faible intégrité biotique de la communauté de poissons (30 et 33 sur 60), des taux d'anomalies physiques élevés (13 et 12 %), des dépassements importants du critère pour la somme des dioxines, des furannes et des BPC planaires à l'égard des oiseaux (10 et 8,3 fois la valeur du critère) et de celui des pentaBDE à l'égard du poisson (7,5 et 6,7 fois le critère).

L'ancien site minier Eustis-Capel ne semble pas avoir d'effets majeurs sur la rivière. À la station en aval, la somme des dioxines, des furannes et des BPC planaires, en équivalents toxiques pour les mammifères, dépasse le critère de 0,66 pg/g, alors que ce n'est pas le cas en amont, mais le critère est à peine dépassé (facteur de dépassement de 1,1). De plus, les échantillons d'eau montrent que l'ancien site minier fait augmenter dans la rivière les concentrations de certains métaux (aluminium, cadmium, cobalt, cuivre, fer, manganèse et zinc), mais ces hausses ne sont pas suffisantes pour que les concentrations résultantes dépassent les critères de qualité de l'eau. Le cuivre fait exception, mais avec seulement un dépassement du critère de toxicité chronique parmi les cinq échantillons d'eau mensuels. Cet apport de métaux à la hauteur de l'ancien site minier n'a pas eu d'effets sur les différents paramètres mesurés chez les poissons ni sur l'algue *P. subcapitata*.

### *Rivière Saint-François en aval de Sherbrooke*

En aval de Sherbrooke, à la hauteur de Bromptonville, la communauté de poissons de la rivière Saint-François est globalement dans un état jugé moyen, mais les poissons présentent tout de même un taux élevé d'anomalies physiques et des teneurs importantes en contaminants. À 28 %, le taux d'anomalies de type DELT est le deuxième plus élevé des 12 sites échantillonnés pour le poisson. Il en est de même pour les contaminants mesurés dans le poisson : sept des dix critères sont dépassés. Tant pour les anomalies physiques que pour les contaminants dans le poisson, la station de la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke vient au deuxième rang, dépassée uniquement par la rivière Yamaska Nord en aval de Granby.

Pour ce qui est des contaminants mesurés dans l'eau, seul l'ibuprofène (un médicament) présente, en aval de Sherbrooke, des concentrations plus élevées qu'aux autres sites d'échantillonnage.

### *Rivière Saint-François en aval de Drummondville*

En aval de Drummondville, le poisson de la rivière Saint-François est en meilleure situation qu'en aval de Sherbrooke. Avec une valeur de 51 sur 60, l'indice d'intégrité de la communauté y est dans la classe de qualité « bonne » et à seulement 1,2 %, le taux d'anomalies de type DELT est inférieur au seuil jugé problématique (5 %). De plus, les niveaux de contaminants dans le poisson n'y sont pas des plus élevés : trois des dix critères sont dépassés, mais des dépassements plus importants, en nombre et en ampleur, ont été observés à six des douze stations échantillonnées pour le poisson.

Parmi les contaminants mesurés dans l'effluent de la station de traitement des eaux usées de Drummondville, seuls le gemfibrozil (médicament) et le nonylphénol (surfactant) présentent, après y avoir appliqué le facteur de dilution de 10,5, des concentrations élevées en comparaison de celles mesurées aux autres sites d'échantillonnage. Il n'existe pas de critères de qualité de l'eau pour le gemfibrozil. Pour le nonylphénol, les concentrations après dilution sont largement inférieures au critère de qualité de l'eau de 6 µg/l.

## CONCLUSION

L'objectif de la présente étude était de vérifier la présence de contaminants d'intérêt émergent et de substances toxiques ainsi que l'état des communautés de poissons à 13 endroits dans des cours d'eau de l'Estrie et de la Montérégie où les pressions sur le milieu aquatique sont élevées. La section *Synthèse et faits saillants* fait état des principaux résultats obtenus pour les différents paramètres d'évaluation de l'état des cours d'eau à chacun des sites d'échantillonnage. Ces constats permettent de tirer les généralités suivantes.

- Des contaminants d'intérêt émergent et des substances toxiques sont détectés dans l'eau à plusieurs des sites à l'étude, mais en concentrations qui ne sont pas particulièrement élevées en comparaison de celles mesurées dans d'autres cours d'eau au Québec, au Canada et aux États-Unis. Certains sites d'échantillonnage présentent tout de même des concentrations plus élevées que les autres pour certains contaminants. C'est le cas, notamment, des composés perfluorés à Acton Vale, des nonylphénols éthoxylés à Drummondville et de certains chlorobenzènes à Napierville. De plus, l'eau du Richelieu, à la hauteur du barrage Fryers, présente de la toxicité pour l'algue unicellulaire *P. subcapitata*. Même dans les échantillons présentant des concentrations plus élevées, il n'y a pratiquement pas eu de dépassements des critères de qualité de l'eau. Cependant, au Québec comme ailleurs, pour presque tous les contaminants émergents, il n'y a pas de critères de qualité de l'eau auxquels les concentrations mesurées peuvent être comparées, ce qui limite la capacité d'interprétation des résultats. Il faut aussi rappeler que dans une eau où plusieurs contaminants sont présents en même temps, même en concentrations qui respectent les critères de chacun d'entre eux, des effets sur les organismes vivants peuvent résulter de l'action combinée des différentes substances. Par exemple, la présence de pesticides, qui n'ont pas été analysés dans le cadre du présent suivi, pourrait contribuer à des effets sur les organismes aquatiques.
- La contamination du poisson par les BPC respecte le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore à toutes les stations d'échantillonnage, sauf celle située dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby.
- La contamination du poisson par les dioxines et furannes chlorés dépasse le critère pour la protection des oiseaux piscivores à presque toutes les stations d'échantillonnage. Les concentrations sont particulièrement élevées dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby et dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke.
- La contamination du poisson par les PBDE à cinq atomes de brome dépasse les critères pour la protection des poissons eux-mêmes à presque tous les sites d'échantillonnage. À neuf des douze sites d'échantillonnage, elle dépasse aussi le critère pour la protection des mammifères piscivores. La contamination est particulièrement élevée dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby, dans la rivière Saint-François en aval de Sherbrooke et dans la rivière Le Renne en aval d'Acton Vale.
- La communauté de poissons est en mauvais état à la majorité des sites d'échantillonnage, avec des cotes d'intégrité (IIB) faibles et des taux d'anomalies de type DELT élevés. Sur les douze sites où l'état de la communauté de poissons a été évalué, il n'y a que ceux de la rivière Yamaska en aval de Saint-Hyacinthe et de la rivière Saint-François en aval de Drummondville qui présentent une bonne intégrité biotique et un faible taux d'anomalies de type DELT.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BERRYMAN D., ET A. NADEAU, 1999. « Le bassin de la rivière Yamaska : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques ». Section 3, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.
- BERRYMAN, D., ET F. ROCHELEAU, 2010. *Diminution des concentrations de plusieurs substances toxiques dans la rivière Yamaska Nord à la suite du Plan d'action Granby*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de l'Estrie et de la Montérégie, ISBN 978-2-550-58563-3 (PDF), 40 p.
- BERRYMAN, D., M. RONDEAU ET V. TRUDEAU, 2014. *Concentrations de médicaments, d'hormones et de quelques autres contaminants d'intérêt émergent dans le Saint-Laurent et dans trois de ses tributaires*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec et Environnement Canada, ISBN 978-2-550-69814-2 (PDF), 15 p.
- BERRYMAN, D., C. SALHI, A. BOLDDUC, C. DEBLOIS ET H. TREMBLAY, 2012a. *Les composés perfluorés dans les cours d'eau et l'eau potable du Québec méridional*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-65565-7 (PDF), 35 p. et 2 annexes.
- BERRYMAN, D., B. SARRASIN ET C. DEBLOIS, 2012b. *Diminution des concentrations de nonylphénols éthoxylés dans les cours d'eau du Québec méridional de 2000 à 2010*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-65652-4 (PDF), 20 p.
- BERRYMAN, D., I. GUAY ET J. BEAUDOIN, 2012c. *Concentrations de métaux et toxicité de l'eau de la rivière Charest en aval de l'ancien site de Notre-Dame-de-Montauban*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-63953-4 (PDF), 40 p.
- CCME, 2015. « Dioxines et furannes ». Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). [En ligne]. [http://www.ccme.ca/fr/resources/air/dioxins\\_furans.html](http://www.ccme.ca/fr/resources/air/dioxins_furans.html). Page consultée le 22 octobre 2015.
- CEAEQ, 2012. *Modes de conservation pour l'échantillonnage des eaux de surface, DR-09-10*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 7 p.
- CLOUTIER, S. 2016. *Communication personnelle sur les taux de dilution des effluents des stations de traitement des eaux usées dans leur cours d'eau récepteur*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement. 19 février 2016.
- CORCORAN, J., M. J. WINTER ET C. R. TYLES, 2010. « Pharmaceuticals in the aquatic environment: A critical review of the evidence for health effects in fish ». *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 40, n° 4, p. 287-304.

- DUCHEMIN, M. 2013. *Communications personnelles sur les concentrations de métaux dans les rivières du Québec, à partir de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement. 11 juillet au 23 octobre 2013.
- DUCHEMIN, M., ET S. HÉBERT, 2014. *Les métaux dans les rivières du sud-ouest du Québec (2008-2011)*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-71296-1 (PDF), 24 p. et 17 annexes.
- Dufour, H., 2011. *Communication personnelle sur la dilution de l'effluent de la station de traitement des eaux usées de Drummondville dans la rivière Saint-François*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement. 21 novembre 2011.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2004a. *Rapport d'évaluation préalable des effets sur l'environnement du sulfonate de perfluorooctane, de ses sels et de ses précurseurs contenant les groupes fonctionnels C<sub>8</sub>F<sub>17</sub>SO<sub>2</sub> ou C<sub>8</sub>F<sub>17</sub>SO<sub>3</sub>*. [En ligne]. <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=EE479482-1&wsdoc=09F567A7-B1EE-1FEE-73DB-8AE6C1EB7658>. Page consultée le 4 février 2009.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2004b. *Stratégie de gestion du risque concernant le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés en vertu de la LCPE (1999)*. [En ligne]. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2014/ec/En14-139-2004-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/En14-139-2004-fra.pdf). Document consulté le 24 février 2012.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2004c. *Rapport d'évaluation environnementale préalable des polybromodiphényléthers (PBDE)*. [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=df7de982-1>. Page consultée le 3 juin 2008.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2011a. *Évaluation écologique préalable – Naphtalènes chlorés*. 53 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2011b. *Approche de gestion des risques pour les naphtalènes polychlorés (NPC)*. 17 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2013. *Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement – Polybromodiphényléthers (PBDE)*. 28 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ CANADA, 1994. *Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation – Phtalate de bis(2-éthylhexyle)*. 52 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ CANADA, 1999. *Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation – Phtalate de butyle et de benzyle*. 62 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ CANADA, 2008. *Évaluation préalable finale pour le Défi concernant le phénol 4,4'-(1-méthyléthylidène)bis (Bisphénol-A) – Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 80-05-7*. 120 p. [En ligne]. [https://www.ec.gc.ca/ese-ees/3C756383-BEB3-45D5-B8D3-E8C800F35243/batch2\\_80-05-7\\_fr.pdf](https://www.ec.gc.ca/ese-ees/3C756383-BEB3-45D5-B8D3-E8C800F35243/batch2_80-05-7_fr.pdf)
- ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1993. *Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation – Oxyde de bis(2-chloroéthyle)*. 16 p.
- EPA, 2015. *ECOTOX User Guide: ECOTOXicology Database System, Version 4.0*. Environmental Protection Agency, États-Unis. [En ligne]. <http://www.epa.gov/ecotox>. Page consultée le 1<sup>er</sup> octobre 2015.

- EPA, 2008. *Framework for Application of the Toxicity Equivalence Methodology for Polychlorinated Dioxins, Furans, and Biphenyls in Ecological Risk Assessment*. EPA/100/R-08/004, Environmental Protection Agency, États-Unis, 92 p.
- GAUTHIER, K., D. BERRYMAN, G. DUBREUIL, B. SARRASIN, C. DEBLOIS ET R. VAN COILLIE, 2013. « Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés – Une réussite dans leur élimination du milieu récepteur ». *Vecteur Environnement*, vol. 46, n° 1, p. 44-49.
- GOVERNEMENT DU CANADA, 2008a. *Règlement sur les polybromodiphényléthers*. Gazette du Canada, partie II, vol. 142, n° 14, p. 1663-1664.
- GOVERNEMENT DU CANADA, 2008b. *Règlement sur le sulfonate de perfluorooctane et ses sels et certains autres composés*. Gazette du Canada, partie II, vol. 142, n° 12, p. 1306-1387.
- GOVERNEMENT DU CANADA, 2015. *Acide pentadécafluorooctanoïque (APFO), ses sels et ses précurseurs* [En ligne]. <http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/plan/approach-approche/pfao-pfoa-fra.php>. Page consultée le 16 octobre 2015.
- KARR, J.R., 1991. « Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management ». *Ecological Application*, vol. 1, n° 1, p. 66-84.
- KLEYWEGT, S., ET COLL., 2011. « Pharmaceuticals, hormones and bisphenol A in untreated source and finished drinking water in Ontario, Canada – Occurrence and treatment efficiency ». *Science of the Total Environment*, vol. 409, n° 8, p. 1481-1488.
- KOLPIN, D. W., ET COLL., 2002. « Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in US Streams, 1999-2000: A National Reconnaissance ». *Environmental Science & Technology*, vol. 36, n° 6, p. 1202-1211.
- LALIBERTÉ, D., 2003. *Évolution des teneurs en mercure et en BPC de quatre espèces de poissons du Saint-Laurent, 1976-1997*. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° EN/2003/0287, 85 p. et 6 annexes.
- LALIBERTÉ, D., 2011. *Teneurs en polybromodiphényléthers (PBDE) dans les poissons du fleuve Saint-Laurent et des lacs et rivières du Québec (2002-2008)*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-60987-2 (PDF), 48 p.
- LALIBERTÉ, D., ET N. MERCIER, 2006. *Application de la méthode ECSOTE : l'échantillonnage intégré pour la mesure des BPC, des HAP, des dioxines et des furanes dans l'eau des rivières Richelieu et Yamaska 2001-2003*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-13 : 978-2-550-47774-7 (PDF), ISBN-10 : 2-550-47774-X (PDF), 38 p. et 18 annexes.
- LAPIERRE, L., 1999. « Le bassin de la rivière Yamaska : contamination du poisson en 1995 ». Section 4 dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.
- MDDELCC, 2016. « Données sur les concentrations de composés perfluorés dans la rivière Yamaska Sud-Est en aval de Cowansville ». Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement. Données extraites de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) le 15 avril 2016.

- MDDEFP, 2013. *Critères de qualité de l'eau de surface, 3<sup>e</sup> édition*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510 p. et 16 annexes.
- METCALFE, C. D., X. S. MIAO, B. G. KOENIG ET S. STRUGER, 2003. « Distribution of acidic and neutral drugs in surface waters near sewage treatment plants in the lower Great Lakes, Canada ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 22, n° 12, p. 2881-2889.
- NAGPAL, N. K., ET C. L. MEAYS, 2009. *Water quality guidelines for pharmaceutically-active compounds (PhACs): 17  $\alpha$ -ethynylestradiol (EE2) – Overview report*. Ministère de l'Environnement, Colombie-Britannique, 6 p.
- PNUE, 2011. *Évaluation pour les pays méditerranéens des nouveaux POP ajoutés à la liste de la Convention de Stockholm*. Programme des Nations Unies pour l'environnement, UNEP(DEPI)MED WG.352/Inf.5, 24 janvier 2011, 175 p. + annexes.
- RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichtyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN940235, rapport n° QE-89, 153 p. et 12 annexes.
- RICHARD, Y., 1996. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN960254, rapport n° EA-3, 70 p. et 10 annexes.
- Saint-Laurent, L., et M. Rhainds, 2004. *Les phtalates : état des connaissances sur la toxicité et l'exposition de la population générale*. Communiqué de veille toxicologique de l'Institut national de la santé publique, gouvernement du Québec, 9 p.
- SANTÉ CANADA ET ENVIRONNEMENT CANADA, 2012. *Évaluation préliminaire Triclosan – Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 3380-34-5*. Rapport de mars 2012, 156 p. [En ligne]. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2017/eccc/En14-259-2016-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2017/eccc/En14-259-2016-fra.pdf). Page consultée le 10 octobre 2014.
- SANTOS, L.H., A. N. ARAUJO, A. FACHINI, A. PENA, C. DELERUE-MATOS ET M.C. MONTENEGRO, 2010. « Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 175, n° 1-3, p. 45-95.
- SCHER, 2011. *Chemicals and the water framework directive: draft environmental quality standards – Ethinylestradiol (EE2)*. Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER), European Commission, 9 p.
- TERNES, T. A., 1998. « Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers ». *Water Research*, vol. 32, n° 11, p. 3245-3260.

## ANNEXES

## Annexe 1 Substances analysées et leurs limites de détection

Famille de substances	Limite de détection*
Substance	
<b>Analyse de l'eau</b>	
<b>Antibiotiques, anti-dépresseur et acétaminophène</b>	<b>(ng/l)</b>
Acétaminophène	20
Chlortétracycline	40
Erythromycine	200
Fluoxétine	10
Monensin	200
Narasin	100
Norfloxacine	10
Oxytétracycline	20
Roxythromycine	10
Sulfadiméthoxine	4
Sulfaméthazine	5
Sulfaméthizole	5
Sulfaméthoxazole	10
Sulfathiazole	20
Tétracycline	100
Triméthoprim	10
Tylosin	2
<b>Autres médicaments, triclosan et caféine</b>	<b>(ng/l)</b>
Acide salicylique	55
Acide clofibrique	5
Ibuprofène	6
Gemfibrozil	5
Caféine	13
Chlorophène	7
Fénoprophène	11
Naproxène	20
Triclosan	6
Kétoprophène	6
Acide diclofénac	5
Carbamazépine	5
Pentoxifylline	23
Fénofibrate	11
Mestranol	8
Bezafibrate	9
Indométhacine	10
<b>Hormones, bisphénol A et autres</b>	<b>(ng/l)</b>
4-ter-Octylphénol	3,2 à 3,5
Nonylphénol grade technique	85,6 à 95,2
p-n-Nonylphénol	2 à 2,4
Bisphénol A	2,1 à 2,4
Estrone	0,5 à 0,6
Estradiol-17b	1 à 1,2
Testostérone	4 à 4,8
17A-Éthynylestradiol	2 à 2,4
Coprostan	1 à 1,2
Estriol	2 à 2,4
Coprostan-3-ol	4,3 à 4,7
Coprostan-3-one	4,3 à 4,7
Cholestérol	85,6 à 94

## Annexe 1 Substances analysées et leurs limites de détection (suite)

Famille de substances	Limite de détection*
Substance	
<b>Analyse de l'eau</b>	
<b>Composés perfluorés</b>	<b>(ng/l)</b>
Perfluorohexanesulfonate (PFHxS)	1
Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	1
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	1
Perfluorodécane sulfonate (PFDS)	4
Acide perfluorononanoïque (PFNA)	1
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	2
Acide perfluoroundécanoïque (PFUdA)	2
Acide 2H-perfluoro-octénoïque (FHUEA)	2
Acide 2H-perfluoro-décénoïque (FOUEA)	1
Acide 2H-perfluoro-dodécénoïque (FDUEA)	2
Perfluorooctane sulfonamide (PFOSA)	1
N-méthyle perfluorooctane sulfonamide (N-me PFOSA)	6
N-éthyle perfluorosulfonamide (N-Et PFOSA)	6
<b>Composés organiques semi-volatils</b>	<b>(µg/l)</b>
1,2,4-Trichlorobenzène	0,10
1,2-Dichlorobenzène	0,10
1,3-Dichlorobenzène	0,10
1,4-Dichlorobenzène	0,10
2,4,5-Trichlorophénol	0,10
2,4,6-Trichlorophénol	0,20
2,4,6-Trinitrotoluène (TNT)	0,20
2,4-Dichlorophénol	0,10
2,4-Diméthylphénol	0,10
2,4-Dinitrophénol	3,00
2,4-Dinitrotoluène	0,10
2,6-Dinitrotoluène	0,20
2-Chloronaphtalène	0,10
2-Chlorophénol	0,05
2-Méthylnaphtalène	0,20
2-Méthylphénol	0,10
2-Nitroaniline	0,10
2-Nitrophénol	0,10
3-Nitroaniline	0,10
4,6-Dinitro-2-méthylphénol	0,50
4-Bromophényle phényle éther	0,10
4-Chloro-3-méthylphénol	0,30
4-Chloroaniline	0,10
4-Chlorophényle phényle éther	0,10
4-Méthylphénol	0,10
4-Nitroaniline	0,20
4-Nitrophénol	0,40
Acénaphène	0,10
Acénaphtylène	0,05
Aniline	0,10
Anthracène	0,10
Azobenzène	0,10
Benzo(a)anthracène	0,10
Benzo(a)pyrène	0,10

## Annexe 1 Substances analysées et leurs limites de détection (suite)

Famille de substances	Limite de détection*
Substance	
<b>Analyse de l'eau</b>	
Benzo(b)fluoranthène	0,10
Benzo(g,h,i)pérylène	0,10
Benzo(k)fluoranthène	0,10
Benzyl alcool	0,10
bis(2-Chloroéthoxy) méthane	0,10
bis(2-Chloroéthyle) éther	0,10
bis(2-Chloroisopropyle) éther	0,10
bis(2-Éthylhexyle) phtalate	0,50
Butylbenzylphtalate	0,10
Carbazole	0,05
Chrysène	0,05
Dibenzo(a,h)anthracène	0,10
Dibenzofurane	0,20
Diéthyle phtalate	0,10
Diméthyle phtalate	0,10
Di-n-butyle phtalate	0,10
Di-n-octyle phtalate	0,10
Fluoranthène	0,10
Fluorène	0,10
Hexachlorobenzène	0,10
Hexachlorobutadiène	0,10
Hexachlorocyclopentadiène	0,10
Hexachloroéthane	0,10
Hexachloropropène	1,0
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,10
Isophorone	0,10
Naphtalène	0,10
Nitrobenzène	0,10
n-Nitrosodi-n-propylamine	0,10
n-Nitrosodiphénylamine	0,05
Pentachloroéthane	0,05
Pentachloronitrobenzène	0,09
Pentachlorophénol	0,50
Phénanthrène	0,05
Phénol	0,05
Pyrène	0,10
<b>Métaux</b>	<b>(µg/l)</b>
Argent	0,008
Aluminium	0,006
Arsenic	0,007
Bore	0,3
Baryum	0,02
Béryllium	0,008
Cadmium	0,006
Cobalt	0,004
Chrome	0,04
Cuivre	0,05
Fer	0,5
Manganèse	0,004

## Annexe 1 Substances analysées et leurs limites de détection (suite)

<b>Famille de substances</b>	<b>Limite de détection*</b>
<b>Substance</b>	
<b>Analyse de l'eau</b>	
Molybdène	0,005
Nickel	0,03
Plomb	0,03
Antimoine	0,004
Sélénium	0,3
Strontium	0,004
Uranium	0,0009
Vanadium	0,01
Zinc	0,3
<b>Toxicité pour l'algue <i>P. subcapitata</i></b>	<b>(unités toxiques)</b>
CI25-96 h	1
<b>Analyse des poissons</b>	
<b>BPC</b>	<b>(ng/g)</b>
<b>Trichlorobiphényles</b>	
IUPAC # 18	0,001 à 0,006
IUPAC # 17	0,001 à 0,006
IUPAC # 31	0,001 à 0,003
IUPAC # 28	0,001 à 0,004
IUPAC # 33	0,001 à 0,004
<b>Tétrachlorobiphényles</b>	
IUPAC # 52	0,001
IUPAC # 49	0,001
IUPAC # 44	0,001 à 0,004
IUPAC # 74	0,001 à 0,005
IUPAC # 70	0,001 à 0,005
<b>Pentachlorobiphényles</b>	
IUPAC # 95	0,001 à 0,006
IUPAC # 101	0,001 à 0,005
IUPAC # 99	0,001 à 0,005
IUPAC # 87	0,001 à 0,005
IUPAC # 110	0,001 à 0,004
IUPAC # 82	0,001 à 0,005
IUPAC # 118	0,001 à 0,004
IUPAC # 105	0,001 à 0,003
<b>Hexachlorobiphényles</b>	
IUPAC # 151	0,001
IUPAC # 149	0,001
IUPAC # 153	0,001 à 0,003
IUPAC # 132	0,001 à 0,004
IUPAC # 138	0,001 à 0,004
IUPAC # 158*	0,001 à 0,003
IUPAC # 128	0,001 à 0,004
IUPAC # 156	0,001 à 0,003
IUPAC # 169	0,001 à 0,003
<b>Heptachlorobiphényles</b>	
IUPAC # 187*	0,001 à 0,002
IUPAC # 183	0,001 à 0,002
IUPAC # 177	0,001 à 0,002
IUPAC # 171	0,001 à 0,002

## Annexe 1 Substances analysées et leurs limites de détection (suite)

<b>Famille de substances</b>	<b>Limite de détection*</b>
<b>Substance</b>	
<b>Analyse de l'eau</b>	
IUPAC # 180	0,001 à 0,002
IUPAC # 191*	0,001
IUPAC # 170*	0,001 à 0,002
Octachlorobiphényles	
IUPAC # 199	0,001 à 0,002
IUPAC # 195	0,001 à 0,005
IUPAC # 194	0,001 à 0,005
IUPAC # 205	0,001 à 0,004
Nonachlorobiphényles	
IUPAC # 208	0,001 à 0,004
IUPAC # 206	0,001 à 0,006
Décachlorobiphényles	
IUPAC # 209	0,001 à 0,004
TRI-CB totaux	0,001
TETRA-CB totaux	0,001
PENTA-CB totaux	0,001
HEXA-CB totaux	0,001
HEPTA-CB totaux	0,001
OCTA-CB totaux	0,001
NONA-CB totaux	0,001
<b>Dioxines et furannes chlorés</b>	<b>(pg/g)</b>
2,3,7,8-TCDD	0,1
1,2,3,7,8-PeCDD	0,1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,1
OCDD	0,1 à 0,2
2,3,7,8-TCDF	0,1 à 0,2
1,2,3,7,8-PeCDF	0,1
2,3,4,7,8-PeCDF	0,1
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,1
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,1
OCDF	0,1
Tétra dioxines totaux	0,1
Penta dioxines totaux	0,1
Hexa dioxines totaux	0,1
Hepta dioxines totaux	0,1
Tétra furannes totaux	0,1
Penta furannes totaux	0,1
Hexa furannes totaux	0,1
Hepta furannes totaux	0,1

## Annexe 1 Substances analysées et leurs limites de détection (suite)

Famille de substances	Limite de détection*
Substance	
<b>Analyse de l'eau</b>	
<b>BPC planaires</b>	<b>(pg/g)</b>
Tétrachlorobiphényles	
IUPAC # 77	0,2 à 1
IUPAC # 81	0,2 à 1
Pentachlorobiphényles	
IUPAC # 105	0,2 à 1
IUPAC # 114 et # 122	0,2 à 1
IUPAC # 118	0,2 à 1
IUPAC # 123	0,2 à 1
IUPAC # 126	0,2 à 1
Hexachlorobiphényles	
IUPAC # 156	0,2 à 2
IUPAC # 157	0,2 à 2
IUPAC # 167	0,2 à 2
IUPAC # 169	0,2 à 2
Heptachlorobiphényles	
IUPAC # 170	0,2 à 2
IUPAC # 189	0,2 à 1
<b>Polybromodiphényles éthers (PBDE)</b>	<b>(ng/g)</b>
IUPAC #17	0,01
IUPAC #28	0,01
Tétrabromodiphényles éther	
IUPAC #47	0,01
IUPAC #49	0,01
IUPAC #66	0,01
IUPAC #71	0,01
IUPAC #77	0,01
Pentabromodiphényles éther	
IUPAC#85	0,01 à 0,02
IUPAC#99	0,01
IUPAC#87	0,01
IUPAC#100	0,01
IUPAC#119	0,01
IUPAC#126	
Hexabromodiphényles éther	0,01
IUPAC#138	0,01
IUPAC#153	0,01
IUPAC#154	0,01 à 0,02
IUPAC#156	
Heptabromodiphényles éther	
IUPAC#183	0,01 à 0,02
IUPAC#184	0,01 à 0,02
IUPAC#191	0,01 à 0,02
Octabromodiphényles éther	
IUPAC#196	0,02 à 0,07
IUPAC#197	0,02 à 0,06
Nonabromodiphényles éther	
IUPAC #206	0,03 à 1
IUPAC #207	0,03 à 1

## Annexe 1 Substances analysées et leurs limites de détection (suite)

Famille de substances	Limite de détection*
Substance	
<b>Analyse de l'eau</b>	
Décabromodiphényles éther IUPAC #209	0,05 à 0,8
Hexabromobiphényles IUPAC #153	0,01
<b>Polychloronaphtalènes</b>	<b>(pg/g)</b>
Trichloronaphtalène 1,2,3-Tri CN (IUPAC # 13)	0,2 à 0,4
Tétrachloronaphtalène 1,2,3,4-Tétra CN (IUPAC # 27)	0,2 à 0,3
1,2,3,5-Tétra CN (IUPAC # 28)	0,1 à 0,3
1,2,3,8-Tétra CN (IUPAC # 31)	0,2 à 0,3
1,2,5,6-Tétra CN (IUPAC # 36)	0,2
1,3,5,7-Tétra CN (IUPAC # 42)	0,1 à 0,2
1,4,5,8-Tétra CN (IUPAC # 46)	0,2 à 0,3
2,3,6,7-Tétra CN (IUPAC # 48)	0,2 à 0,3
Pentachloronaphtalène 1,2,3,4,5-Penta CN (IUPAC # 49)	0,1 à 0,7
1,2,3,4,6-Penta CN (IUPAC # 50)	0,1 à 0,6
1,2,3,5,7-Penta CN (IUPAC # 52)	0,09 à 0,5
1,2,3,5,8-Penta CN (IUPAC # 53)	0,1 à 0,6
1,2,3,6,7-Penta CN (IUPAC # 54)	0,1 à 0,6
Hexachloronaphtalène 1,2,3,4,6,7 et 5,6,7-Hexa CN (IUPAC # 66 et 67)	0,1 à 0,2
1,2,3,5,6,8-Hexa CN (IUPAC # 68)	0,1 à 0,3
1,2,3,5,7,8-Hexa CN (IUPAC # 69)	0,1 à 0,2
1,2,3,6,7,8-Hexa CN (IUPAC # 70)	0,1 à 0,3
1,2,4,5,6,8 et 7,8-Hexa CN (IUPAC # 71 et 68)	0,1 à 0,3
Heptachloronaphtalène 1,2,3,4,5,6,7-Hepta CN (IUPAC # 73)	0,09 à 0,2
1,2,3,4,5,6,8-Hepta CN (IUPAC # 74)	0,09 à 0,2
Octachloronaphtalène Octa CN (IUPAC # 75)	0,4 à 0,7

\* un intervalle ( x à x) signifie que la limite varie selon l'échantillon

## Annexe 2 Facteurs d'équivalence toxique pour les dioxines et les furannes chlorés et les BPC planaires\*

Substance	Facteur d'équivalence toxique	
	Mammifères	Oiseaux
<b>Dioxines</b>		
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,05
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,01
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,0005
OCDD	0,0003	0,0001
<b>Furannes</b>		
2,3,7,8-TCDF	0,1	1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,03	1
2,3,4,7,8-PeCDF	0,3	1
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01
OCDF	0,0003	0,0001
<b>BPC planaires</b>		
Tétrachlorobiphényles (IUPAC # 77)	0,0001	0,05
Tétrachlorobiphényles (IUPAC # 81)	0,0003	0,1
Pentachlorobiphényles (IUPAC # 105)	0,00003	0,0001
Pentachlorobiphényles (IUPAC # 114)	0,00003	0,0001
Pentachlorobiphényles (IUPAC # 118)	0,00003	0,00001
Pentachlorobiphényles (IUPAC # 123)	0,00003	0,00001
Pentachlorobiphényles (IUPAC # 126)	0,1	0,1
Hexachlorobiphényles (IUPAC # 156)	0,00003	0,0001
Hexachlorobiphényles (IUPAC # 157)	0,00003	0,0001
Hexachlorobiphényles (IUPAC # 167)	0,00003	0,00001
Hexachlorobiphényles (IUPAC # 169)	0,03	0,001
Heptachlorobiphényles (IUPAC # 189)	0,00003	0,00001

\* source : EPA, 2008.

### Annexe 3 Localisation des stations d'échantillonnage des poissons

Rivière	Station			Échantillonnage poissons			
	Numéro	Coordonnées <sup>1</sup>		Date	Effort de pêche (sec)	Longueur de rive <sup>2</sup> (m)	Méthode
de l'Esturgeon	1	45,26081	-73,78826	2011-09-07	864	106	à gué
Richelieu	3	45,38551	-73,25195	2011-08-16	942	100	bateau
Yamaska Sud-Est	4	45,22574	-72,78369	2011-08-23	1251	64(D)	à gué
Yamaska Nord	5	45,41204	-72,64493	2011-08-15	1537	1000	bateau
	6	45,36010	-72,77978	2011-07-25	1580	96	à gué
Le Renne	7	45,66135	-72,53732	2011-08-25	881	100	à gué
	8	45,65269	-72,59424	2011-08-25	871	100	à gué
Yamaska	9	45,71297	-72,91100	2011-08-17	1265	1000	bateau
Massawippi	10	45,29656	-71,9305	2011-08-24	1170	100	à gué
	11	45,31120	-71,90234	2011-08-24	1840	200	à gué
Saint-François	12	45,45735	-71,92587	2011-08-22	1127	1000	bateau
	13	45,94582	-72,52283	2011-08-18	1331	1000	bateau

<sup>1</sup> NAD 83, degrés décimaux

<sup>2</sup> Inclut les deux rives lorsque non spécifié; autrement, G : rive gauche et D : rive droite

## Annexe 4 Abondance et biomasse (g) des espèces de poissons capturées

Espèces	Niveau de tolérance	Niveau trophique	de l'Esturgeon	Richelieu	Yamaska Sud-Est	Yamaska Nord	Le Renne		Yamaska	Massawippi	
			1	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Amiidae</b>											
POISSON-CASTOR	INR	PIS	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amia calva</i>				(2231,7)							
<b>Catostomidae</b>											
CHEVALIER BLANC	INR	INS	2	-	-	-	-	-	16	6	4
<i>Moostoma anisurum</i>			(2922)						(67,8)	(9,1)	(2,7)
CHEVALIER JAUNE	INTO	INS	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moostomava valenciennesi</i>											
CHEVALIER ROUGE	INR	INS	-	-	-	-	-	-	21	-	-
<i>Moostoma macrolepidotum</i>									(42,9)		
MEUNIER NOIR	TOL	OMN	18	-	85	11	127	53	34	-	23
<i>Calostomus commersonii</i>			(780,3)		(396,9)	(5320,2)	(5551,7)	(649)	(242,3)		(79,6)
<b>Centrarchidae</b>											
ACHIGAN À GRANDE BOUCHE	TOL	PIS	-	3	-	3	5	-	-	-	-
<i>Micropterus salmoides</i>				(11,3)		(1357,3)	(37,8)				
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	INR	PIS	2	-	-	4	3	-	-	5	3
<i>Micropterus dolomieu</i>			(15,3)			(1317,7)	(44,7)			(41,9)	(21,2)
CRAPET DE ROCHE	INR	INS	2	3	29	3	1	25	1	10	1
<i>Ambloplites rupestris</i>			(2,5)	(32,6)	(32,6)	(197,8)	(3,0)	(26,2)	(2,8)	(49,4)	
CRAPET SOLEIL	INR	INS	1	2	4	27	2	-	-	9	6
<i>Lepomis gibbosus</i>			(6)	(33,8)	(50,0)	(2084,1)	(22,7)			(33)	(86,7)
MARIGANE NOIRE	INR	INS/PIS	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>				(2,3)							
CRAPET ARLEQUIN	INR	INS	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepomis macrochirus</i>				(222)							
<b>Cyprinidae</b>											
CARPE	TOL	OMN	19	4	-	-	-	-	-	1	-
<i>Cyprinus carpio</i>			(6966,7)	(16250)						(47,2)	
MÈNE À MUSEAU ARRONDI	TOL	OMN	26	5	40	-	11	16	14	3	51
<i>Pimephales notatus</i>			(69,7)	(1,5)	(15,4)		(47,4)	(55,8)	(66,2)	(1,7)	(127,7)
MÈNE À NAGEOIRES ROUGES	INR	INS	3	39	5	-	2	-	-	4	16
<i>Luxilus cornutus</i>			(4,8)	(217)	(43,4)		(5,2)			(4,3)	(115,5)
MÈNE À TACHE NOIRE	INR	INS	-	-	-	-	-	-	-	30	-
<i>Notropis hudsonius</i>										(87,4)	
MÈNE BLEU	INR	INS	1	2	-	-	-	-	-	1	-
<i>Cyprinella spiloptera</i>			(1,8)	(3,4)						(1,9)	
MÈNE D'ARGENT	INR	HERB	-	-	-	-	-	-	-	22	-
<i>Hybognathus regius</i>										(39,4)	
MÈNE JAUNE	TOL	OMN	-	15	-	8	-	-	-	-	2
<i>Notemigonus crysoleucas</i>				(56,4)		(55,9)					(19,8)
MÈNE PAILLE	INR	INS	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Notropis stramineus</i>										(1,8)	
MÈNE PÂLE	INTO	INS	18	-	5	-	-	11	-	5	7
<i>Notropis volucellus</i>			(30)		(5,2)			(14,5)		(7,1)	(17,3)
MULET À CORNES	TOL	OMN	-	-	11	-	8	4	5	-	1
<i>Semotilus atromaculatus</i>					(44,4)		(35,4)	(2,9)	(9,7)		(16,4)
NASEUX DES RAPIDES	INR	INS	-	-	-	-	11	16	113	-	1
<i>Rhinichthys cataractae</i>							(45,5)	(82,5)	(380,4)		(8)
NASEUX NOIR DE L'EST	TOL	OMN	-	-	-	-	-	2	14	-	-
<i>Rhinichthys atratulus</i>								(3,6)	(24,8)		
OUTOUCHE	INR	OMN	-	-	4	18	1	-	-	1	-
<i>Semotilus corporalis</i>					(43,4)	(19,3)	(3,1)			(1,9)	
CARASSIN	TOL	OMN	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Carassius auratus</i>						(18,1)					
MÈNE À TÊTE ROSE	INTO	INS	1	-	-	1	-	13	-	-	-
<i>Notropis rubellus</i>			(0,9)			(3,0)		(28,1)			
TANCHE	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>				(2550)							
<b>Esocidae</b>											
BROCHET MAILLE	INR	PIS	-	-	-	2	-	-	-	-	-
<i>Esox niger</i>						(168,2)					
GRAND BROCHET	INR	PIS	-	-	-	-	-	-	1	1	2
<i>Esox lucius</i>									(790)	(28,6)	(91,7)
MASKINONGÉ	INR	PIS	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Esox masquinongy</i>									(27,7)		
<b>Fundulidae</b>											
FONDULE BARRÉ	TOL	INS	5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fundulus diaphanus</i>			(10,4)								

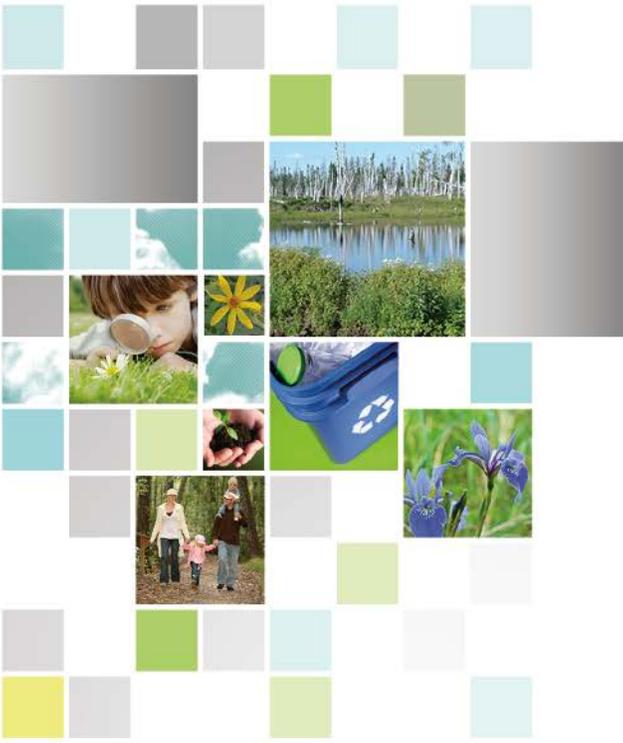
#### Annexe 4 Abondance et biomasse (g) des espèces de poissons capturées (suite)

Espèces	Niveau de tolérance	Niveau trophique	de l'Esturgeon	Richelieu	Yamaska Sud-Est	Yamaska Nord	Le Renne		Yamaska	Massawippi		
			1	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<b>Ictaluridae</b>												
BARBOTTE BRUNE	TOL	INS	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Ameiurus nebulosus</i>			(5,1)	-	-	(310,1)	-	-	-	-	-	-
CHAT-FOU DES RAPIDES	INTO	INS	-	-	-	-	-	13	1	-	-	-
<i>Noturus flavus</i>			-	-	-	-	-	(28,1)	(2,1)	-	-	-
<b>Percidae</b>												
DARD BARRÉ	INR	INS	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Etheostoma flabellare</i>			-	-	-	-	-	(0,2)	-	-	-	-
DORÉ JAUNE	INR	PIS	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sander vitreus</i>			(224,5)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FOUILLE-ROCHE ZÉBRÉ	INR	INS	-	-	-	-	6	3	-	2	8	8
<i>Percina caprodes</i>			-	-	-	-	(22,7)	(40)	-	(4,9)	(74,6)	(105,3)
PERCHAUDE	INR	INS	-	5	-	103	-	-	1	21	-	-
<i>Perca flavescens</i>			-	(535,8)	-	(5700,0)	-	-	(2,8)	(249,3)	-	-
RASEUX-DE-TERRE GRIS	TOL	INS	-	-	3	-	4	5	15	2	6	14
<i>Etheostoma olmstedii</i>			-	-	(6,8)	-	(6,5)	(10,9)	(33,8)	(5,8)	(13,2)	(15,1)
RASEUX-DE-TERRE NOIR	INR	INS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Etheostoma nigrum</i>			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Percopsidae</b>												
OMISCO	INR	INS	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Percopsis omiscomaycus</i>			-	-	-	-	-	-	-	(2)	-	-
<b>Clupeidae</b>												
GASPAREAU	INR	PLA	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Alosa pseudoharengus</i>			-	-	-	-	-	-	-	(25,5)	-	-
<b>Petromyzontidae</b>												
LAMPROIE DE L'EST	INTO	FIL	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lampetra appendix</i>			-	-	(19,6)	-	-	-	-	-	-	-
<b>Nombre total d'espèces</b>			14	13	10	10	14	13	10	21	13	9
<b>Abondance totale</b>			100	44	188	180	183	271	237	159	131	60
<b>Biomasse totale (g)</b>			11040	21930,8	619,5	16530,6	5846,8	1683,4	981,9	1532,9	617,7	360
<b>PUE totale</b>			6,9	2,8	9	7	5,7	18,5	16,3	7,5	6,7	2
<b>BUE totale</b>			766,7	1396,9	29,7	645,3	181,1	114,6	67,6	72,7	31,7	11,7

TOL : tolérant; INR : intermédiaire; INTO : intolérant; OMN : omnivore; INS : insectivore; PIS : piscivore; FIL : filtreur; HERB : herbivore; PLA : planctivore

**Annexe 5 Valeurs de chacune des variables et codification retenue [ ] pour le calcul de l'indice  
d'intégrité biotique (IIB)**

Rivière	Station	Densité relative des omnivores		Densité relative des cyprinidés insectivores		Densité relative des piscivores		Proportion des poissons avec des anomalies de type DELT		Nombre d'espèces intolérantes		Nombre d'espèces de catostomidés		IWB-IWBm	Indice d'intégrité biotique (IIB) (x 1,5)	Classe d'intégrité biotique	
		(%)	[ ]	(%)	[ ]	(%)	[ ]	(%)	[ ]	(%)	[ ]	(%)	[ ]				
de l'Esturgeon	1	63	[1]	23	[3]	3	[3]	7,0	[1]	2	[3]	2	[5]	1,2	[2]	27	faible
Richelleu	3	59	[1]	5	[1]	9	[5]	15,9	[1]	0	[1]	0	[1]	1,5	[2]	18	très faible
Yamaska Sud-Est	4	75	[1]	5	[1]	0	[1]	18,6	[1]	2	[3]	1	[3]	1,36	[2]	18	très faible
Yamaska Nord	5	21	[3]	0	[1]	5	[3]	11,0	[1]	0	[1]	1	[3]	0,35	[10]	33	faible
	6	81	[1]	8	[1]	4	[3]	44,9	[1]	1	[3]	1	[3]	2,79	[2]	21	très faible
Le Renne	7	28	[3]	59	[5]	0	[1]	2,1	[3]	3	[5]	1	[3]	0,46	[10]	45	moyenne
	8	28	[3]	64	[5]	0	[1]	18,6	[1]	1	[3]	1	[3]	0,45	[10]	39	moyenne
Yamaska	9	3	[5]	26	[3]	4	[3]	0,0	[5]	1	[3]	2	[5]	0,04	[10]	51	bonne
Massawippi	10	59	[1]	18	[1]	3	[3]	13,4	[1]	1	[3]	2	[5]	0,77	[6]	30	faible
	11	38	[3]	0	[1]	13	[5]	11,8	[1]	0	[1]	2	[5]	0,55	[6]	33	faible
Saint-François	12	59	[1]	0	[1]	7	[5]	27,6	[1]	1	[3]	3	[5]	0,42	[10]	39	moyenne
	13	6	[5]	10	[1]	43	[5]	1,2	[5]	1	[3]	3	[5]	0,15	[10]	51	bonne



**Développement durable,  
Environnement et Lutte  
contre les changements  
climatiques**

**Québec** 