

Qualité de l'eau des
tributaires de la
baie Missisquoi :
évolution temporelle
1999-2017 et
portrait récent 2015-2017



Photo 1 : Baie Missisquoi (crédit photo : Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi)

Coordination et rédaction

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

Renseignements

Pour tout renseignement, vous pouvez remplir le formulaire à cette adresse :

<http://www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp>

Téléphone : 418 521-3820

1 800 561-1616 (sans frais)

Visitez notre site Web :

<http://www.environnement.gouv.qc.ca>

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
675, boul. René-Lévesque Est, 7^e étage
Québec (Québec) G1R 5V7

Référence à citer

SIMONEAU, MARC (2019). *Qualité de l'eau des tributaires de la baie Missisquoi : évolution temporelle 1999-2017 et portrait récent 2015-2017*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 92 p. + 12 annexes. [En ligne], 2019, <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/index.htm>

Dépôt légal – 2019

Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2019

ISBN 978-2-550-83942-2. (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec, 2019

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Analyse et rédaction	Marc Simoneau ¹
Collaboration	
Préparation des données physicochimiques et graphiques	Mario Bérubé ¹
Préparation des données hydrométriques	Simon Lachance-Cloutier ²
Analyse des données – EGRET	Martine Grenier ¹
Collaboration spéciale	
Progiciel EGRET	Laura A. De Cicco ³ Robert M. Hirsch ³ Laura Medalie ⁴
Révision scientifique	Michel Patoine ¹ Martin Mimeault ⁵
Analyses de laboratoire	Direction de l'analyse chimique, CEAEQ ⁶

¹ MELCC, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement

² MELCC, Direction de l'expertise hydrique

³ National Research Program, U.S. Geological Survey, Reston, États-Unis

⁴ U.S. Geological Survey, P.O. Box 628, Montpelier, VT 05602, États-Unis

⁵ MELCC, Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de la Montérégie (retraité)

⁶ Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Laboratoire de Québec, 2700, rue Einstein, bureau E-2-220, Québec (Québec) G1P 3W8, Canada

Mots clés : baie Missisquoi, tributaires, qualité de l'eau, phosphore, azote, azote ammoniacal, nitrates, nitrites, matières en suspension, MES, chlorophylle a, coliformes fécaux, concentration, charge, portrait récent, évolution temporelle, EGRET, EGRETci, rivière Missisquoi, rivière aux Brochets, rivière Sutton, ruisseau Walbridge, ruisseau Morpions, ruisseau au Castor, ruisseau Ewing, rivière de la Roche, tendances.

RÉSUMÉ

Reconnaissant le rôle déterminant des apports de phosphore sur la dégradation de l'écosystème aquatique de la baie Missisquoi, une entente particulière sur la réduction des charges de phosphore dans la baie a été ratifiée entre les gouvernements du Québec et du Vermont en août 2002. Un réseau de suivi de la qualité de l'eau a été mis en place par le ministère de l'Environnement du Québec à l'automne 1998 afin de mesurer l'impact des efforts d'assainissement déployés de part et d'autre de la frontière. Les données issues de ce réseau sont analysées afin de documenter l'évolution temporelle de la qualité de l'eau des rivières Missisquoi, Sutton, aux Brochets et de la Roche au cours de la période 1999-2017. Un portrait récent de la qualité générale de l'eau est aussi produit en calculant un indice de la qualité (IQBP₆) à partir des données 2015-2017. Enfin, une mesure du degré de pollution résiduelle est fournie par l'analyse de la fréquence et de l'amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères.

L'analyse des séries de données de concentrations et de charges de certains paramètres clés comme les composés azotés, le phosphore, les matières en suspension (MES) et les coliformes fécaux utilise le modèle de régression pondérée WRTDS (*Weighted Regressions on Time, Discharge and Season*). Ce modèle tient compte de la variabilité associée au temps (tendance), au débit et à la saisonnalité. Les tendances observées pour les paramètres analysés aux onze stations d'échantillonnage montrent une prédominance de mesures à la baisse ou stables. Ces pourcentages sont respectivement de 67 % et 18 % pour les séries de données de concentrations. Pour les séries de données de charges, les pourcentages correspondants sont de 53 % et 27 %. Pour plusieurs stations, les diminutions jumelées des concentrations et des charges suggèrent qu'elles proviennent à la fois d'une réduction des apports des sources ponctuelles et diffuses.

Les concentrations de phosphore qui revêtent un intérêt particulier montrent une évolution encourageante, avec des valeurs à la baisse pour neuf stations et stables pour

deux stations, alors que les charges de phosphore sont à la baisse pour six stations et stables pour quatre autres stations. La seule tendance à la hausse du phosphore est enregistrée pour les charges de la station aval de la rivière de la Roche. L'absence de tendance est surtout observée pour des stations de cours d'eau drainant des bassins versants à vocation agricole pour lesquels les apports de phosphore ou de MES sont principalement de sources diffuses liées au ruissellement de surface et au drainage souterrain des superficies cultivées.

En dépit des tendances à l'amélioration observées, la qualité de l'eau de plusieurs tributaires laisse encore à désirer. Ainsi, l'indice de qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP₆), calculé à partir des données 2015-2017, et l'examen des dépassements de critères et valeurs repères de la même période permettent de départager les stations des secteurs est et ouest. Ils font ressortir le degré plus élevé de pollution qui touche les stations situées sur des tributaires à vocation agricole. Ces stations affichent une fréquence plus élevée de dépassements et une amplitude moyenne des mesures excédentaires plus marquée pour le phosphore, l'azote, les MES et la turbidité. Les sous-bassins versants plus forestiers des rivières Missisquoi et Sutton présentent une eau de meilleure qualité que les sous-bassins à vocation agricole des rivières aux Brochets et de la Roche.

La charge annuelle de phosphore estimée pour la portion québécoise du bassin versant de la baie Missisquoi a diminué de 19 % entre 2001 et 2017, passant d'environ 64 tonnes par an à 52 tonnes par an. Cette diminution est attribuable principalement à la baisse de 28 % de la charge provenant de la rivière aux Brochets. La charge annuelle totale se situe en deçà de la charge initiale de 72,4 tonnes par an estimée par le Vermont à partir des données de la période 2001-2010, mais elle est supérieure à la charge cible de 32,4 tonnes par an attribuée au Québec dans le cadre du nouveau *Total Maximum Daily Load* (TMDL) 2015.

Les apports de sources diffuses liées principalement à l'occupation agricole du

territoire constituent la principale source de dégradation de la qualité de l'eau des tributaires et de la baie Missisquoi. Plusieurs interventions liées à des programmes de subvention pour la réduction de la pollution agricole, notamment Prime-Vert du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), ou à la réglementation en vigueur ont permis de réduire cette source de pollution et peuvent expliquer les tendances à l'amélioration observées sur l'ensemble du territoire québécois de la baie Missisquoi. Toutefois, l'absence d'indicateurs pour quantifier la progression des bonnes pratiques agroenvironnementales à l'échelle des bassins versants rend difficile l'évaluation de leurs effets sur la qualité de l'eau et la formulation de recommandations précises pour son amélioration.

Le lien étroit observé entre la qualité de l'eau et l'occupation agricole du territoire des bassins versants souligne aussi l'importance de l'adaptation de l'agriculture aux changements climatiques en devenir. En

effet, les variations de température et les modifications du régime des précipitations, appréhendées dans le cadre des changements climatiques, risquent d'exacerber les problèmes de qualité d'eau, d'une part, en produisant des périodes prolongées de sécheresse estivale qui auront pour effet de limiter la capacité de dilution des cours d'eau et, d'autre part, en augmentant la fréquence des événements de pluies intenses à certaines périodes de l'année. De tels changements pourraient créer des conditions plus propices à l'eutrophisation en période estivale et augmenter les quantités de phosphore exportées des bassins versants vers les cours d'eau. Des mesures d'adaptation devraient être envisagées pour diminuer la vulnérabilité des bassins qui présentent déjà des problèmes de qualité de l'eau liés au ruissellement de surface et à l'érosion des sols. Étant donné l'état actuel des cours d'eau à vocation agricole, ces mesures d'adaptation seraient rentables et utiles indépendamment de l'ampleur des changements climatiques.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 DESCRIPTION DE L'AIRES D'ÉTUDE	3
1.1 Localisation.....	3
1.2 Occupation du territoire québécois de la baie Missisquoi.....	3
1.3 Occupation du territoire vermontois de la baie Missisquoi.....	6
1.4 Pressions anthropiques.....	7
1.4.1 Milieu urbain	7
1.4.2 Milieu industriel.....	8
1.4.3 Milieu agricole	9
2 MÉTHODOLOGIE.....	10
2.1 Tributaires étudiés.....	10
2.2 Provenance des données	11
2.3 Analyses de laboratoire	12
2.4 Analyse des données	12
2.4.1 Évolution temporelle 1999-2017 des concentrations et des charges	12
2.4.1.1 Paramètres physicochimiques et bactériologiques.....	12
2.4.1.2 Analyse statistique des séries chronologiques.....	13
2.4.1.3 Évolution des débits annuels.....	14
2.4.2 Portrait récent 2015-2017	14
2.4.2.1 Statistiques descriptives.....	14
2.4.2.2 Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP ₆)	15
2.4.2.3 Dépassements des critères 2015-2017.....	15
2.4.3 Évolution des charges annuelles de phosphore 2001-2017	15
3 RÉSULTATS.....	16
3.1 Évolution temporelle 1999-2017.....	16
3.1.1 Tendances des débits annuels.....	16
3.1.2 Biais statistique des charges des tributaires	17
3.1.3 Résultats de l'ensemble des tributaires	18
3.1.4 Résultats par sous-bassin	19

3.1.4.1	Station Missisquoi amont	19
3.1.4.2	Station Missisquoi aval	25
3.1.4.3	Station de la rivière Sutton	29
3.1.4.4	Station aux Brochets amont	33
3.1.4.5	Station ruisseau Walbridge	40
3.1.4.6	Station ruisseau Morpions	44
3.1.4.7	Station aux Brochets aval	49
3.1.4.8	Station ruisseau Ewing	53
3.1.4.9	Station ruisseau au Castor	57
3.1.4.10	Station de la Roche amont	61
3.1.4.11	Station de la Roche aval	66
3.2	Portrait global 2015-2017	71
3.3	Charges annuelles de phosphore	72
4	DISCUSSION	74
4.1	Données physicochimiques et hydrométriques.....	74
4.2	Évolution temporelle des paramètres.....	74
4.3	Tendances 1999-2017	76
4.4	Portrait récent 2015-2017	78
4.5	Charges annuelles 2001-2017.....	79
	CONCLUSION.....	80
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	82
	ANNEXES (LIENS HYPERTEXTES).....	87

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Superficies et proportions des sous-bassins du bassin versant de la baie Missisquoi	5
Tableau 2	Occupation du territoire en amont des stations de suivi de la qualité de l'eau dans le bassin versant de la baie Missisquoi.....	7
Tableau 3	Stations d'épuration dans le bassin versant de la baie Missisquoi.....	8
Tableau 4	Importance relative du milieu agricole et composition des cultures dans les bassins versants des tributaires de la baie Missisquoi.....	10
Tableau 5	Pourcentage de variation des statistiques sur les débits annuels estimés aux stations de la baie Missisquoi entre 1999 et 2017.....	17
Tableau 6	Estimation du biais statistique associé aux valeurs de charges générées par le modèle de régression WRTDS pour les tributaires de la baie Missisquoi.....	18
Tableau 7	Tendances détectées dans les séries chronologiques de concentrations et de charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la baie Missisquoi	19
Tableau 8	Variations et tendances estimées dans les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la rivière Missisquoi entre 1999 et 2017	21
Tableau 9	Variations et tendances observées dans les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la rivière aux Brochets entre 1999 et 2017	35
Tableau 10	Variations et tendances observées dans les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la rivière de la Roche entre 1999 et 2017	62

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation du bassin versant de la baie Missisquoi	4
Figure 2	Localisation des sous-bassins de la baie Missisquoi.....	5
Figure 3	Occupation du territoire québécois du bassin versant de la baie Missisquoi	6
Figure 4	Occupation du territoire vermontois du bassin versant de la baie Missisquoi	6
Figure 5	Emplacement des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau sur les tributaires de la baie Missisquoi.....	11
Figure 6	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station amont de la rivière Missisquoi au cours de la période 1999-2017	22
Figure 7	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station amont de la rivière Missisquoi au cours de la période 1999-2017	23
Figure 8	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station amont de la rivière Missisquoi au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	24
Figure 9	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station amont de la rivière Missisquoi au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	25
Figure 10	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station aval de la rivière Missisquoi au cours de la période 1999-2017	26
Figure 11	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station aval de la rivière Missisquoi au cours de la période 1999-2017	27
Figure 12	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station aval de la rivière Missisquoi au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	28
Figure 13	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station aval de la rivière Missisquoi au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	29
Figure 14	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station de la rivière Sutton au cours de la période 1999-2017.....	31
Figure 15	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station de la rivière Sutton au cours de la période 1999-2017	31
Figure 16	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station de la rivière Sutton au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017.....	32
Figure 17	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station de la rivière Sutton au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	33

Figure 18	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station amont (Frelighsburg) de la rivière aux Brochets au cours de la période 1999-2017	37
Figure 19	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station amont (Frelighsburg) de la rivière aux Brochets au cours de la période 1999-2017	38
Figure 20	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station amont de la rivière aux Brochets au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	39
Figure 21	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station amont de la rivière aux Brochets au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	40
Figure 22	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station du ruisseau Walbridge au cours de la période 1999-2017	41
Figure 23	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station du ruisseau Walbridge au cours de la période 1999-2017	42
Figure 24	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station du ruisseau Walbridge au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	43
Figure 25	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station du ruisseau Walbridge au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	44
Figure 26	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station du ruisseau Morpions au cours de la période 1999-2017	46
Figure 27	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station du ruisseau Morpions au cours de la période 1999-2017	47
Figure 28	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station du ruisseau Morpions au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	48
Figure 29	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station du ruisseau Morpions au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	49
Figure 30	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station aval (Pike River) de la rivière aux Brochets au cours de la période 1999-2017	50
Figure 31	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station aval (Pike River) de la rivière aux Brochets au cours de la période 1999-2017	51
Figure 32	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station aval de la rivière aux Brochets au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	52
Figure 33	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station aval de la rivière aux Brochets au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	53

Figure 34	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station du ruisseau Ewing au cours de la période 2001-2017	54
Figure 35	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station du ruisseau Ewing au cours de la période 2001-2017	55
Figure 36	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station du ruisseau Ewing au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	56
Figure 37	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station du ruisseau Ewing au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	57
Figure 38	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station du ruisseau au Castor au cours de la période 2001-2017	58
Figure 39	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station du ruisseau au Castor au cours de la période 2001-2017	59
Figure 40	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station du ruisseau au Castor au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	60
Figure 41	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station du ruisseau au Castor au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	61
Figure 42	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station amont de la rivière de la Roche au cours de la période 1999-2017	63
Figure 43	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station amont de la rivière de la Roche au cours de la période 1999-2017	64
Figure 44	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station amont de la rivière de la Roche au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	65
Figure 45	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station amont de la rivière de la Roche au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	66
Figure 46	Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station aval de la rivière de la Roche au cours de la période 1999-2017	67
Figure 47	Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station aval de la rivière de la Roche au cours de la période 1999-2017	68
Figure 48	Distribution des mesures de l'IQBP ₆ et de ses composantes observées à la station aval de la rivière de la Roche au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	69
Figure 49.	Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station aval de la rivière de la Roche au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017	70

Figure 50	Qualité générale de l'eau des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2015-2017 évaluée à l'aide de l'IQBP ₆	71
Figure 51	Évolution de la charge annuelle de phosphore estimée pour la portion québécoise des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2001-2017.....	72
Figure 52	Évolution de la charge annuelle totale de phosphore estimée pour la portion québécoise des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2001-2017.....	73

LISTE DES ANNEXES¹

Annexe 1	Liste des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau du bassin versant de la baie Missisquoi	
Annexe 2	Liste des paramètres physicochimiques et bactériologique analysés aux stations du bassin versant de la baie Missisquoi au cours de la période 2015-2017	
Annexe 3	Tableau des résultats annuels et des variations observées au cours de la période 1999-2017 dans les concentrations et les charges des six variables analysées aux stations des tributaires de la baie Missisquoi	
	Annexes 3.1 à 3.6	Rivière Missisquoi amont
	Annexes 3.7 à 3.12	Rivière Missisquoi aval
	Annexes 3.13 à 3.18	Rivière Sutton
	Annexes 3.19 à 3.24	Rivière aux Brochets amont
	Annexes 3.25 à 3.30	Ruisseau Walbridge
	Annexes 3.31 à 3.36	Ruisseau Morpions
	Annexes 3.37 à 3.42	Rivière aux Brochets aval
	Annexes 3.43 à 3.48	Ruisseau Ewing
	Annexes 3.49 à 3.54	Ruisseau au Castor
	Annexes 3.55 à 3.60	Rivière de la Roche amont
	Annexes 3.61 à 3.66	Rivière de la Roche aval
Annexe 4	Taux annuels de variation des concentrations et des charges des paramètres physicochimiques et bactériologique par période et tendances estimées au cours de la période 1999-2017 dans les tributaires de la baie Missisquoi	
Annexe 5	Évolution des relations concentration-débit mensuelles des paramètres à intervalles de trois ans (sauf ruisseaux Ewing et au Castor, quatre ans)	
	Annexe 5.1	Rivière Missisquoi amont
	Annexe 5.2	Rivière Missisquoi aval
	Annexe 5.3	Rivière Sutton
	Annexe 5.4	Rivière aux Brochets amont
	Annexe 5.5	Ruisseau Walbridge

¹ Les annexes ne sont pas incluses dans le rapport, mais elles sont disponibles à l'adresse suivante :
www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/index.htm

- Annexe 5.6 Ruisseau Morpions
- Annexe 5.7 Rivière aux Brochets aval
- Annexe 5.8 Ruisseau Ewing
- Annexe 5.9 Ruisseau au Castor
- Annexe 5.10 Rivière de la Roche amont
- Annexe 5.11 Rivière de la Roche aval
- Annexe 6 Évolution des débits statistiques estimés aux stations des tributaires de la baie Missisquoi
 - Annexe 6.1 Rivière Missisquoi amont – 1999-2017
 - Annexe 6.2 Rivière Missisquoi aval – 1999-2017
 - Annexe 6.3 Rivière Sutton – 1999-2017
 - Annexe 6.4 Rivière aux Brochets amont – 1999-2017
 - Annexe 6.5 Ruisseau Walbridge – 1999-2017
 - Annexe 6.6 Ruisseau Morpions – 1999-2017
 - Annexe 6.7 Rivière aux Brochets aval 1999-2017
 - Annexe 6.8 Ruisseau Ewing – 2001-2017
 - Annexe 6.9 Ruisseau au Castor – 2001-2017
 - Annexe 6.10 Rivière de la Roche amont – 1999-2017
 - Annexe 6.11 Rivière de la Roche aval – 1999-2017
- Annexe 7 Statistiques descriptives globales de la période 2015-2017 pour chaque station d'échantillonnage du bassin versant de la baie Missisquoi
- Annexe 8 Diagrammes illustrant la distribution des mesures des onze paramètres physicochimiques et bactériologique observées aux stations des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2015-2017
- Annexe 9 Tableaux des fréquences et amplitudes moyennes des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères observés aux stations des tributaires de la baie Missisquoi
 - Annexe 9.1 Phosphore total, chlorophylle a et matières en suspension pour l'ensemble de la période 2015-2017
 - Annexe 9.2 Phosphore total, chlorophylle a et matières en suspension pour les mois de mai à octobre de la période 2015-2017
 - Annexe 9.3 Azote ammoniacal, azote des nitrates-nitrites et azote total pour l'ensemble de la période 2015-2017
 - Annexe 9.4 Azote ammoniacal, azote des nitrates-nitrites et azote total pour les mois de mai à octobre de la période 2015-2017
 - Annexe 9.5 Coliformes fécaux pour l'ensemble de la période 2015-2017
 - Annexe 9.6 Coliformes fécaux pour les mois de mai à octobre de la période 2015-2017
- Annexe 10 Illustration par paramètre de la fréquence et de l'amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères observés aux stations des tributaires de la baie Missisquoi pour la période 2015-2017

- Annexe 11 Occupation du territoire et illustration des fréquences et amplitudes moyennes des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères observés aux stations des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2015-2017
- Annexe 11.1 Rivière Missisquoi amont
 - Annexe 11.2 Ruisseau Mud (Mud Creek)
 - Annexe 11.3 Rivière Missisquoi aval
 - Annexe 11.4 Rivière Sutton
 - Annexe 11.5 Rivière aux Brochets amont
 - Annexe 11.6 Ruisseau Walbridge
 - Annexe 11.7 Ruisseau Morpions
 - Annexe 11.8 Rivière aux Brochets aval
 - Annexe 11.9 Ruisseau Ewing
 - Annexe 11.10 Ruisseau au Castor
 - Annexe 11.11 Rivière de la Roche amont
 - Annexe 11.12 Rivière de la Roche aval
- Annexe 12 Directions et probabilités des tendances estimées pour les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologique dans les tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 1999-2017

INTRODUCTION

La détérioration de la qualité de l'eau de la baie Missisquoi est une source de préoccupation depuis plusieurs années. L'enrichissement des eaux en phosphore, causé par les pressions anthropiques exercées au fil des années sur le territoire, est à l'origine de proliférations récurrentes d'algues bleu-vert (cyanobactéries). En plus de contribuer à la dégradation visuelle du plan d'eau, la présence des algues bleu-vert constitue une menace pour l'approvisionnement en eau potable, la vie aquatique et les activités récréatives.

Dans le cadre de l'Entente sur la coopération en matière d'environnement relativement à la gestion du lac Champlain conclue entre le gouvernement du Québec, l'État du Vermont et l'État de New York en 1988, un plan d'action intitulé *Perspectives d'action : un plan progressif pour l'avenir du lac Champlain* couvrant la période de 1996 à 2016 a été élaboré. Il fut renouvelé en 2003, 2010 et récemment en 2017. La principale priorité de ce plan était la réduction des apports de phosphore vers le lac Champlain. Il établissait la concentration cible de phosphore pour la baie Missisquoi à 0,025 mg/L. L'atteinte de cette cible nécessitait un effort concerté entre les gouvernements participants, en commençant par le recensement des principales sources d'apport et la quantification des charges de phosphore transportées vers la baie Missisquoi.

Un rapport du Groupe de travail Québec-Vermont sur la réduction des apports de phosphore, remis en juin 2000, estimait que les charges de phosphore déversées par les tributaires dans la baie Missisquoi se chiffraient à 167,3 tonnes par an (t/an), dont 91 % provenaient de sources diffuses et 9 % de sources ponctuelles. Cette première estimation était basée sur des données de 1991 (Vermont DEC et New York State DEC, 1997). On a aussi déterminé, sur la base de la superficie du bassin versant drainée de part et d'autre de la frontière, que 60 % des apports de phosphore dans la baie Missisquoi provenaient de la portion américaine du bassin versant et 40 %, de la portion québécoise.

À la lumière de ces résultats, le 26 août 2002, les gouvernements du Québec et du Vermont signaient une entente qui stipulait que la réduction du phosphore dans le bassin versant de la baie Missisquoi devait permettre d'atteindre en 2016 la charge totale cible de 97,2 tonnes métriques par année. L'entente fixait à 58,3 t/an la charge cible totale pour les sources situées au Vermont, soit une réduction de 42,8 t/an. Pour les sources situées au Québec, la charge cible était établie à 38,9 t/an, soit une réduction de 27,3 t/an.

Du côté du Vermont, les charges cibles avaient été intégrées en 2002 dans le premier *Vermont Lake Champlain Phosphorus Total Maximum Daily Load (TMDL)* qui détaillait les charges quotidiennes maximales totales (CQMT) de phosphore par secteur, un document approuvé la même année par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA). Ainsi, les gouvernements du Vermont et du Québec s'engageaient à atteindre leurs charges cibles respectives pour 2016 selon le cadre du plan d'action *Perspectives d'action* et de l'Entente spécifique Québec-Vermont.

L'approbation de la TMDL 2002 a toutefois été révoquée en 2008 en raison des failles qu'elle comportait. Les faiblesses relevées incluaient des allocations de rejets ponctuels insuffisamment rigoureuses, associées à un manque d'assurances raisonnables que des réductions seraient obtenues de sources diffuses, une marge de sécurité insuffisante, une évaluation inadéquate de la composante « eaux pluviales » des allocations pour rejets ponctuels et la non-prise en compte des effets associés aux changements climatiques documentés et prévus sur les ressources en eau. Une nouvelle TMDL a donc été approuvée en 2016 par l'USEPA. Sur la base des nouveaux calculs effectués par le Vermont DEC (Department of Environmental Conservation), la charge globale initiale, basée sur les données de la période 2001-2010, a été évaluée à 208,7 t/an. Dans ce cadre les gouvernements du Québec et du Vermont sont en cours de réévaluation de l'Entente Québec-Vermont de 2002 puisque la

nouvelle charge attribuée au Québec a été estimée à 72,4 t/an (35 % du total) et la nouvelle cible à atteindre a été établie à 32,4 t/an, soit une baisse attendue de 40 t/an (55 %). De son côté, la charge du Vermont a été portée à 136,3 t/an (65 % du total) et la cible à atteindre a été fixée à 48,6 t/an, soit une baisse attendue de 64 %.

Dans le cadre de l'Entente Québec-Vermont, les parties s'étaient engagées à intensifier leur surveillance du phosphore présent dans les tributaires de la baie Missisquoi et du phosphore rejeté par les stations d'épuration dans le bassin versant afin de faciliter le suivi des progrès accomplis au regard des charges visées et la production de rapport d'avancement. À cette fin, des stations d'échantillonnage ont été mises en place à l'automne 1998 afin de mesurer la qualité de l'eau à des endroits stratégiques le long de la frontière Québec-Vermont.

Les objectifs de la présente étude sont de produire :

- 1- un portrait de l'évolution temporelle de 1999 à 2017 de la qualité de l'eau des principaux tributaires de la baie Missisquoi, soit les rivières Missisquoi, Sutton, aux Brochets et de la Roche. L'évolution temporelle des concentrations et des charges annuelles (incluant des analyses avec débits normalisés) de certains paramètres clés comme les formes d'azote (azote ammoniacal, nitrates et azote total), le phosphore, les matières en suspension (MES) et les coliformes fécaux est décrite et analysée;
- 2- un portrait récent de la qualité de l'eau de l'ensemble des tributaires à partir des données de la période 2015-2017. La qualité générale de l'eau est évaluée à l'aide de l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau, communément appelé IQBP₆. Cet indice, qui utilise les résultats de six variables d'intérêt, permet de prendre en compte la pollution par les éléments nutritifs, les MES, les matières fécales et la productivité des cours d'eau. L'importance des problèmes de qualité de l'eau des tributaires de la baie Missisquoi est déterminée par la fréquence et l'amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité de l'eau et de certaines valeurs repères. Le degré de pollution résiduelle est mis en lien avec l'utilisation du territoire des bassins versants, qui traduit les pressions anthropiques existantes, de même qu'avec les interventions d'assainissement effectuées au cours des 36 dernières années;
- 3- une estimation de la charge annuelle totale de phosphore générée par la portion québécoise des tributaires du bassin versant, afin de vérifier l'atteinte de la cible attribuée au Québec en vertu de l'Entente Québec-Vermont sur la baie Missisquoi.

1 DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE

1.1 Localisation

Le bassin versant de la baie Missisquoi est situé au sud-ouest du Québec (figure 1), de part et d'autre de la frontière canado-américaine (Québec-Vermont). Ce territoire de 3 101 km² draine ses eaux de surface vers la baie Missisquoi, une étendue d'eau située à l'extrémité nord du grand lac Champlain. Le bassin versant de la baie Missisquoi est un sous-bassin versant du lac Champlain, qui est lui-même le lac de tête de la rivière Richelieu. Le bassin versant de la baie Missisquoi se distingue par son territoire transfrontalier et par le fait que ses eaux se déversent du côté américain et non pas directement dans le fleuve Saint-Laurent, comme c'est le cas pour la plupart des autres bassins versants du Québec méridional (OBVBM, 2015a).

Les trois principaux cours d'eau qui se déversent dans la baie Missisquoi sont, de l'est vers l'ouest, la rivière Missisquoi, la rivière aux Brochets et la rivière de la Roche. En incluant le drainage direct et les ruisseaux qui se déversent directement dans la baie Missisquoi, le territoire de la baie se divise en quatre sous-bassins versants (figure 2), soit les sous-bassins de la baie Missisquoi, de la rivière de la Roche, de la rivière aux Brochets et de la rivière Missisquoi. Ces quatre sous-bassins ont tous des territoires transfrontaliers situés de part et d'autre de la frontière canado-américaine (Québec-Vermont). Les superficies et les proportions des sous-bassins situés au Québec et au Vermont ainsi que pour l'ensemble du bassin versant apparaissent au tableau 1.

1.2 Occupation du territoire québécois de la baie Missisquoi

Selon des données extraites d'images satellitaires de 2002 (*Landsat*), du Recensement agricole de 2006 (Statistique Canada, 2006) et des portraits des milieux humides de Canards Illimités de 2005 et 2013 (Canards Illimités, 2013; OBVBM, 2015a), la forêt, qui occupe 58 % du territoire, domine la portion est du bassin versant, tandis que l'agriculture, qui occupe 34 % de

la superficie totale, domine la portion ouest. L'eau et les milieux anthropiques occupent chacun 1 % du territoire, tandis que les milieux humides couvrent 6 % de la superficie totale (figure 3). Le tableau 2 présente l'utilisation du territoire drainé en amont des stations de suivi de la qualité de l'eau dans le bassin versant de la baie Missisquoi.

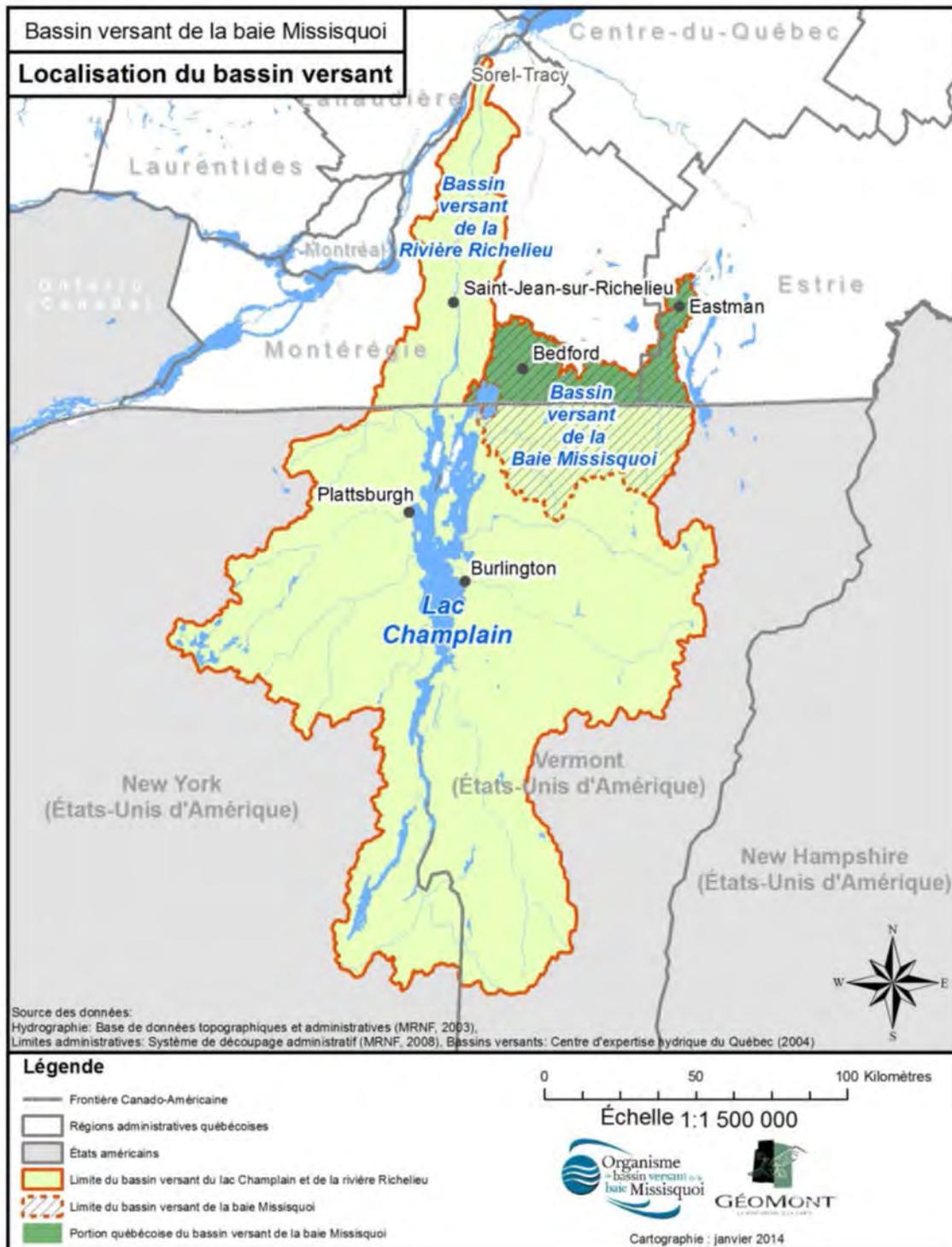


Figure 1 Localisation du bassin versant de la baie Missisquoi
(tiré d'OBVBM, 2015a)

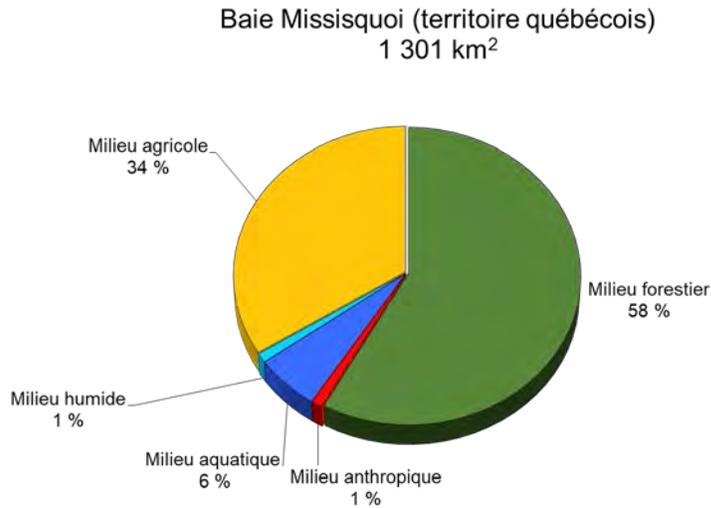
Tableau 1 Superficies et proportions des sous-bassins du bassin versant de la baie Missisquoi

Sous-bassin	Superficie au Québec ¹		Superficie au Vermont ²		Superficie totale	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Rivière Missisquoi	653	29	1593	71	2246	72
Rivière aux Brochets	555	84	102	16	657	21
Rivière de la Roche	48	34	92	66	140	5
Baie Missisquoi	56	97	2	3	58	2
Total	1312	42	1789	58	3101	100

^{1,2} : Sources: CEHQ, 2012; USDA, 2003



Figure 2 Localisation des sous-bassins de la baie Missisquoi
(tiré d'OBVBM, 2015a)



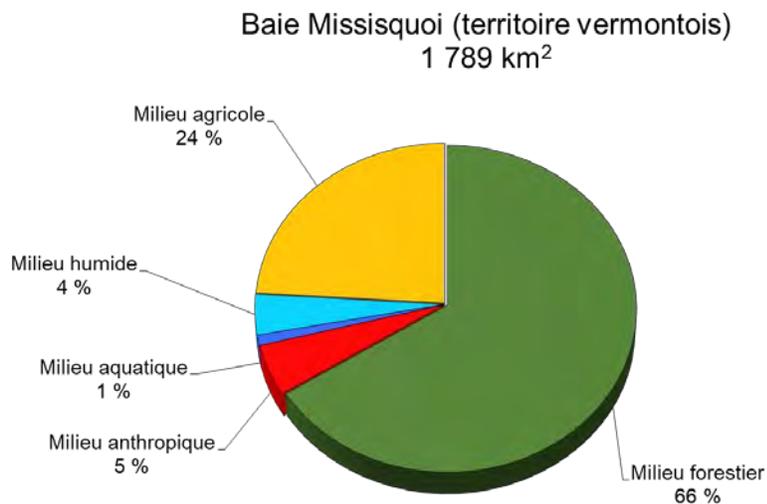
Source: d'après OBVBM (2015a)

Figure 3 Occupation du territoire québécois du bassin versant de la baie Missisquoi

1.3 Occupation du territoire vermontois de la baie Missisquoi

La portion vermontoise du bassin versant de la baie Missisquoi totalise 1 789 km². Elle est dominée par la forêt et le milieu agricole qui

occupent respectivement 66 % et 24 % du territoire (figure 4).



Source: d'après OBVBM (2015a)

Figure 4 Occupation du territoire vermontois du bassin versant de la baie Missisquoi

Tableau 2 Occupation du territoire en amont des stations de suivi de la qualité de l'eau dans le bassin versant de la baie Missisquoi

Bassin versant	Superficie drainée en amont de la station qualité (km ²)	Utilisation du territoire (%)				
		Milieu forestier	Milieux anthropiques	Milieux aquatiques	Milieux humides	Milieu agricole
Missisquoi						
Missisquoi amont (Vermont)	360,1	74,9	6,6	0,3	0,5	17,5
Missisquoi aval	471,9	83,7	1,7	2,8	3,6	8,3
Sutton	149,0	77,8	0,6	3,2	1,8	16,6
Aux Brochets						
Aux Brochets amont (Vermont)	101,7	44,5	5,6	5,7	8,0	36,2
ruisseau Walbridge	27,9	22,4	0,1	1,7	0,4	75,4
ruisseau Morpions	111,9	21,6	0,2	1,6	4,4	72,3
Aux Brochets aval	486,1	42,4	0,7	2,2	3,3	51,4
ruisseau Ewing	28,4	7,4	0,0	0,9	0,0	91,8
ruisseau Castor	13,5	1,3	0,1	1,9	0,0	96,7
De la Roche						
Station amont (Vermont)	63,7	39,9	9,3	5,8	-	45,0
Station aval	49,9	39,9	0,4	1,8	1,6	56,3

Sources : Québec : FADQ, BDCA (2012), AAC (2012), SIEF (2012)
Vermont : Troy et coll. (2007)

1.4 Pressions anthropiques

Les pressions anthropiques sont présentées par type d'occupation, soit les milieux urbain, industriel et agricole.

1.4.1 Milieu urbain

Au Québec, quatre municipalités régionales de comtés (MRC) et 28 municipalités se trouvent dans le bassin versant de la baie Missisquoi. La population permanente de la portion québécoise du bassin versant de la baie Missisquoi a été évaluée à environ 22 800 personnes en 2012 (OBVBM, 2015a; ISQ, 2013). La population saisonnière, qui inclut les occupants de résidences secondaires, chalets et campings, est estimée à environ 15 300 personnes (OBVBM, 2015a). La population totale de la portion québécoise du bassin versant se chiffre donc à quelque 38 160 personnes.

Aux fins des programmes d'assainissement, dix municipalités regroupant environ 10 313 personnes sont susceptibles de déverser des eaux usées dans les bassins des tributaires de la baie Missisquoi (tableau 3). Même traitées, les eaux usées municipales contribuent à la dégradation des cours d'eau en déversant une charge résiduelle de phosphore, de matière organique biodégradable et de MES, et participent à la contamination bactériologique de l'eau. Ce degré de pollution résiduelle est toutefois tolérable par temps sec, parce qu'il respecte habituellement les critères de qualité établis pour la protection de la vie aquatique et les usages de l'eau (alimentation en eau potable et activités récréatives de contact direct ou indirect).

En périodes de pluie ou de fonte des neiges, la pollution résiduelle devient

momentanément plus importante lorsque le captage des eaux de ruissellement par les réseaux d'égout entraîne une augmentation du volume des eaux usées à traiter. Cette situation survient parce que la plupart des municipalités du Québec ont une portion de leurs réseaux d'égout constituée de conduites unitaires qui transportent à la fois des eaux usées domestiques et des eaux

pluviales. Des épisodes de débordements aux ouvrages de surverse ou des dérivations d'eaux usées surviennent lorsqu'une portion du réseau subit une surcharge hydraulique qui excède la capacité d'accueil de la station d'épuration, ce qui a pour effet d'acheminer les eaux excédentaires dans le milieu récepteur sans aucun traitement.

Tableau 3 Stations d'épuration dans le bassin versant de la baie Missisquoi

Station d'épuration	Type de traitement	Date de mise en opération (an.mois)	Population de conception ¹	Débit moyen ² (m.cu./d.)	Charge moyenne DBO ₅ ² (Kg./d.)	Déph. ³	Nombre d'ouvrage de surverse
Potton (Owl's Head)	EA	1988.01	400	375	64	P	0
Bedford	EA	1992.08	2832	4375	585	P	8
Eastman	EA	1993.08	410	243	34	P	3
Potton	ENA(VP)	1995.09	679	244	37	P	2
Sutton	EA	2001.02	3848	1468	262	P	1
Saint-Armand	EA(PV)	2003.08	390	134	20	P	1
Bedford (usine de filtration)	PC	2004.11	0			P	
Abercorn	ERR(PV)	2007.08	300	182	16	P	3
Stanbridge East	BD(RTF)	2009.10	400	100	20	P	2
Notre-Dame-de-Stanbridge	ROS	2010.09	524	165	26	P	1
Frelighsburg	ROS	2012.06	530	176	27	P	1
	Total		10313	7462	1090		22

1 : population considérée lors de la conception de l'ouvrage d'assainissement

2 : données utilisées pour le calcul des exigences de traitement

3 : déphosphatation annuelle

Par ailleurs, le traitement des eaux usées municipales n'étant pas conçu pour éliminer toutes les formes de pollution, les effluents traités de certaines stations d'épuration pourraient présenter une toxicité résiduelle en raison de la présence d'une multitude de produits chimiques d'usage courant (détergents, produits de soins corporels, médicaments, etc.). C'est aussi le cas des stations d'épuration qui reçoivent des eaux usées de certaines entreprises industrielles raccordées au réseau municipal.

1.4.2 Milieu industriel

Il n'existe pas de liste complète à l'échelle des bassins versants de toutes les entreprises industrielles qui déversent des

eaux usées de procédés ou autres. Toutefois, les entreprises raccordées à un réseau d'égout municipal qui produisent des volumes importants d'eaux usées ou des charges importantes de matières organiques, de MES ou de phosphore ont été prises en compte dans le choix et le dimensionnement des ouvrages de traitement des eaux usées municipales. Leurs eaux usées subissent un traitement au même titre que les eaux usées domestiques.

Les établissements industriels hors réseau sont régis par des lignes directrices ministérielles (MDDEP, 2011). Ils doivent effectuer un traitement complet de leurs effluents afin de respecter les normes de rejet pour un déversement dans les eaux de surface. Dans l'industrie agroalimentaire, les

prétraitements généralement mis en place concernent entre autres l'ajustement du pH, l'enlèvement des MES, des huiles et des graisses et la régularisation du débit. En complément de ces prétraitements, divers types de traitements biologiques peuvent être retenus. Les réacteurs biologiques séquentiels (RBS), des étangs aérés et des traitements anaérobies sont fréquemment employés dans les moyennes et grandes entreprises. Les très petites entreprises peuvent opter pour un traitement par infiltration dans le sol au moyen d'une fosse septique accompagnée d'éléments épurateurs, pour autant que les caractéristiques des eaux à traiter soient similaires à celles des eaux domestiques.

Bien que les établissements industriels en réseau ne soient pas concernés par les lignes directrices applicables à l'industrie agroalimentaire hors réseau, ils peuvent devoir installer différents prétraitements pour respecter les normes de rejet et pour rendre leurs effluents compatibles avec le traitement municipal. Il est également possible que certains établissements industriels doivent réduire leurs charges polluantes à un certain niveau avant qu'elles ne soient traitées à la station d'épuration municipale. Des traitements physicochimiques ou biologiques peuvent alors être installés.

La région de la MRC de Brome-Missisquoi, qui couvre près des deux tiers du bassin versant de la baie Missisquoi, se caractérise d'abord par l'omniprésence du secteur agricole, puis par la présence de plusieurs

petites et moyennes entreprises œuvrant dans des secteurs traditionnels où dominent les industries chimiques, la transformation des aliments, le textile, l'imprimerie, les scieries/bois d'œuvre, les ateliers mécaniques, la récupération et le recyclage et, enfin, le vêtement. Deux parcs industriels sont présents sur le territoire (OBVBM, 2015a).

1.4.3 Milieu agricole

Selon les données du MAPAQ de 2010, on dénombrait 626 fermes sur le territoire du bassin versant (MAPAQ, 2010). Les fermes consacrées aux grandes cultures et à la production laitière sont les plus répandues, suivies par les productions de fruits et légumes, l'élevage de bovins de boucherie et les productions porcines. Le sous-bassin de la rivière aux Brochets contient de loin le plus grand nombre de fermes. La superficie totale couverte par des fermes dans le bassin versant serait de 52 800 hectares (superficie totale des propriétés), ce qui représente environ 40 % du territoire (MAPAQ, 2010).

Les superficies drainées en amont des stations du sous-bassin de la rivière Missisquoi présentent à la fois les plus faibles proportions de territoire agricole et de cultures annuelles (tableau 4). À l'inverse, les stations des sous-bassins des rivières aux Brochets et de la Roche drainent des territoires qui sont davantage utilisés à des fins agricoles et qui sont dominés par les cultures annuelles (cultures à grand interligne et à interligne étroit).

Tableau 4 Importance relative du milieu agricole et composition des cultures dans les bassins versants des tributaires de la baie Missisquoi

Bassin versant	Milieu agricole (% du bassin)	Composition des cultures (%)			
		Grand ¹ interligne	Interligne ² étroit	Fourrages ³	Autres ⁴
Missisquoi					
Missisquoi amont	17,5	n/d	n/d	n/d	n/d
Ruisseau Mud	28,7	n/d	n/d	n/d	n/d
Missisquoi aval	8,3	8.4	0.0	43.4	48.2
Sutton	16,6	7.8	0.6	45.8	45.8
Aux Brochets					
Aux Brochets amont	36,2	n/d	n/d	n/d	n/d
Walbridge	75,4	58.8	7.2	28.4	5.8
Morpions	72,2	68.3	3.2	15.2	13.2
Aux Brochets aval	51,4	56.2	2.9	20.2	20.4
Ewing	92.0	82.2	2.7	10.8	4.0
Castor	96,7	69.5	2.9	22.8	5.0
De la Roche					
De la Roche amont	45,0	n/d	n/d	n/d	n/d
de la Roche aval	56,3	55.6	2.7	26.6	15.3

1 : Grand interligne : maïs, soya, pommes de terre, cultures maraîchères, etc.

2 : Interligne étroit : céréales (avoine, blé, canola, etc.)

3 : Fourrages : luzerne, pâturages, foin cultivé, cultures fourragères

4 : Inclut des superficies de cultures indéterminées qui n'ont pu être classifiées dans l'une ou l'autre des classes Grand interligne, Interligne étroit ou Fourrages

Source : FADQ, BDCA (2012), AAC (2012), SIEF (2012)

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Tributaires étudiés

Le programme Réseau-rivières permet de suivre la qualité de l'eau de quatre tributaires transfrontaliers de la baie Missisquoi, soit, de l'est vers l'ouest, les rivières Missisquoi, Sutton, aux Brochets et de la Roche. Pour les besoins de l'étude, les données de onze stations ont été retenues (figure 5 et

annexe 1), soit de deux stations situées sur le cours principal de la rivière Missisquoi, une station sur la rivière Sutton, six stations sur la rivière aux Brochets et ses tributaires les ruisseaux Walbridge, Morpions, Ewing et au Castor et, enfin, deux stations sur la rivière de la Roche (annexe 1).

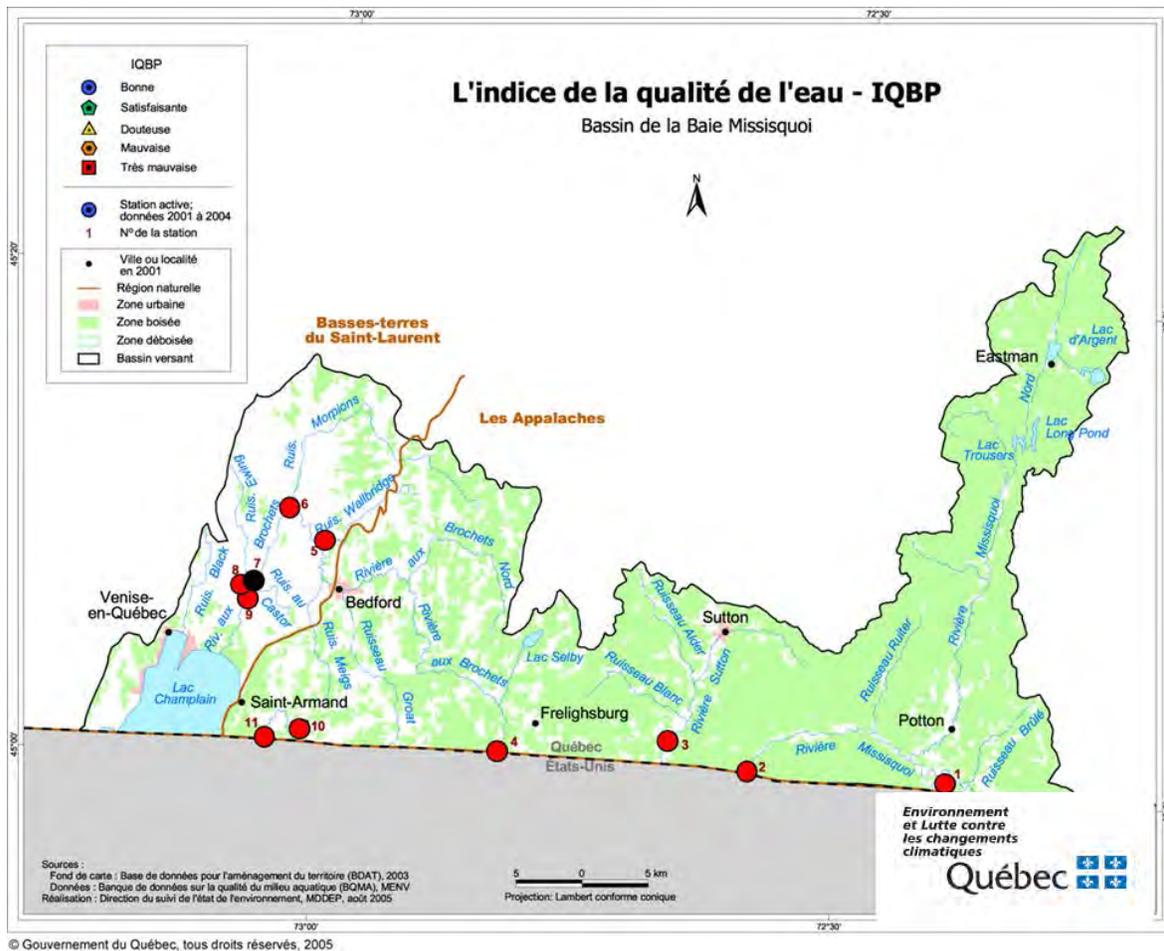


Figure 5 Emplacement des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau sur les tributaires de la baie Missisquoi

La localisation des stations amont des rivières Missisquoi, aux Brochets et de la Roche permet de suivre la qualité de l'eau de ces cours d'eau à leur point d'entrée sur le territoire québécois. L'emplacement des stations aval des rivières Missisquoi et de la Roche permet de mesurer la qualité de l'eau à leur point de retour sur le territoire du Vermont, tandis que la station de la rivière

Sutton permet de mesurer la qualité de l'eau à son point d'entrée au Vermont. Les prélèvements d'eau sont effectués mensuellement pour l'ensemble des stations. Des prélèvements additionnels en période de débits élevés ont été ajoutés à partir de 2001 pour la mesure du phosphore afin d'améliorer la précision des estimations de charges.

2.2 Provenance des données

Les données physicochimiques utilisées pour réaliser le portrait de la qualité de l'eau sont extraites de la Banque de données sur la qualité des milieux aquatiques (BQMA) du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

(MELCC). Elles proviennent du programme de suivi de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec, communément appelé Réseau-rivières (MDDELCC, 2017), géré par la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement (DGSEE).

Les données de débits utilisées dans cette étude proviennent de la Banque de données hydrométriques de la Direction de l'expertise hydrique. Les débits journaliers de la période 1999-2017 ont été transposés à

l'emplacement des stations de suivi de la qualité de l'eau par krigeage (Lachance-Cloutier, 2014). Cette approche d'estimation spatiale a permis de générer pour chaque station une série ininterrompue de débits journaliers.

2.3 Analyses de laboratoire

Les analyses physicochimiques et bactériologiques ont été effectuées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), qui est le laboratoire officiel du MELCC. Les paramètres physicochimiques et bactériologiques courants analysés sont notamment l'azote ammoniacal, l'azote des nitrates-nitrites (ci-après appelé nitrates), le phosphore total, la chlorophylle a, les MES et

les coliformes fécaux, qui permettent le calcul de l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP₆). La liste complète des paramètres analysés dans les échantillons prélevés dans les rivières apparaît à l'annexe 2, accompagnée du numéro de la méthode analytique du laboratoire, de la précision analytique, de la limite de détection de la méthode et des unités de mesure.

2.4 Analyse des données

2.4.1 Évolution temporelle 1999-2017 des concentrations et des charges

2.4.1.1 Paramètres physicochimiques et bactériologiques

Les données historiques disponibles pour neuf des onze stations faisant l'objet d'un suivi ont permis l'étude de l'évolution temporelle de la qualité de l'eau pour la période 1999-2017. Les données des stations des ruisseaux Ewing et au Castor ont permis le même exercice pour la période 2001-2017.

Les méthodes analytiques utilisées pour la mesure des formes d'azote, des MES et des coliformes fécaux sont demeurées constantes au cours de la période d'étude, ce qui a permis l'analyse de l'évolution temporelle de la qualité de l'eau. Les mesures qui se situaient sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique ont, par convention, été rapportées comme étant égales à LD/2. Les LD des méthodes ayant varié au cours de la période pour certains paramètres, les valeurs minimales retenues ont été ajustées au niveau de la méthode la moins sensible.

La méthode d'analyse du phosphore total est la seule qui n'est pas demeurée constante durant toute la période 1999-2017. Avant avril 2009, la concentration de phosphore total mesurée dans un échantillon d'eau était établie en additionnant les résultats obtenus pour la mesure des formes distinctes dissoute et en suspension, à la suite d'une digestion en milieu acide suivie d'une étape de dosage colorimétrique (méthode MA 303 – P 3.0). À compter d'avril 2009, la mesure des concentrations de phosphore total a été effectuée en une seule analyse, en utilisant une étape de minéralisation au persulfate suivie d'un dosage colorimétrique (méthode MA 303 – P 5.0). Pour assurer la comparabilité des résultats des deux périodes et permettre l'analyse de l'évolution temporelle 1999-2017, les données de la période 2009-2017 obtenues par la méthode au persulfate ont été transformées à l'aide d'un facteur de correction pour les rendre comparables à celles de la méthode précédente à l'aide de l'équation suivante :

$$P_{TOT} = \exp (0,67809 + (1,69235 * \ln(PTPER)) + 0,12332 * [\ln(PTPER)]^2 + (0,1743/2))$$

où

P_{TOT} : somme des formes dissoutes et en suspension du phosphore, exprimée en mg/L;

$PTPER$: concentration du phosphore total au persulfate dans l'échantillon entier exprimée en mg/L.

La plage des concentrations ayant servi à établir le facteur de correction se situant entre 0,006 mg/L et 0,29 mg/L, seules les mesures se situant dans cette plage ont été corrigées à l'aide de l'équation.

2.4.1.2 Analyse statistique des séries chronologiques

L'analyse des séries chronologiques des concentrations et des charges des formes d'azote, de phosphore total, de MES et de coliformes fécaux est effectuée à l'aide du progiciel EGRET (*Exploration and Graphics for RivEr Trends*) développé par l'United States Geological Survey (Hirsch et coll., 2010; Hirsch et De Cicco, 2015). Il s'agit d'une approche de modélisation qui utilise une méthode de régression pondérée (*Weighted Regression on Time, Discharge and Season*, ou *WRTDS*). Cette méthode de lissage prend en compte la tendance temporelle des données (temps), la saisonnalité, les variations de débit et une composante aléatoire pour interpréter le comportement des variables de la qualité de l'eau. Elle a déjà été utilisée pour l'analyse des séries chronologiques de données des tributaires du lac Champlain (Medalie, 2013 et 2014) et de certaines rivières du Québec (Duchemin et Simoneau, 2016; Simoneau, 2017).

Le modèle de régression *WRTDS* produit deux types d'estimation de concentrations et de charges : l'une basée sur les débits observés et l'autre basée sur les débits normalisés (annexe 3; Hirsch et coll., 2010). L'estimation normalisée pour une date donnée est une estimation moyenne de la concentration ou de la charge obtenue en considérant tous les débits qui ont été observés pour cette date au cours de la période d'analyse. Les estimations normalisées peuvent être utilisées pour évaluer l'efficacité des interventions effectuées à l'échelle des bassins hydrographiques une fois que les effets des

variations hydrologiques interannuelles ont été mathématiquement éliminés (Dubrovsky et coll., 2010; Hirsch et coll., 2010).

La largeur des demi-fenêtres associées à chacune des variables temps, débit et saison détermine les pondérations utilisées dans les équations de régression *WRTDS*. Les largeurs retenues de 10 ans pour le temps, de deux cycles logarithmiques pour le débit et de 0,5 année pour la saison constituent les valeurs par défaut proposées par Hirsch et coll. (2010). Un algorithme de lissage appelé *edgeAdjust* est utilisé pour réduire les effets de marge de la procédure de pondération près du début et de la fin de la série chronologique (Hirsch et De Cicco, 2014).

L'application EGRET permet d'illustrer l'évolution temporelle des estimations des concentrations et des charges annuelles et sur les débits normalisés des variables d'intérêt. Elle permet aussi le calcul des taux distincts de variation des concentrations et des charges pour des intervalles de temps d'intérêt (annexe 3). La comparaison de ces taux sert à déterminer l'origine probable des changements observés. Par exemple, un pourcentage de réduction des concentrations plus élevé que celui des charges pourrait signifier que la baisse des concentrations se limite davantage à la plage restreinte des débits moyens à faibles. Cela suggère alors qu'une réduction des apports d'une source ponctuelle ou de la nappe phréatique pourrait être à l'origine du changement observé.

La procédure complémentaire EGRETci (*Exploration and Graphics for RivEr Trends with Confidence Intervals*) est utilisée pour évaluer l'incertitude concernant les tendances détectées par l'approche *WRTDS* (Hirsch et coll., 2015) au cours de la période 1999-2017. Les paramètres du modèle suggérés par les auteurs d'EGRETci (100 répliques *bootstrap*, 40 répétitions ou plus, et 200 jours dans un bloc *bootstrap*) ont été utilisés pour cette analyse. L'incertitude d'une tendance est exprimée par une valeur p statistique et en termes d'estimation de la probabilité qu'il y ait une tendance croissante ou décroissante. Ainsi, selon le résultat obtenu, la probabilité ou la vraisemblance d'une hausse ou d'une baisse des concentrations et des charges sera désignée « apparente », plutôt qu'être qualifiée de statistiquement significative, et

sera désignée « hautement probable » ($> 0,95$ à $1,00$), « très probable » ($> 0,90$ et $\leq 0,95$) ou « probable » ($> 0,67$ et $\leq 0,90$). La procédure EGRETci permet de superposer à la courbe illustrant l'évolution des concentrations et des charges sur les débits normalisés un intervalle de confiance à 90 %.

La probabilité des tendances a été estimée uniquement pour la période 1999-2017 dans son ensemble. Les taux de variation des concentrations et des charges, exprimés en pourcentage de variation par année, ont été calculés pour l'ensemble de la période 1999-2017, mais aussi pour les périodes distinctes 1999-2008 et 2008-2017 (annexe 4). La comparaison de ces taux permet de vérifier dans quelle mesure la tendance perçue pour la période 1999-2017 est monotone, c'est-à-dire constante tout au cours de la période d'analyse.

Afin d'évaluer la capacité du modèle WRDTS à prédire la charge véritable d'un élément, le progiciel EGRET permet le calcul du biais statistique de la charge (*Flux Bias Statistic*) à partir de la différence entre la somme des charges estimées (E) et observées (O) lors des jours d'échantillonnage exprimée sur O (Hirsch et De Cicco, 2015). Une valeur près de zéro suggère que le modèle est pratiquement non biaisé. Une valeur positive traduit un biais positif (surestimation de la charge observée) et une valeur négative indique un biais négatif (sous-estimation de la charge observée). Les valeurs de biais qui se situent entre $-0,1$ et $+0,1$ indiquent que le biais dans l'estimation de la charge moyenne à long terme est inférieur à 10 %. Ce biais statistique n'est pas utilisé pour corriger l'estimation des charges, mais plutôt pour cerner les cas qui présentent vraisemblablement un biais significatif (> 10 %).

L'approche développée par Beck et De Cicco (2016) a été utilisée pour illustrer l'évolution de la relation concentration-débit des paramètres sur une base mensuelle à intervalles de trois ans (quatre ans pour les ruisseaux Ewing et au Castor). La détermination des mois, des saisons et de la plage des débits les plus touchés par les variations de concentrations permet de formuler des hypothèses sur la cause des changements (annexe 5). De concert avec la comparaison des pourcentages de variation

des concentrations et des charges notés au cours de la période, il devient possible de déterminer si la tendance provient d'une variation des apports de l'ensemble des sources ou si elle est causée de façon particulière par les apports de sources ponctuelles, de la nappe phréatique ou de source diffuse liée au ruissellement de surface.

2.4.1.3 Évolution des débits annuels

EGRET utilise la normalisation des débits pour éliminer la variabilité interannuelle aléatoire afin de mieux faire ressortir la tendance dans l'évolution des concentrations et des charges. Toutefois, cette approche exige la stationnarité des débits au cours de la période étudiée (Hirsch et De Cicco, 2015). Nous avons testé la stationnarité des débits des cours d'eau à l'aide du test de tendance de Mann-Kendall pour détecter la présence de changements significatifs ($P < 0,1$) dans l'évolution de quatre débits statistiques, soit le débit maximum annuel des débits moyens journaliers, la moyenne annuelle des débits moyens journaliers, la médiane annuelle des débits moyens journaliers et le débit minimum annuel des débits moyens calculés sur sept jours (annexe 6).

2.4.2 Portrait récent 2015-2017

2.4.2.1 Statistiques descriptives

Afin de produire un portrait récent de la composition physicochimique de l'eau des tributaires, des statistiques descriptives ont été calculées pour chaque station à partir des données de la période 2015-2017 (annexe 7). Ces statistiques montrent la tendance centrale et la variabilité des mesures enregistrées.

La variabilité spatiale de la qualité de l'eau est ensuite étudiée pour certains paramètres clés au moyen de diagrammes en boîte qui permettent d'illustrer et de comparer un paramètre à la fois la tendance centrale et la distribution des concentrations de chaque station (annexe 8).

2.4.2.2 *Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆)*

Un portrait de la qualité récente des tributaires de la baie Missisquoi est brossé à partir des données de la période 2015-2017. La qualité générale des cours d'eau est tout d'abord évaluée au moyen du calcul d'une version abrégée de l'IQBP (Hébert, 1997), appliqué aux données de la période de mai à octobre de chaque année. L'IQBP₆ est un indice de type déclassant qui utilise les résultats de six variables d'intérêt, soit l'azote ammoniacal, l'azote des nitrates-nitrites, le phosphore total, la chlorophylle a, les MES et les coliformes fécaux. Les résultats de chaque variable d'un même échantillon sont transposés de leur échelle de mesure d'origine à une échelle standardisée qui varie de 0 à 100, puis comparés. L'IQBP₆ prend la valeur du paramètre ayant produit le pointage le plus bas. La valeur médiane des indices obtenus, pour chaque échantillon prélevé à une station au cours d'une période de trois ans, est utilisée pour classer la qualité de l'eau de cette station dans l'une ou l'autre de cinq classes de qualité, soit bonne (> 80), satisfaisante (60 à 79), douteuse (40 à 59), mauvaise (20 à 39) ou très mauvaise (0 à 19).

2.4.2.3 *Dépassements des critères 2015-2017*

La qualité de l'eau est aussi évaluée à partir d'une grille de critères de qualité ou de valeurs repères retenus pour la protection de la vie aquatique et des usages de l'eau. Les dépassements ont été calculés à partir des données annuelles de l'ensemble de la période (annexes 9.1, 9.3 et 9.5) et pour la période de mai à octobre (annexes 9.2, 9.4 et 9.6), période de l'année où les milieux aquatiques sont les plus susceptibles de manifester des signes d'eutrophisation (prolifération des algues et des plantes aquatiques) et au cours de laquelle les usages récréatifs liés à l'eau sont les plus répandus. À l'échelle du bassin versant, le traitement des eaux usées municipales exige l'enlèvement du phosphore durant toute l'année. Des graphiques montrant la fréquence et l'amplitude moyenne des concentrations dépassant les critères de

qualité ou les valeurs repères ont été créés. Ces derniers permettent de comparer la qualité de l'ensemble des cours d'eau à un critère ou une valeur repère à la fois (annexe 10) ou d'illustrer la qualité d'une même station pour l'ensemble des critères et des valeurs repères (annexe 11).

Pour faciliter l'analyse et l'interprétation des résultats, les diagrammes de la fréquence et de l'amplitude moyenne des dépassements des critères d'une rivière ont été appariés à un diagramme illustrant l'utilisation du territoire de son bassin versant (annexe 11).

2.4.3 *Évolution des charges annuelles de phosphore 2001-2017*

Une estimation de la charge globale annuelle de phosphore de la portion québécoise des tributaires de la baie Missisquoi a été obtenue à partir des charges annuelles sur les débits normalisés estimées pour la période 2001-2017. Il s'agit de la période pour laquelle les données des onze stations étaient disponibles. Ainsi, une estimation de la charge du territoire québécois de la rivière Missisquoi a été obtenue en soustrayant la charge calculée pour la station amont de la charge de la station aval (charge aval - charge amont). Cette charge est influencée par les apports de la portion du ruisseau Mud située au Vermont. La charge de la rivière aux Brochets a été obtenue en ajoutant à la charge estimée à son embouchure la charge des ruisseaux Ewing et au Castor et en soustrayant de ce total la charge calculée pour la station amont au sud de Frelighsburg. Enfin, la charge de la portion québécoise de la rivière de la Roche a été estimée en soustrayant la charge estimée pour la station amont de la charge de la station aval (charge aval - charge amont).

La somme des apports annuels des rivières Missisquoi, Sutton, aux Brochets et de la Roche a permis d'examiner la progression des apports totaux du Québec entre 2001 et 2017 et d'apprécier dans quelle mesure cette charge s'approchait de la charge cible estimée pour le Québec dans le cadre de la nouvelle TMDL adoptée en 2016 (USEPA, 2016).

3 RÉSULTATS

Une analyse sommaire de la tendance des débits durant la période 1999-2017 est d'abord présentée, suivie d'une brève analyse du biais statistique des modèles WRTDS pour les différents paramètres de la qualité de l'eau. Un portrait de l'ensemble des résultats d'analyse des séries chronologiques de données des onze stations du bassin versant de la baie Missisquoi pour la période 1999-2017 est ensuite présenté. Ce portrait global est complété par la présentation détaillée des

résultats par sous-bassin versant qui comprend, outre l'analyse des tendances dans les séries temporelles, un état de situation actuel basé sur les données récentes de la période 2015-2017, soit le calcul de l'IQBP₆ et une analyse de la fréquence et de l'amplitude des dépassements des critères de qualité et valeurs repères. Enfin, une estimation de la charge annuelle totale de phosphore générée par la portion québécoise des tributaires du bassin versant est présentée.

3.1 Évolution temporelle 1999-2017

3.1.1 Tendances des débits annuels

Le patron de variation des débits des cours d'eau au cours de la période de 1999 à 2017 est en général haussier (tableau 5). Les variations à la baisse ont majoritairement touché les débits maximums annuels. Toutefois, les seules variations significatives selon le test de Mann-Kendall ont été enregistrées pour les débits médians annuels des rivières Sutton, Missisquoi aval, aux Brochets aval et de la Roche, de même que les ruisseaux Walbridge et Morpions, ainsi que pour les débits minimums annuels des débits moyens calculés sur sept jours des rivières aux Brochets amont et de la Roche.

L'hypothèse de stationnarité aurait pu s'avérer problématique pour les tributaires de la baie Missisquoi si des interventions humaines (ajout ou enlèvement d'un barrage, détournement d'un cours d'eau, etc.) ou un changement majeur du climat avaient eu pour effet de modifier le débit des cours d'eau durant la période étudiée. Puisqu'aucun événement de ce genre n'a pris place sur le territoire, les débits des tributaires de la baie Missisquoi sont donc considérés comme stationnaires pour la période 1999-2017 sur la base du débit moyen journalier.

Tableau 5 Pourcentage de variation des statistiques sur les débits annuels estimés aux stations de la baie Missisquoi entre 1999 et 2017

Pourcentage de variation des débits annuels				
SOUS-BASSIN	Maximum journalier	Moyen journalier	Médian journalier	Minimum 7-jours
Station				
MISSISQUOI				
Missisquoi amont	12	14	39	23
Missisquoi aval	12	14	<u>39</u>	13
Sutton	5	21	<u>54</u>	28
AUX BROCHETS				
Brochets amont	18	27	90	<u>239</u>
Walbridge	-7	19	<u>54</u>	3
Morpions	-7	20	<u>52</u>	-5
Brochets aval	-9	17	<u>60</u>	109
Ewing ²	-17	7	29	42
Castor ²	6	9	17	-23
DE LA ROCHE				
Roche amont	-14	17	<u>58</u>	<u>407</u>
Roche aval	-14	17	<u>60</u>	<u>570</u>

¹ : Valeurs soulignées en gras indiquent une tendance significative ($p \leq 0,1$) selon le test de Mann-Kendall

²: Entre 2001 et 2017

3.1.2 Biais statistique des charges des tributaires

L'estimation du biais statistique associé aux valeurs de charges générées par le modèle de régression WRTDS pour les tributaires de la baie Missisquoi est présentée au tableau 6. Les résultats obtenus pour chaque station et chaque paramètre analysés montrent que le biais est acceptable (< 10 %) dans la plupart des cas pour les formes d'azote et le phosphore total. Des biais plus importants positifs ou négatifs sont notés pour les matières en suspension, tandis que des biais systématiquement positifs sont enregistrés pour les coliformes fécaux, traduisant ainsi

une surestimation des charges. Les biais importants observés pour les matières en suspension et les coliformes fécaux ne sont pas étonnants compte tenu de la non-linéarité qui caractérise habituellement la relation MES-débit (Medalie, 2015; Hirsch, 2014), notamment le phénomène d'hystérèse en vertu duquel le pic de concentration des MES précède le pic du débit (UNESCO, WHO et UNEP, 1996).

Tableau 6 Estimation du biais statistique associé aux valeurs de charges générées par le modèle de régression WRTDS pour les tributaires de la baie Missisquoi

Tendances 1999-2017		Biais statistique des charges ¹					
SOUS-BASSIN	Station	Azote ammoniacal	Nitrates- nitrites	Azote total	Phosphore total	Matières en suspension	Coliformes fécaux
MISSISQUOI							
	Missisquoi amont	-0.0470	-0.0224	-0.0153	0.0175	0.1330	0.4050
	Missisquoi aval	-0.0619	0.0095	-0.0010	0.0194	0.3580	0.5130
	Sutton	0.0427	-0.0071	0.0154	-0.0858	0.2980	0.3220
AUX BROCHETS							
	Brochets amont	-0.1110	0.0324	0.0200	0.0211	0.1380	0.7640
	Walbridge	-0.0376	0.0245	0.0045	0.0293	0.7250	0.4040
	Morpions	0.0199	0.0058	-0.0109	0.0011	-0.3680	0.1730
	Brochets aval	-0.0398	0.0538	0.0035	0.0066	0.0715	0.2390
	Ewing ²	0.0770	0.0022	-0.0039	0.0587	-0.3180	0.3270
	Castor ²	0.0619	0.0745	-0.0004	0.0493	0.0567	0.4640
DE LA ROCHE							
	Roche amont	0.0238	0.0056	0.0026	0.0385	-0.1680	0.6160
	Roche aval	0.0559	0.0744	-0.0035	0.0547	-0.0588	0.2540

1 : Une valeur négative indique un biais négatif; une valeur positive traduit un biais positif.

Les valeurs **en gras** identifient les cas où le biais de la charge moyenne à long terme est supérieur à 10 %.

² : 2001-2017

3.1.3 Résultats de l'ensemble des tributaires

Les tendances observées pour les onze stations étudiées montrent une prédominance de mesures à la baisse ou stables. Ces pourcentages sont respectivement de 67 % et 18 % pour les séries de données de concentrations et respectivement de 53 % et 27 % pour les séries de données de charges (tableau 7 et annexe 12). Les tendances à la hausse ne sont observées que pour 15 % des séries de mesures de concentrations et 20 % des séries de mesures de charges.

Les paramètres dont les concentrations affichent le plus souvent des tendances à la baisse sont les coliformes fécaux, le phosphore total et l'azote ammoniacal, tandis que ceux dont les charges présentent le plus souvent des diminutions sont l'azote ammoniacal, l'azote total et les coliformes fécaux. En revanche, les paramètres qui montrent le plus fréquemment des tendances à la hausse à la fois pour les concentrations et les charges sont les nitrates et les MES.

Tableau 7 Tendances détectées dans les séries chronologiques de concentrations et de charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la baie Missisquoi

Paramètres	Séries	Tendances					
		Concentrations			Charges		
		↓	↑	=	↓	↑	=
Azote ammoniacal	11	9	1	1	9	1	1
Nitrates-nitrites	11	4	5	2	4	4	3
Azote total	11	7	1	3	7	1	3
Phosphore total	11	9	0	2	6	1	4
MES	11	5	3	3	2	4	5
Coliformes fécaux	11	10	0	1	7	2	2
Total	66	44	10	12	35	13	18
Pourcentage		67	15	18	53	20	27

3.1.4 Résultats par sous-bassin

3.1.4.1 Station Missisquoi amont

Territoire. Située au sud de la frontière, la partie amont du bassin de la rivière Missisquoi est principalement une région rurale agricole. D'une superficie de 360 km², le territoire drainé en amont de la station est dominé à 75 % par la forêt, tandis que l'agriculture et les milieux anthropiques occupent respectivement 17,5 % et 6,6 % de l'espace (tableau 2 et annexe 11.1; VANR, 2016). Deux des huit stations d'épuration municipales de la portion du bassin versant de la rivière Missisquoi située au Vermont sont localisées dans sa portion supérieure, soit celles de North Troy et de Jay/Troy.

Évolution temporelle 1999-2017. Les résultats des analyses effectuées sur les séries chronologiques montrent des tendances à la baisse pour les concentrations de tous les paramètres, sauf celles de l'azote ammoniacal qui demeurent stables (tableau 8; figures 6 et 7). Des tendances à la baisse sont aussi observées pour les charges des composés azotés et de phosphore total. En revanche,

les charges de MES ne montrent aucune tendance, tandis que celles des coliformes fécaux présentent une tendance à la hausse.

Bien qu'il y ait de légères fluctuations dans le taux de variation des concentrations et des charges entre la première moitié (1999-2008) et la seconde moitié (2008-2017) de la période d'analyse (annexe 12), la progression des mesures est relativement monotone pour les nitrates, l'azote total et le phosphore total. Dans le cas de l'azote ammoniacal et des coliformes fécaux, la baisse des mesures de la première moitié est suivie par une augmentation, tandis que dans le cas des MES, une légère hausse notée pour la première partie est suivie d'une baisse.

Étroitement liées, les tendances à la baisse des nitrates et de l'azote total sont hautement probables. Parce qu'elles touchent à la fois les concentrations et les charges, ces tendances signifient qu'elles proviennent d'une réduction des apports de sources ponctuelles et diffuses. Alors que la réduction des concentrations de nitrates est visible pour toute la plage des débits (annexe 5.1b), celle de l'azote total est plus marquée pour la plage des débits moyens à faibles

(annexe 5.1c). L'évolution des relations mensuelles entre la concentration d'azote total et le débit à intervalles de trois ans montre qu'en dépit de la baisse observée, les concentrations les plus fortes sont toujours associées aux débits élevés. Cela explique la baisse plus faible de la charge (-24 %) comparativement à celle des concentrations (-32 %).

Bien que des baisses soient notées pour les concentrations et les charges de phosphore, la diminution plus marquée des concentrations (-26 %) par rapport aux charges (-14 %) suggère que la baisse provient surtout des apports de sources ponctuelles. Ce constat est confirmé par l'examen de l'évolution des relations mensuelles concentration de phosphore-débit à intervalles de trois ans (annexe 5.1d) qui montre des baisses plus marquées pour la plage des débits moyens à faibles de la rivière. En dépit des améliorations observées, la relation concentration-débit positive témoigne de l'influence des apports de sources diffuses qui persistent toujours.

Comme l'illustre la figure 7c, l'évolution des mesures de MES ne montre pas une tendance monotone. La tendance à la hausse qui marque la première partie de la période provient d'une augmentation des concentrations observées pour la plage des débits moyens à élevés (annexe 5.1e). Bien que la tendance à la baisse qui caractérise la seconde partie de la période concerne aussi la même plage de débits, ces améliorations

perçues au printemps sont en quelque sorte annulées par les hausses observées à l'automne. Alors que les concentrations mesurées en fin de période sont légèrement plus faibles que celles du début de la période, les charges enregistrées en fin de période permettent tout juste de revenir au niveau des charges du début de la période. La persistance d'une relation concentration-débit positive explique le comportement du phosphore qui est lié de près au problème de ruissellement de surface et d'érosion du chenal et des sols agricoles (VANR, 2016).

Les charges de coliformes fécaux augmentent au cours de la période, même si les concentrations affichent une tendance probable à la baisse. La hausse des charges provient des augmentations de concentrations associées aux débits élevés (annexe 5.1f). Les apports de sources diffuses viennent en quelque sorte annuler les améliorations observées en périodes de temps sec.

Dans l'ensemble, les tendances majoritairement à la baisse des concentrations observées de tous les paramètres, surtout dans la plage des débits faibles à moyens, reflètent l'effet des interventions d'assainissement effectuées au sud de la frontière, notamment la mise en service des stations d'épuration de North Troy et Troy/Jay. La hausse des concentrations qui accompagne les débits élevés traduit la persistance des apports de sources diffuses.

Tableau 8 Variations et tendances estimées dans les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la rivière Missisquoi entre 1999 et 2017

PÉRIODE 1999-2017	CONCENTRATIONS			CHARGES		
	Variation ¹ mg/L	%	Tendance ² TWB	Variation ¹ t/an	%	Tendance ² TWB
MISSISQUOI						
STATIONS						
Missisquoi amont						
Azote ammoniacal	0.00	1	=	-1.3	-17	↓
Nitrates-nitrites	-0.14	-44	↓↓↓	-36.0	-47	↓↓↓
Azote total	-0.16	-32	↓↓↓	-29.0	-24	↓↓↓
Phosphore total	-0.007	-26	↓	-1.0	-14	↓
Matières en suspension	-0.71	-6	↓	357	7	=
Coliformes fécaux ³	-62	-26	↓	2.751	3	↑
Missisquoi aval						
Azote ammoniacal	-0.01	-18	↓	-2.3	-11	=
Nitrates-nitrites	-0.10	-34	↓↓↓	-85	-27	↓↓↓
Azote total	-0.14	-29	↓↓↓	-68.0	-22	↓↓↓
Phosphore total	-0.006	-22	↓↓	-0.69	-3	=
Matières en suspension	5.8	53	↑	15420	96	↑
Coliformes fécaux ³	-30	-15	=	34.65	16	↑
Sutton						
Azote ammoniacal	0.02	23	↑	0.8	18	↑
Nitrates-nitrites	-0.01	-3	↓	-5.6	-19	↓↓
Azote total	-0.03	-6	↓	-8	-17	↓↓↓
Phosphore total	-0.016	-51	↓↓↓	-2.7	-54	↓
Matières en suspension	-2.9	-29	↓	-347	-13	=
Coliformes fécaux ³	-3804	-97	↓↓↓	-315.2	-97	↓↓↓

¹: Variation estimée entre le début et la fin de la période 1999-2017

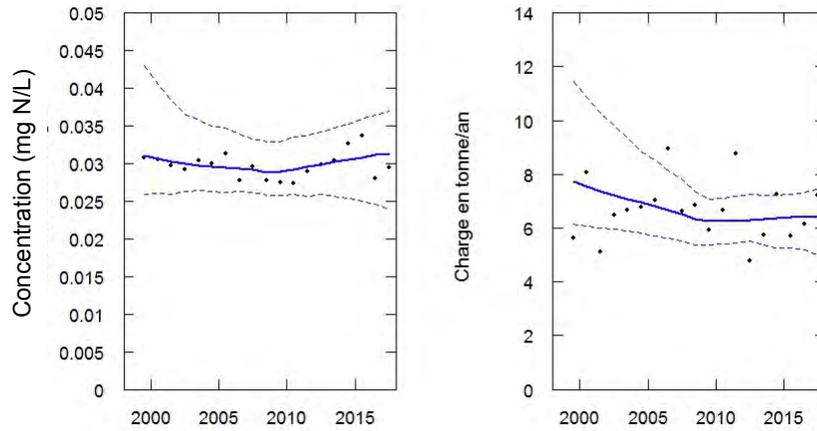
²: Test WRTDS Bootstrap (TWB)

Tendance :	Baisse	Hausse	Probabilité
Hautement probable	↓↓↓	↑↑↑	≥ 95 à ≤ 100
Très probable	↓↓	↑↑	≥ 90 à < 95
Probable	↓	↑	≥ 67 à < 90
Aucune	=		

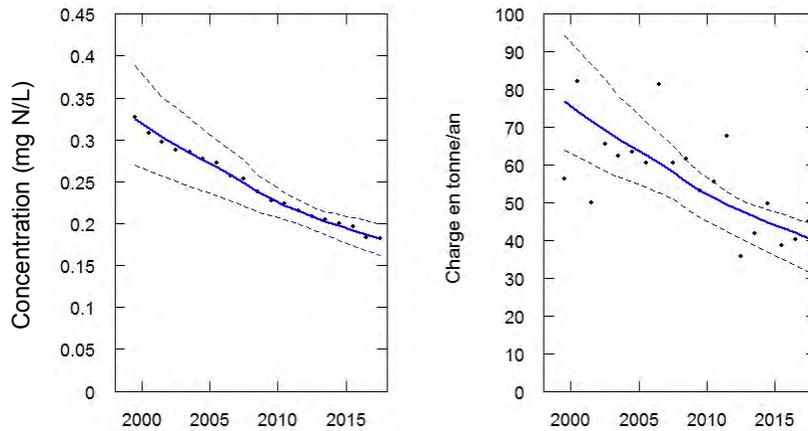
³ : concentration : unités formatrices de colonies (UFC) par 100 ml

charge : M_UFC/an = 10⁷ millions d'unités formatrices de colonies par an

a) Concentrations et charges annuelles d'azote ammoniacal (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



b) Concentrations et charges annuelles de nitrates (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



c) Concentrations et charges annuelles d'azote total (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)

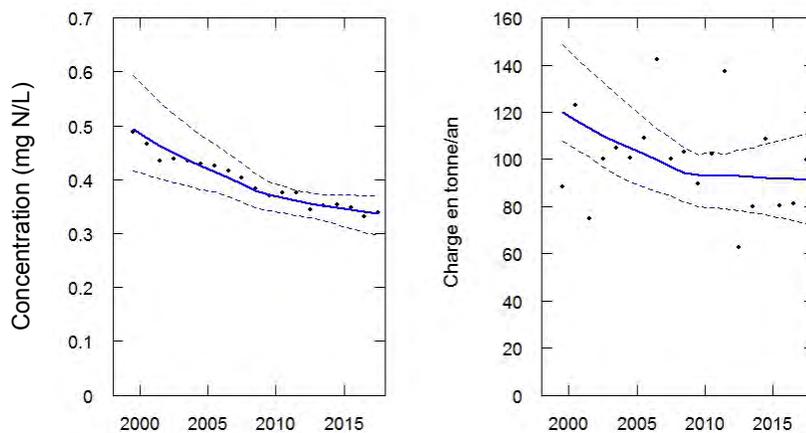


Figure 6 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station amont de la rivière Missisquoi au cours de la période 1999-2017

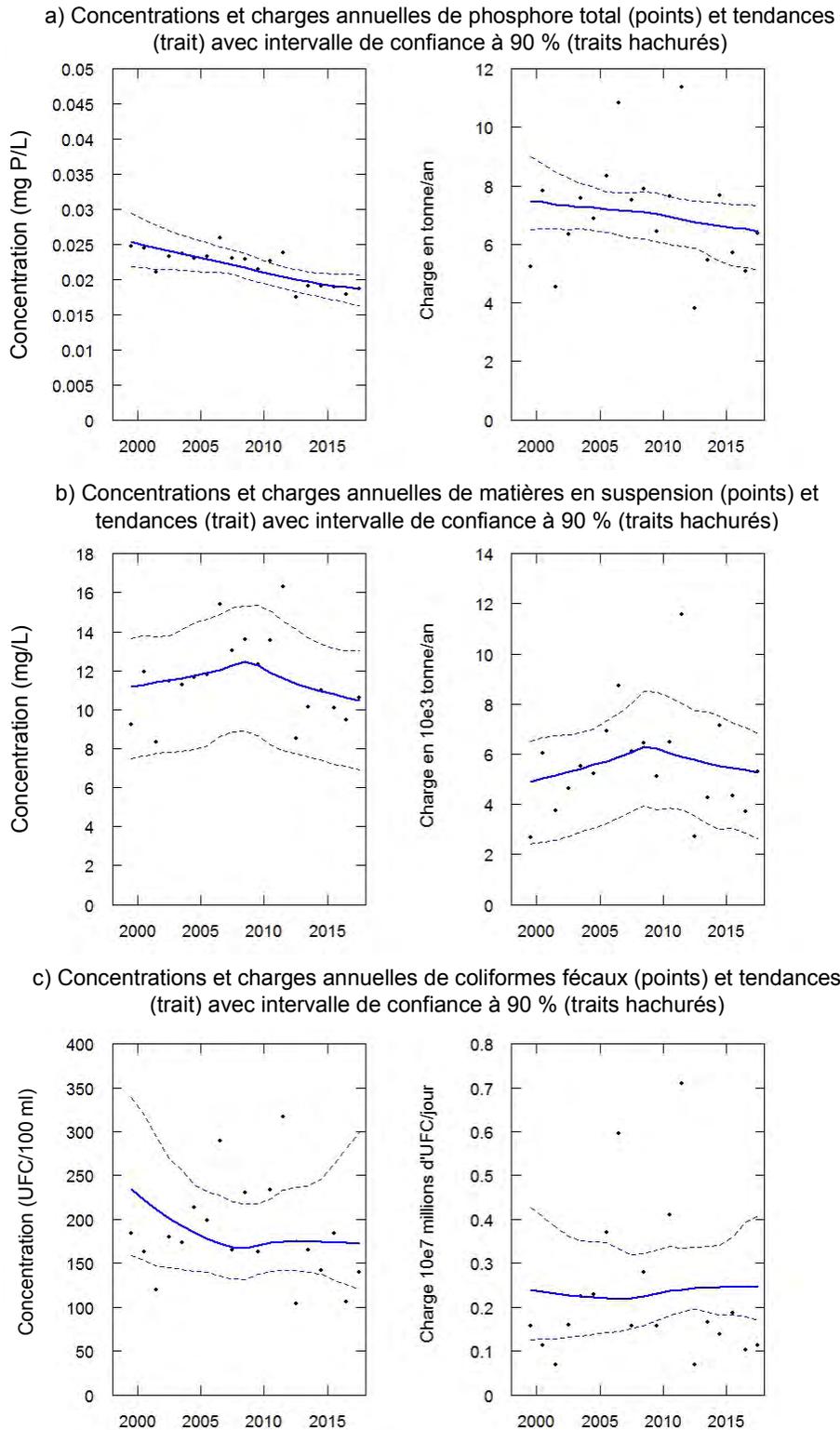


Figure 7 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station amont de la rivière Missisquoi au cours de la période 1999-2017

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Selon l'IQBP₆ médian calculé à partir des données récentes 2015-2017, la qualité générale de l'eau de la portion supérieure de la rivière Missisquoi s'avère satisfaisante. La tendance centrale des sous-indices se positionne dans

la classe de bonne qualité. Comme le montrent les écarts interquartiles, on observe une faible variabilité autour de la valeur médiane de l'indice et de ses composantes (figure 8).

Rivière Missisquoi amont, au sud de Mansonville

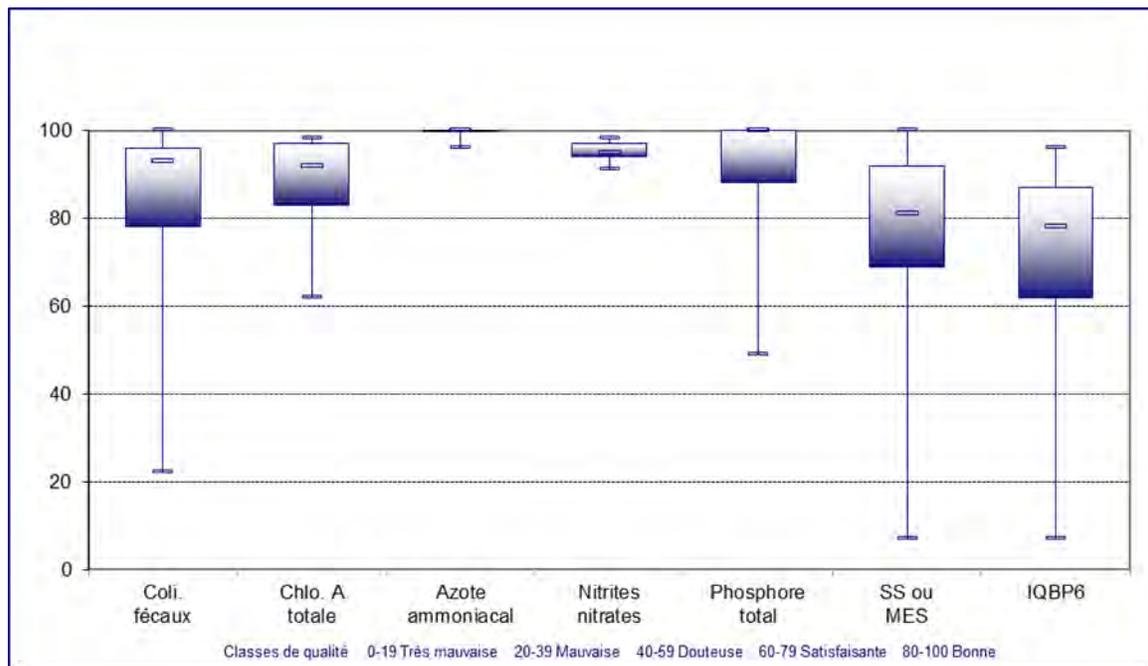


Figure 8 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station amont de la rivière Missisquoi au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères. La pollution résiduelle de la portion supérieure de la rivière Missisquoi est relativement faible, comme en témoigne le diagramme de la fréquence et de l'amplitude moyenne des mesures qui dépassent les critères de qualité de l'eau ou valeurs repères (figure 9 et annexe 5). La qualité bactériologique de l'eau est en général bonne par temps sec, les quelques dépassements observés survenant à la suite

de périodes de pluie (annexe 5.1f). Les dépassements notés pour le phosphore dans 29 % des échantillons ont une amplitude moyenne égale à environ deux fois la valeur du critère. Liés de près aux dépassements des valeurs repères retenues pour les MES et la turbidité, ils soulignent l'influence des apports de sources diffuses. L'instabilité du chenal, le développement urbain et les routes sur les pentes escarpées pourraient expliquer la charge élevée de sédiments de la rivière (VANR, 2016).

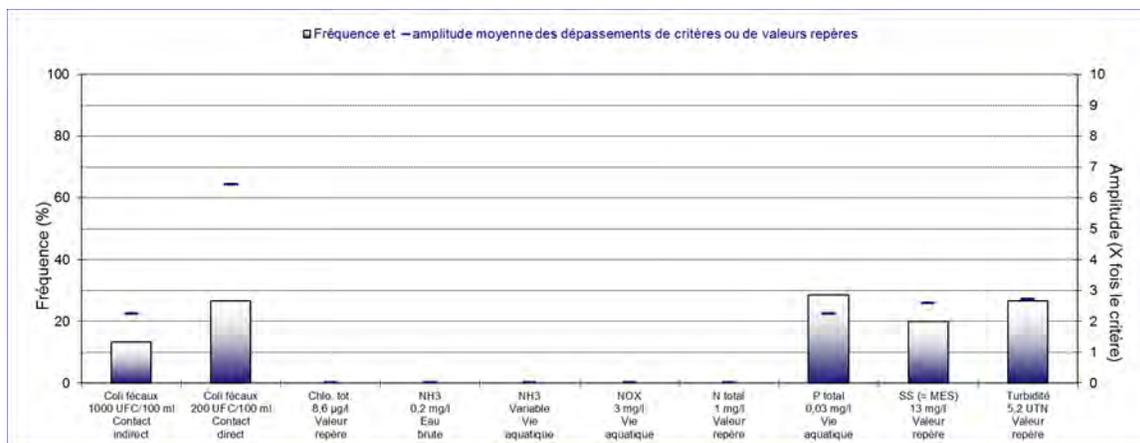


Figure 9 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station amont de la rivière Missisquoi au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.2 Station Missisquoi aval

Territoire. Entre la station amont qui enregistre la qualité de l'eau qui provient du territoire vermontois et la station aval, la rivière Missisquoi est influencée par la portion québécoise du bassin versant qui totalise 472 km². Ce territoire est largement dominé par le milieu forestier qui couvre 83,7 % de la superficie drainée, l'agriculture n'occupant que 8,3 % de l'espace (tableau 2 et annexe 11.3). Les cultures à grand interligne et à interligne étroit recouvrent moins de 1 % des terres cultivées. Trois stations d'épuration municipales se trouvent en sol québécois, soit celles d'Eastman, Potton et Potton (Owl's Head). La rivière Missisquoi est aussi touchée par les apports provenant du ruisseau Mud, dont la plus grande portion du bassin (93 km²) se situe au Vermont. Ce sous-bassin qui est dominé à 65 % par la forêt et à 29 % par le milieu agricole renferme la station d'épuration municipale de Newport Center (tableau 2 et annexe 11.2).

Évolution temporelle 1999-2017. Les séries chronologiques de données de la station aval de la rivière Missisquoi montrent des tendances à la baisse pour les concentrations des formes d'azote et de phosphore, une tendance à la hausse pour les concentrations de MES et une stabilité pour les concentrations de coliformes fécaux (tableau 8; figures 10 et 11). En contrepartie, des tendances à la baisse ne sont observées

que pour les charges de nitrates et d'azote total (figures 10b et 10c). Les charges d'azote ammoniacal (figure 10a) et de phosphore (figure 11a) ne montrent aucune tendance, la baisse de la première moitié de la période (1999-2008) étant suivie par une hausse (2008-2017). Les tendances à la hausse enregistrées pour les MES et les coliformes fécaux sont monotones, les variations à la hausse de la première moitié s'accroissent dans la seconde partie de la période. Dans le cas des coliformes fécaux, la hausse des charges s'observe en dépit d'une baisse des concentrations.

Il existe une concordance entre les tendances détectées aux stations amont et aval de la rivière Missisquoi. Ainsi, les baisses des concentrations de nitrates, d'azote total et de phosphore amorcées en amont se poursuivent en aval. À l'inverse, les concentrations de MES se démarquent avec une tendance à la hausse, tandis que celles des coliformes fécaux demeurent stables. L'absence de tendance à la baisse pour les charges de phosphore pourrait s'expliquer par la hausse marquée des charges de MES (figure 11b). Il en est de même pour les coliformes fécaux, dont la hausse des charges (figure 11c) pourrait aussi être liée à l'augmentation des concentrations de MES (annexe 5.2e) qui sont particulièrement élevées en périodes de débits élevés (annexe 5.2f).

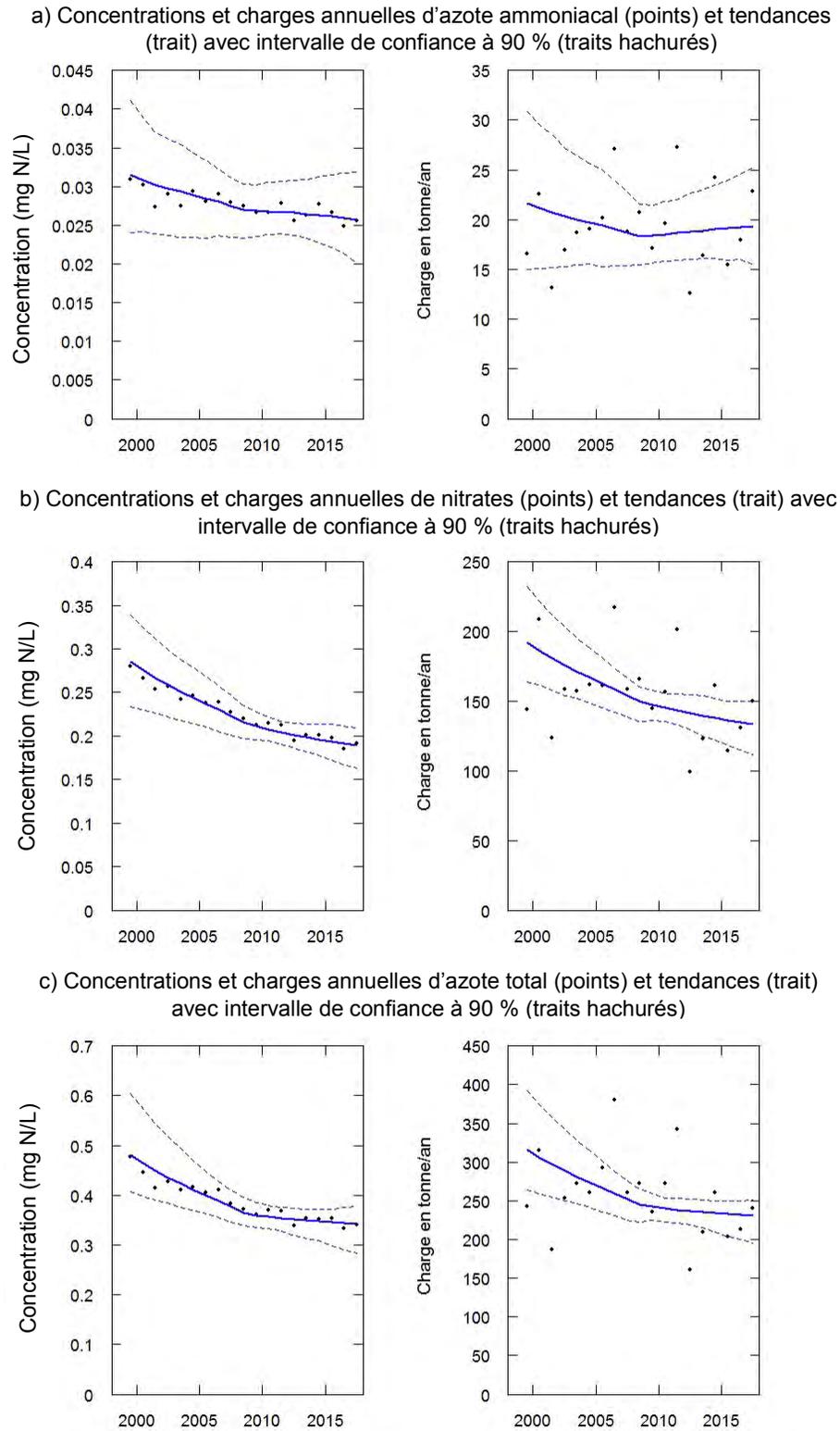


Figure 10 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station aval de la rivière Missisquoi au cours de la période 1999-2017

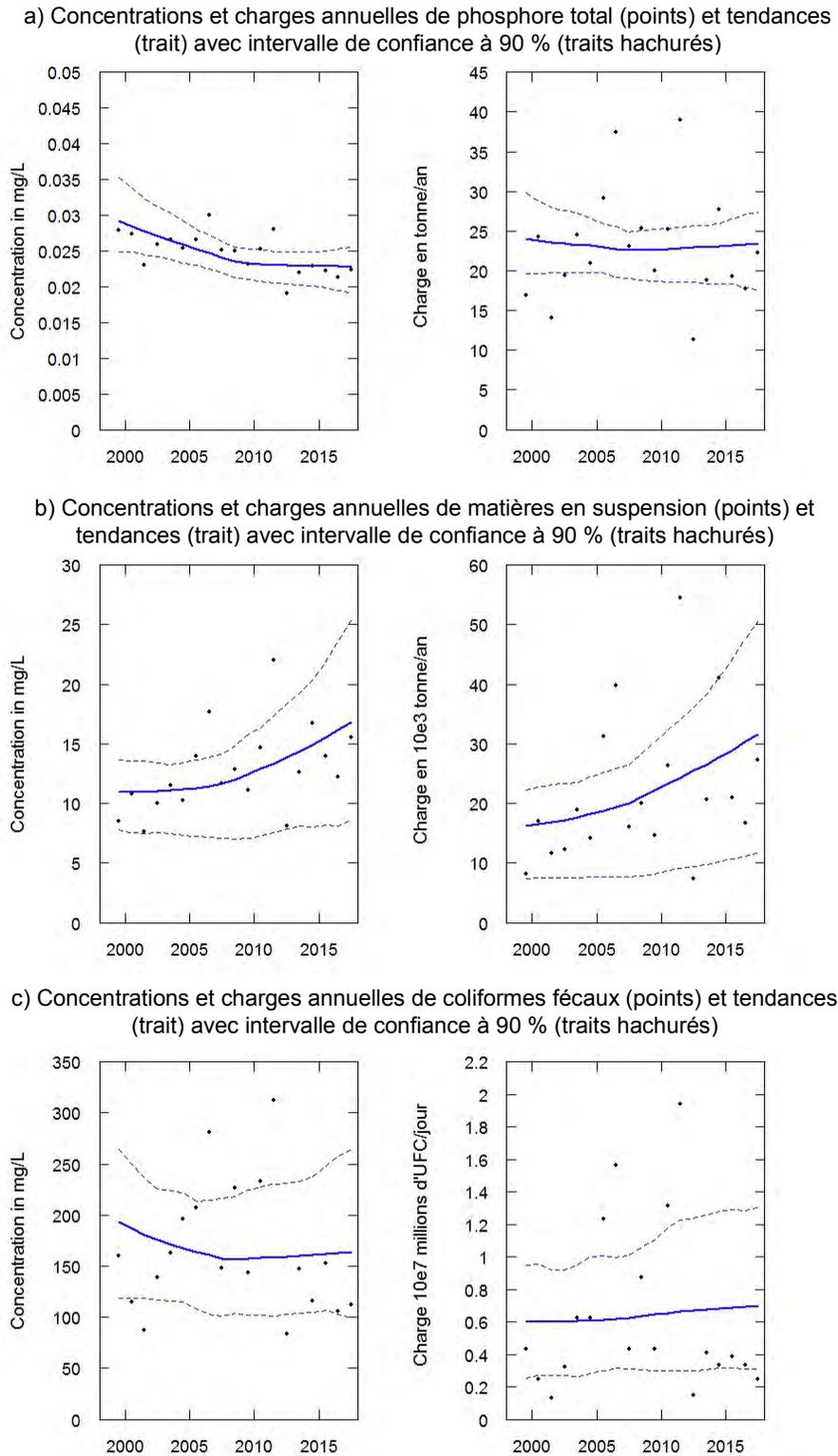


Figure 11 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station aval de la rivière Missisquoi au cours de la période 1999-2017

Comme c'était le cas à la station amont, des fluctuations sont observées dans le taux de variation des mesures entre la première moitié (1999-2008) et la seconde moitié (2008-2017) de la période (annexe 4). Une diminution du taux de variation à la baisse est notée dans la seconde moitié pour tous les paramètres, sauf les MES qui affichent une pente à la hausse plus marquée. Les variations des concentrations sont en général

plus importantes que celles des charges. Elles indiquent une fois de plus que les baisses enregistrées touchent davantage la plage des débits moyens à faibles qui est plus influencée par les apports de sources ponctuelles. La hausse plus marquée des charges de MES comparativement à celle des concentrations constitue une exception. La hausse des concentrations avec le débit suggère des apports de sources diffuses.

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ effectué à partir des données récentes 2015-2017 (figure 12) indique que la qualité générale de l'eau à la station aval de la rivière Missisquoi est meilleure que celle en amont puisqu'elle présente une eau

de bonne qualité. Tout comme à la station amont, la tendance centrale de l'IQBP et ses composantes indique une eau de bonne qualité qui montre dans l'ensemble une faible variabilité.

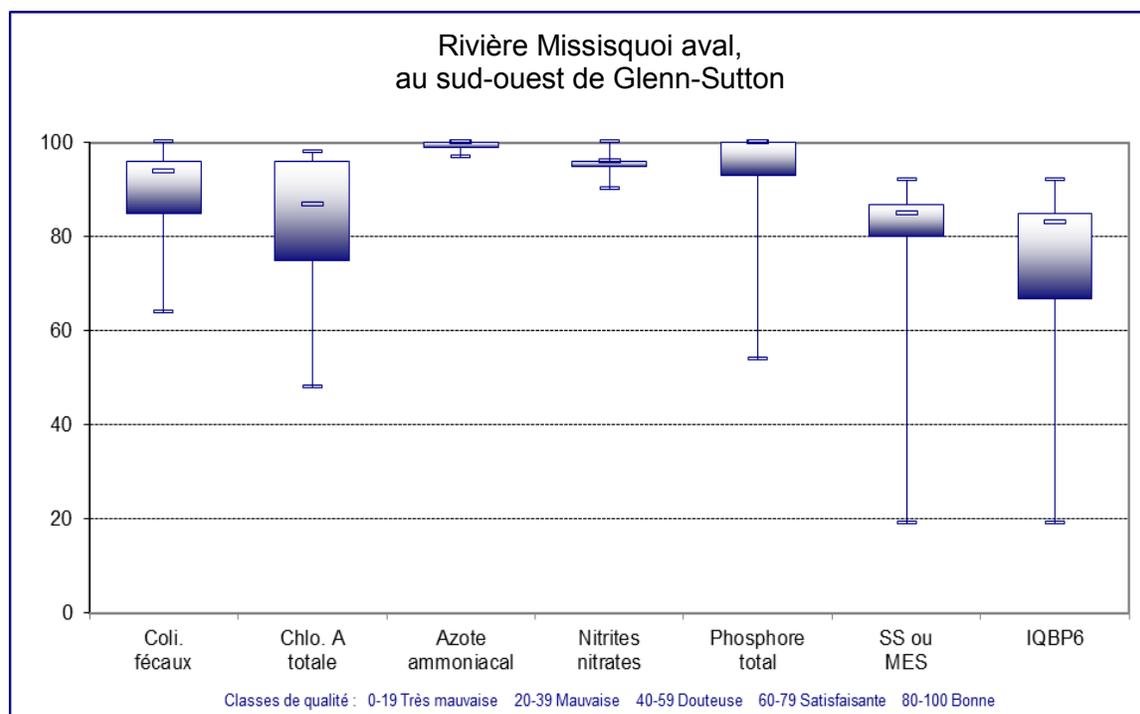


Figure 12 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station aval de la rivière Missisquoi au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères.

Le diagramme des dépassements de critères et valeurs repères de la station aval (figure 13 et annexe 5) montre peu de changements par rapport à la station amont. La pollution résiduelle de la portion supérieure de la rivière Missisquoi est relativement faible, comme en témoigne le nombre de paramètres qui présentent des dépassements. La qualité bactériologique de l'eau demeure bonne, comme en font foi la concentration médiane des coliformes fécaux (31 UFC/100 ml) et le faible nombre de

dépassements des critères de qualité pour les activités de contact direct et indirect. Ce sont à nouveau les concentrations de phosphore total et de MES ainsi que les mesures de turbidité qui excèdent le plus souvent les critères et valeurs repères. Même si les pourcentages de dépassements de ces trois paramètres demeurent relativement faibles ($\leq 30\%$), ils cernent une cause commune, soit les apports qui proviennent du ruissellement de surface et de l'érosion du chenal et des sols du territoire.

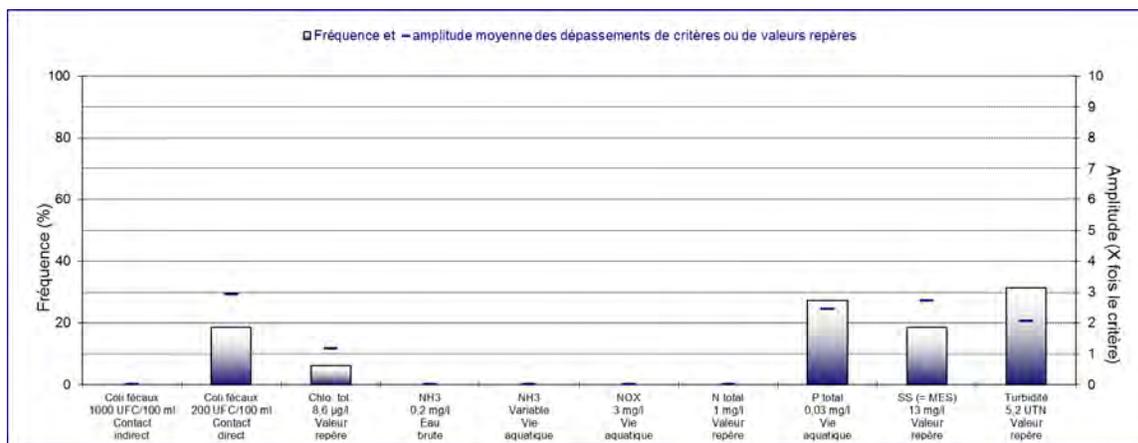


Figure 13 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station aval de la rivière Missisquoi au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.3 Station de la rivière Sutton

Territoire. La superficie du territoire drainé en amont de la station de la rivière Sutton est de 149 km². Le territoire est dominé à 77,8 % par le milieu forestier, le milieu agricole ne couvrant que 16,6 % de l'espace et les cultures à grand interligne et à interligne étroit, moins de 2 % des superficies cultivées (tableau 2 et annexe 11.4). Deux stations d'épuration sont présentes en amont de cette station, soit celles de Sutton et d'Abercorn.

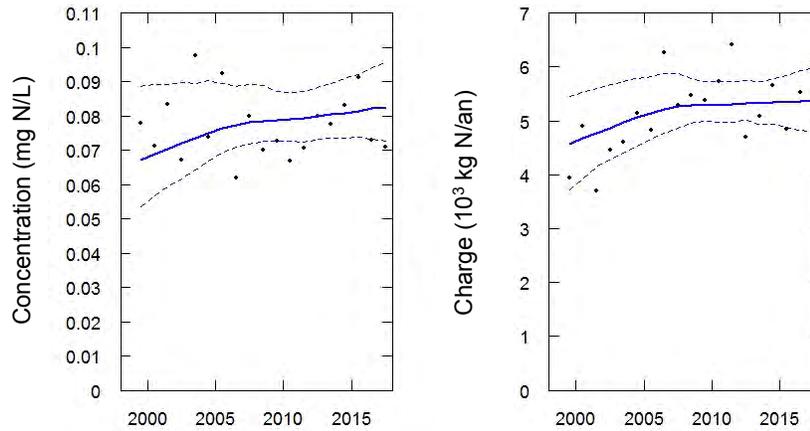
Évolution temporelle de la qualité de l'eau 1999-2017.

L'analyse des séries chronologiques de concentrations montre des tendances à la baisse pour tous les paramètres physicochimiques (tableau 8; figures 14 et 15), sauf l'azote ammoniacal qui présente une tendance à la hausse. En ce qui

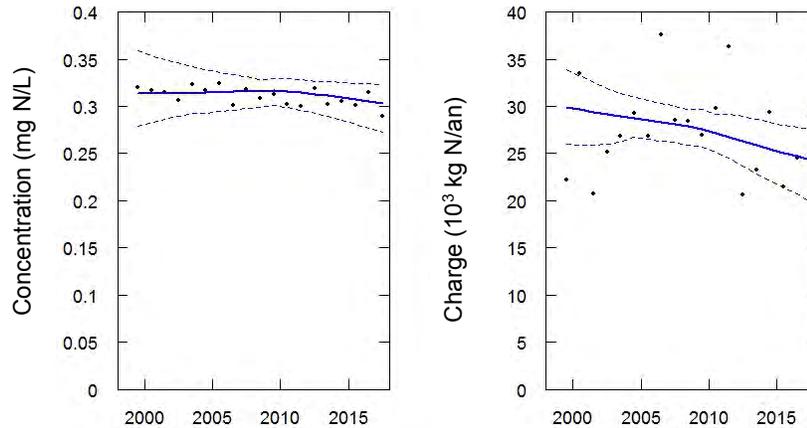
a trait aux charges, les résultats montrent des tendances à la baisse pour les nitrates et l'azote total, le phosphore total et les coliformes fécaux. Aucune tendance n'est observée pour les MES et une tendance à la hausse est observée pour l'azote ammoniacal.

Même si elles ressortent comme étant des tendances probables, les variations de concentrations observées pour les formes d'azote sont négligeables. En effet, l'augmentation enregistrée pour l'azote ammoniacal est faible. Elle est liée essentiellement aux valeurs croissantes observées lors des étiages d'hiver (annexe 5.3a). La diminution des concentrations à mesure que le débit augmente (dilution) montre l'influence d'une

a) Concentrations et charges annuelles d'azote ammoniacal (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



b) Concentrations et charges annuelles de nitrates (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



c) Concentrations et charges annuelles d'azote total (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)

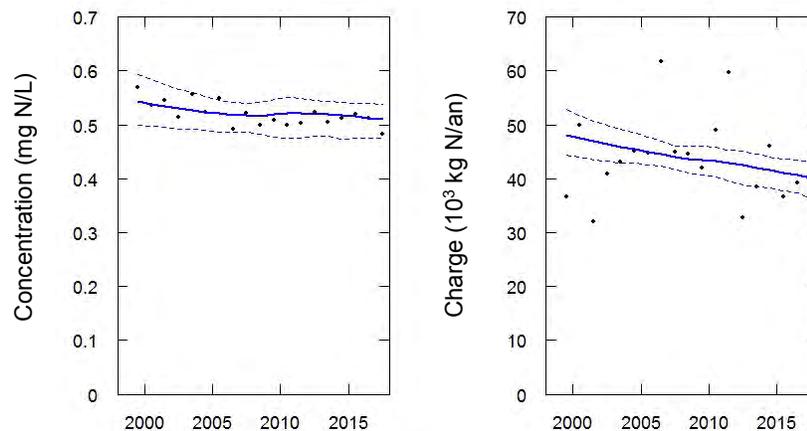


Figure 14 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station de la rivière Sutton au cours de la période 1999-2017

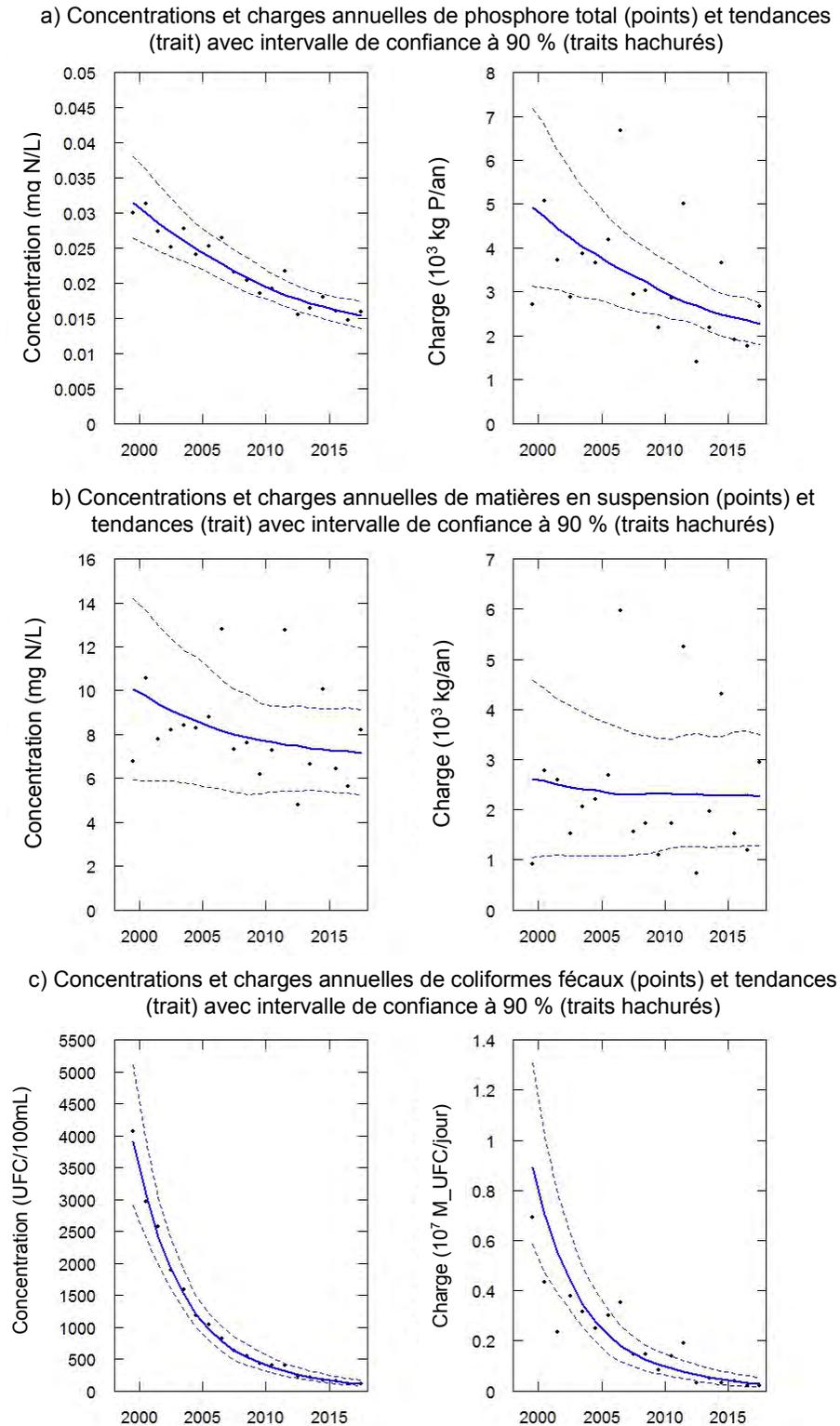


Figure 15 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station de la rivière Sutton au cours de la période 1999-2017

source ponctuelle. Il s'agit en fait d'un biais associé à l'emplacement de la station d'échantillonnage située à proximité du petit cours d'eau qui reçoit l'effluent de la station d'épuration d'Abercorn. La nitrification de l'azote ammoniacal étant fortement réduite lorsque la température de l'eau est froide, l'effluent des stations d'épuration contient des concentrations plus élevées d'azote ammoniacal qui influencent la qualité de l'eau du milieu récepteur, tout particulièrement en période d'étiage hivernal (Hwang et Oleszkiewicz, 2007). Le patron décroissant de variation des concentrations des formes d'azote en fonction du débit (annexe 5.3a à 5.3c) suggère que les concentrations élevées notées pour la plage des débits moyens à faibles sont attribuables à des apports de sources ponctuelles. La baisse marquée des concentrations observée pour la plage des débits élevés explique la diminution

plus importante des charges par rapport aux concentrations.

En revanche, les tendances à la baisse des concentrations et des charges de phosphore total et de coliformes fécaux sont plus importantes. Elles traduisent le résultat des efforts d'assainissement déployés dans le bassin, notamment la mise en fonction des stations d'épuration de Sutton et d'Abercorn. La baisse des concentrations et des charges de phosphore suggère que la diminution provient d'une réduction combinée des apports de sources ponctuelles et diffuses (annexe 5.3d). Même si la diminution des concentrations de MES s'observe pour toute la plage des débits, la stabilité des charges annuelles suggère que les concentrations élevées sont toujours liées aux débits élevés (annexe 5.3e).

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau de la rivière Sutton est

bonne (figure 16). À l'image des stations de la rivière Missisquoi, les médianes de l'IQBP et ses sous-indices se situent dans la classe de bonne qualité et les écarts interquartiles montrent une faible variabilité des mesures.

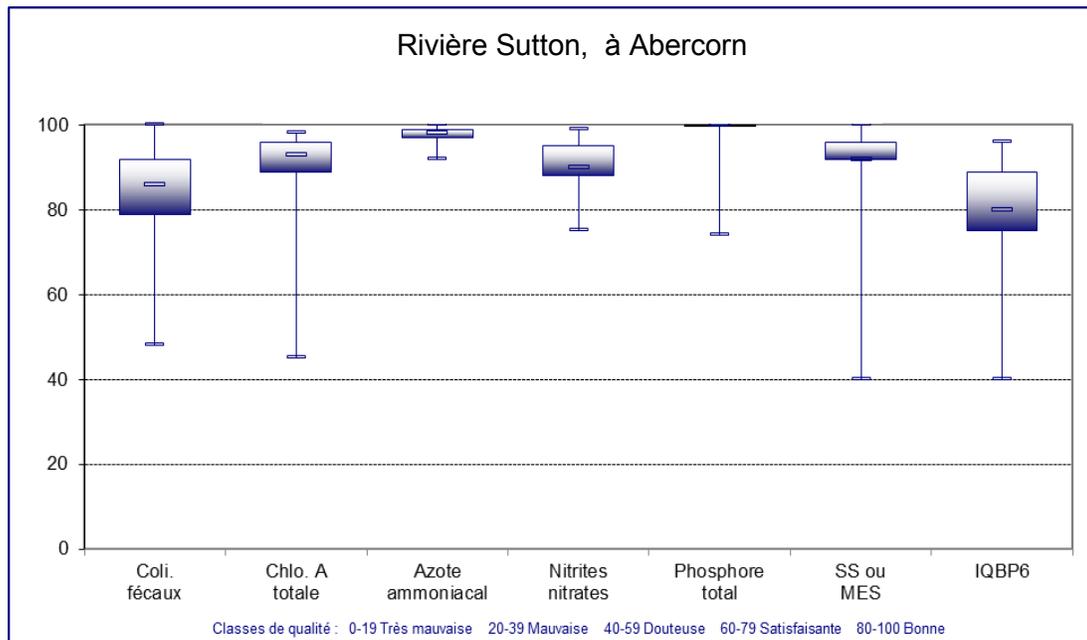


Figure 16 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station de la rivière Sutton au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères. La composition physicochimique de l'eau de la rivière Sutton présente peu de dépassements des critères de qualité et des valeurs repères (figure 17 et annexe 5). La qualité bactériologique de l'eau est généralement bonne. En effet, la concentration médiane des coliformes fécaux est de 33 UFC/100 ml et le pourcentage de dépassements des critères de qualité est faible. Les concentrations d'azote se situent en deçà des critères de qualité et des valeurs repères, tandis que les concentrations de

phosphore total se situent la plupart du temps sous le critère visant à limiter la croissance excessive des algues et des plantes aquatiques. Il en est de même pour les mesures de MES et de turbidité, qui demeurent en général sous les valeurs repères de qualité satisfaisante. Les quelques dépassements de faible amplitude du critère de qualité du phosphore et de la valeur repère de MES sont associés à des débits élevés. Ils soulignent l'influence des apports de sources diffuses (annexes 5.3d et 5.3e).

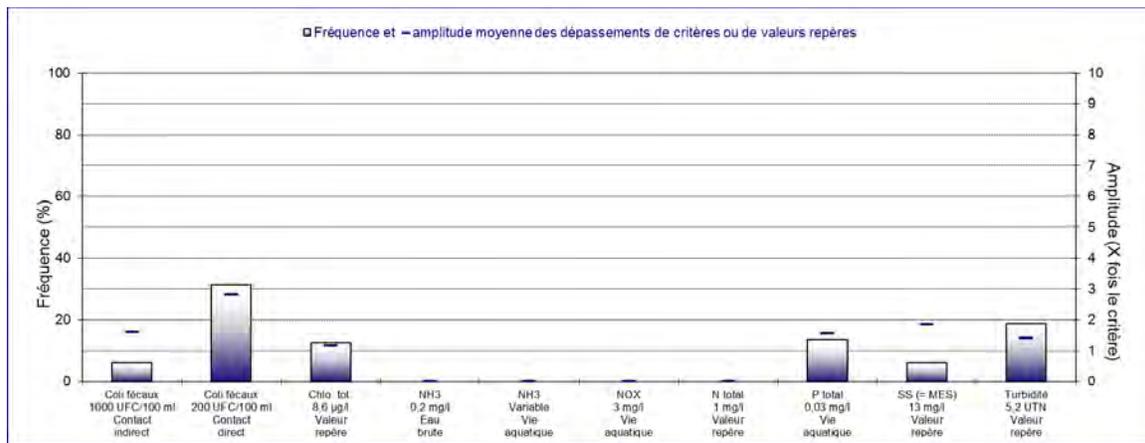


Figure 17 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station de la rivière Sutton au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.4 Station aux Brochets amont

Territoire. La superficie de 101,74 km², drainée à la hauteur de la station amont de la rivière aux Brochets, est située à 85 % au sud de la frontière étatsunienne. Elle est occupée à 44,5 % par le milieu forestier et à 36,2 % par le milieu agricole. Les milieux humides, aquatiques et anthropiques couvrent respectivement 8,0 %, 5,7 % et 5,6 % du territoire (tableau 2 et annexe 11.5). Le sous-bassin du lac Carmi est le site d'une activité agricole intensive et le littoral du lac est très développé. L'érosion du chenal et des terres agricoles ainsi que l'empiétement des rives sont des facteurs de perturbation pour le milieu aquatique (VANR, 2016). Aucune station d'épuration n'est présente dans le tronçon supérieur de la rivière aux Brochets.

Évolution temporelle 1999-2017. En dépit des pressions exercées sur le milieu, les résultats d'analyse des séries chronologiques 1999-2017 (tableau 9) montrent des tendances à la baisse hautement probables pour les concentrations d'azote ammoniacal (figure 18a) et de phosphore total (figure 19a). On note une tendance à la baisse très probable pour l'azote total (figure 18c), malgré une faible tendance à la hausse des nitrates (figure 18b), et une tendance à la baisse pour les coliformes fécaux (figure 19c). Les concentrations de MES demeurent stables au cours de la période (figure 19b).

Des tendances à la baisse sont aussi observées pour les charges d'azote ammoniacal et d'azote total, et la hausse négligeable des concentrations de nitrates

n'a aucune incidence sur les charges, qui demeurent stables. La baisse légèrement plus faible et tout juste probable des charges de phosphore s'explique par le maintien des concentrations élevées associées aux débits élevés. L'augmentation estimée à 20 % de la charge des MES au cours de la période, en dépit de la hausse négligeable des concentrations, s'explique par la hausse des concentrations liées aux débits élevés. La hausse des charges suggère qu'elle est surtout associée à des apports de sources diffuses (annexe 5.4e). Enfin, les variations similaires à la baisse des charges et des concentrations de coliformes fécaux indiquent qu'elles proviennent d'une réduction des apports des sources ponctuelles et diffuses (annexe 5.4f).

La progression des mesures de concentration et de charge est généralement monotone sur l'ensemble de la période pour la plupart des paramètres (annexe 4). On dénote toutefois un patron de variation légèrement différent entre la première moitié (1999-2008) et la seconde moitié (2008-2017) de la période pour le phosphore total, les coliformes fécaux et les MES. Pour les deux premiers paramètres, la baisse plus marquée de la première partie est suivie d'une baisse plus faible ou d'une relative stabilité des mesures. À l'inverse, la stabilité des mesures de MES de la première partie est suivie d'une hausse. Cette augmentation des MES au cours de la période 2008-2017 pourrait expliquer la baisse plus faible des mesures de phosphore total au cours de la même période.

Tableau 9 Variations et tendances observées dans les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la rivière aux Brochets entre 1999 et 2017

PÉRIODE 1999-2017	CONCENTRATIONS			CHARGES		
	Variation ¹	Tendance ²		Variation ¹	Tendance ²	
SOUS-BASSINS	mg/L	%	TWB	t/an	%	TWB
AUX BROCHETS						
Brochets amont						
Azote ammoniacal	-0.04	-58	↓↓↓	-2.4	-54	↓↓↓
Nitrates-nitrites	0.02	5	↑	-0.33	-1	=
Azote total	-0.07	-10	↓↓	-6.30	-14	↓↓↓
Phosphore total	-0.008	-19	↓↓↓	-0.46	-15	↓
Matières en suspension	0.61	6	=	238	20	↑
Coliformes fécaux ³	-559	-65	↓	-64	-70	↓
Walbridge						
Azote ammoniacal	-0.02	-29	↓	-0.7	-38	↓
Nitrates-nitrites	-0.72	-35	↓	-18.5	-39	↓
Azote total	-0.39	-8	↓	-20.9	-23	↓
Phosphore total	-0.009	-17	↓	-0.257	-16	↓
Matières en suspension	-0.9	-7	=	21	5	=
Coliformes fécaux ³	-205	-40	↓	-5.4	-38	=
Morpions						
Azote ammoniacal	-0.05	-36	↓↓↓	-5.7	-47	↓↓↓
Nitrates-nitrites	0.53	23	↑↑	54.4	32	↑↑
Azote total	0.44	14	↑	28.7	12	↑
Phosphore total	-0.025	-20	↓↓↓	-3.9	-28	↓↓↓
Matières en suspension	-7.0	-33	↓	-1017	-28	=
Coliformes fécaux ³	-1,186	-73	↓↓↓	-95.8	-72	↓↓↓

Tableau 9 Variations et tendances observées dans les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la rivière aux Brochets entre 1999 et 2017 (suite)

PÉRIODE 1999-2017	CONCENTRATIONS			CHARGES		
	Variation ¹ mg/L	Tendance ² %	Tendance ² TWB	Variation ¹ t/an	Tendance ² %	Tendance ² TWB
AUX BROCHETS						
Brochets aval						
Azote ammoniacal	-0.04	-46	↓↓↓	-15	-42	↓↓
Nitrates-nitrites	0.20	14	↑	67	12	↑
Azote total	0.04	2	=	-1.40	-0.2	=
Phosphore total	-0.015	-27	↓↓↓	-14	-34	↓↓↓
Matières en suspension	-1.5	-11	=	717	5	=
Coliformes fécaux ³	-647	-75	↓↓↓	-302	-62	↓
Ewing¹						
Azote ammoniacal	-0.07	-49	↓↓	-1.5	-54	↓↓
Nitrates-nitrites	0.46	15	↑	10	16	↑
Azote total	-0.13	-3	=	-2.1	-3	=
Phosphore total	-0.015	-16	↓	-0.18	-6	=
Matières en suspension	-22	-51	↓↓	-716	-44	↓
Coliformes fécaux ³	-1024	-77	↓	-14	-61	↓
Castor¹						
Azote ammoniacal	-0.05	-34	↓	-0.7	-36	↓
Nitrates-nitrites	1.40	46	↑	12.0	35	↑
Azote total	0.24	6	=	0.4	1	=
Phosphore total	-0.002	-2	=	0.018	1	=
Matières en suspension	-20	-48	↓	-315	-48	↓
Coliformes fécaux ³	-1438	-78	↓	-26	-82	↓

¹: Variation estimée entre le début et la fin de la période 1999-2017

²: Test WRTDS Bootstrap (TWB)

Tendance :	Baisse	Hausse	Probabilité
Hautement probable	↓↓↓	↑↑↑	≥ 95 à ≤ 100
Très probable	↓↓	↑↑	≥ 90 à < 95
Probable	↓	↑	≥ 67 à < 90
Aucune	=		

³ : concentration : unités formatrices de colonies (UFC) par 100 ml

charge : M_UFC/an = 10⁷ millions d'unités formatrices de colonies par an

⁴ : 2001-2017

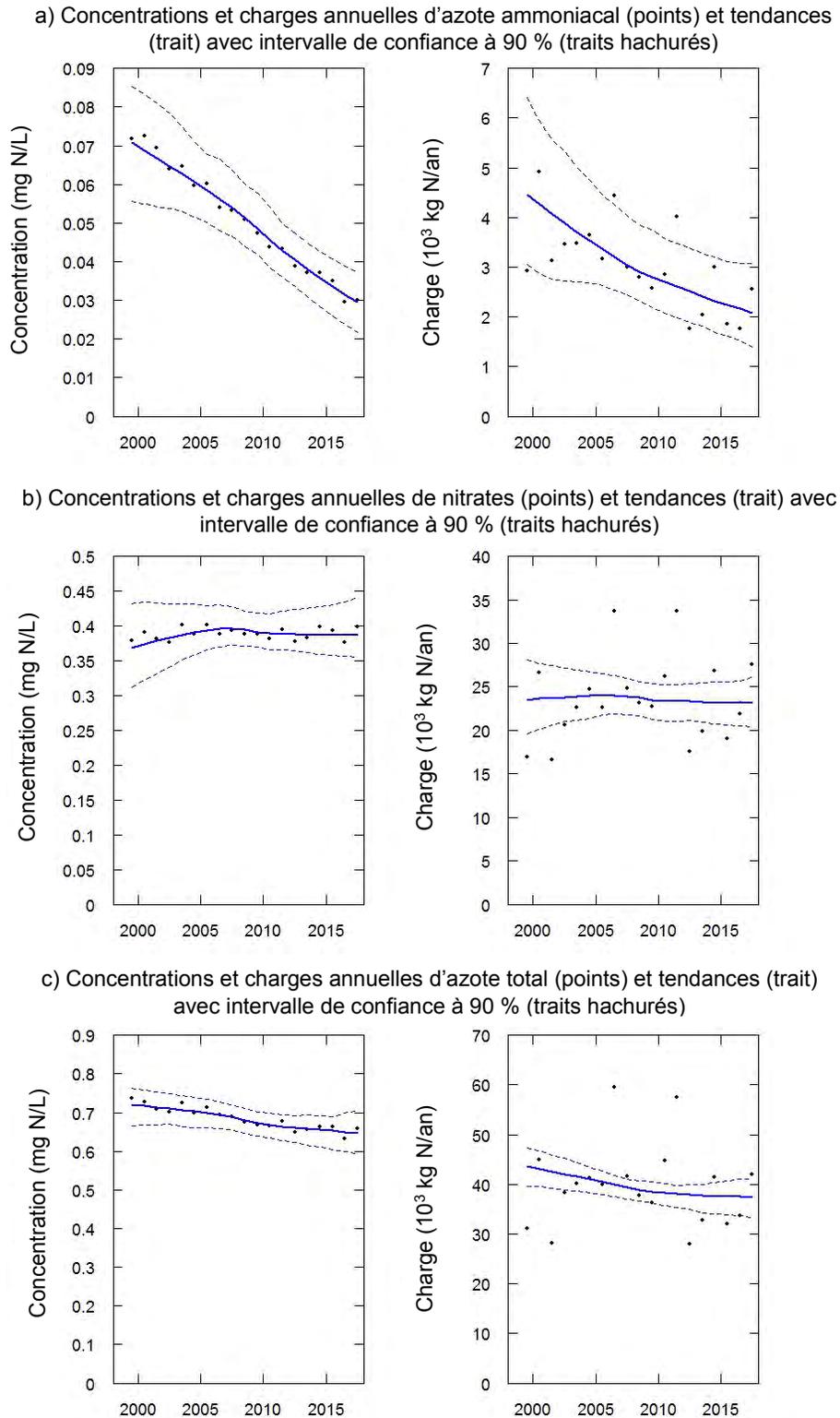


Figure 18 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station amont (Frelighsburg) de la rivière aux Brochets au cours de la période 1999-2017

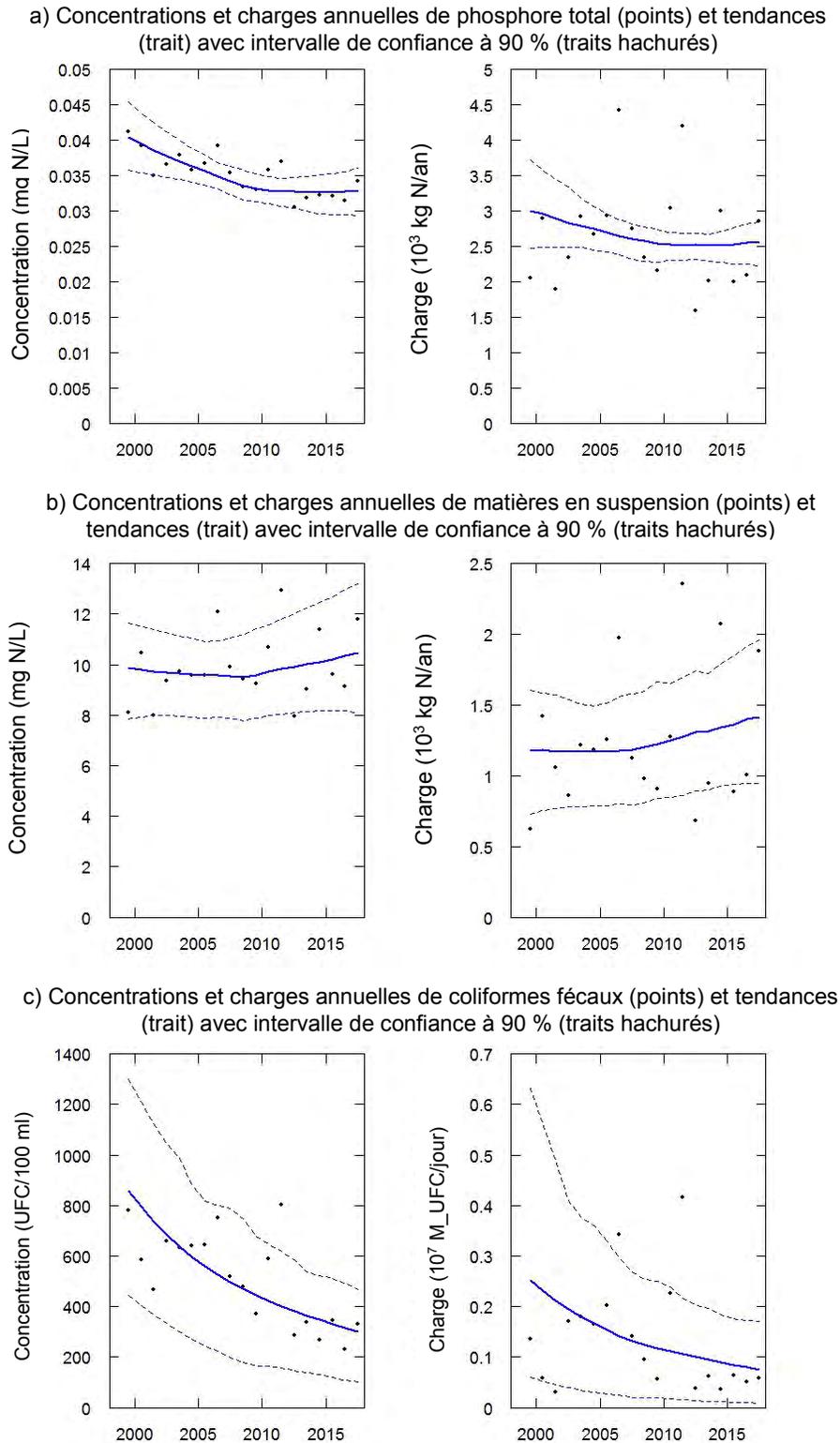


Figure 19 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station amont (Frelighsburg) de la rivière aux Brochets au cours de la période 1999-2017

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ médian effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau de la rivière aux Brochets est satisfaisante à son point d'entrée sur le territoire québécois (figure 20), en dépit de la tendance centrale de bonne qualité affichée

par les sous-indices. Toutefois, comme le démontre l'écart interquartile de certaines variables, notamment la chlorophylle a, la variabilité autour de la médiane est relativement importante puisque l'IQBP affiche par moment une eau de mauvaise qualité.

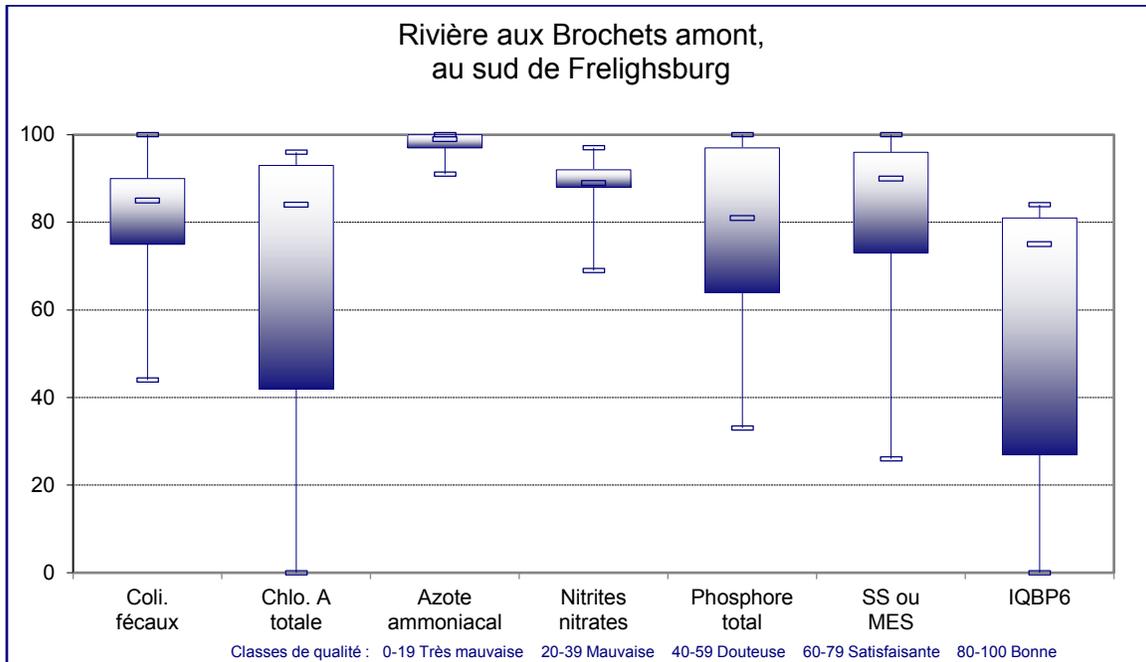


Figure 20 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station amont de la rivière aux Brochets au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères. En général, la composition physicochimique et bactériologique de l'eau de la portion amont de la rivière aux Brochets présente relativement peu de dépassements des critères de qualité et des valeurs repères (figure 21). En revanche, les paramètres qui présentent les plus fréquents dépassements font ressortir le caractère diffus de la pollution résiduelle de l'eau. La qualité bactériologique de l'eau est en général satisfaisante, comme en témoigne la concentration médiane de 46 UFC/100 ml observée pour l'ensemble de

la période 2015-2017 (annexe 3). Les concentrations élevées de coliformes fécaux surviennent à la suite de périodes de pluie (annexe 5.4f). Il en est de même des concentrations élevées de phosphore, de MES et de turbidité. Par ailleurs, en plus de traduire l'effet des activités agricoles intensives, les concentrations élevées de phosphore et de chlorophylle a pourraient révéler l'influence des eaux du lac Carmi. En effet, ce dernier présente une plage de mesures typiques d'un lac eutrophe pour ces deux paramètres ainsi que pour la transparence de ses eaux (Mitchell, 2018).

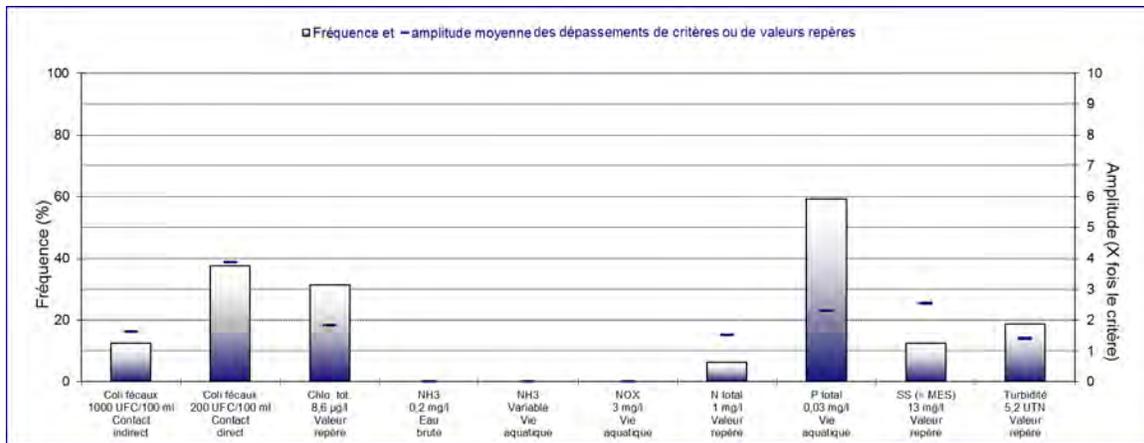


Figure 21 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station amont de la rivière aux Brochets au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.5 Station ruisseau Walbridge

Territoire. Tributaire de la rivière aux Brochets, le ruisseau Walbridge draine un territoire de 28 km² dominé à 75,4 % par le milieu agricole et à 22,4 % par le milieu forestier (tableau 2 et annexe 11.6). Les cultures à grand interligne et à interligne étroit occupent les deux tiers des superficies cultivées. Le sous-bassin ne renferme pas de station d'épuration municipale.

Évolution temporelle 1999-2017.

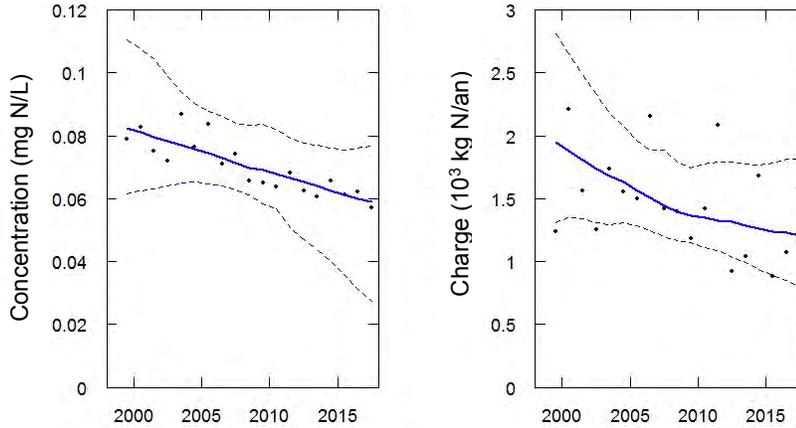
L'analyse des séries chronologiques des données de concentrations et de charges montre des tendances probables à la baisse pour l'ensemble des variables de qualité d'eau (tableau 9; figures 22 et 23), sauf les MES et les coliformes fécaux pour lesquels les charges ne montrent aucune tendance au cours de la période. Les pourcentages de variation des charges des composés azotés, supérieurs à ceux des concentrations, indiquent que la baisse des concentrations a touché plus particulièrement la plage des débits moyens à élevés de la rivière et qu'elle provient donc d'une réduction des apports de sources diffuses (annexe 5.5).

Bien que les tendances estimées à la baisse concernent l'ensemble de la période d'analyse 1999-2017 (annexe 4), on note dans le cas des nitrates (figure 22b) et de l'azote total (figure 22c) que l'essentiel de la diminution prend place au cours de la

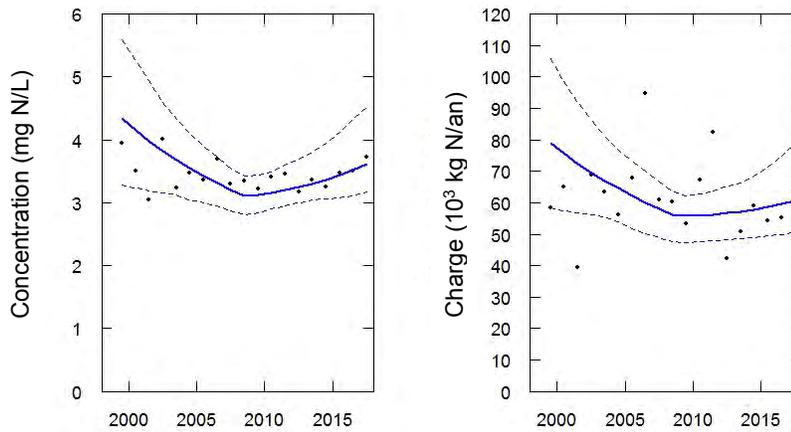
première moitié de la période (1999-2008) et qu'une légère augmentation apparaît au cours de la seconde moitié (2008-2017). À l'opposé, la tendance à la baisse observée pour le phosphore total (figure 23a) est plus accentuée pour la deuxième moitié de la période d'analyse. Elle accompagne la baisse substantielle des MES.

L'analyse de l'évolution des relations concentration-débit mensuelles à intervalles de trois ans montre que la baisse des concentrations de nitrates associées à la plage des débits élevés prend place dans la première moitié de la période. Dans la seconde moitié, on note une hausse des concentrations liée aux faibles débits des mois de mai à octobre qui suggère un apport en nitrates en provenance de la nappe phréatique (annexe 5.5).

a) Concentrations et charges annuelles d'azote ammoniacal (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



b) Concentrations et charges annuelles de nitrates (points et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



c) Concentrations et charges annuelles d'azote total (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)

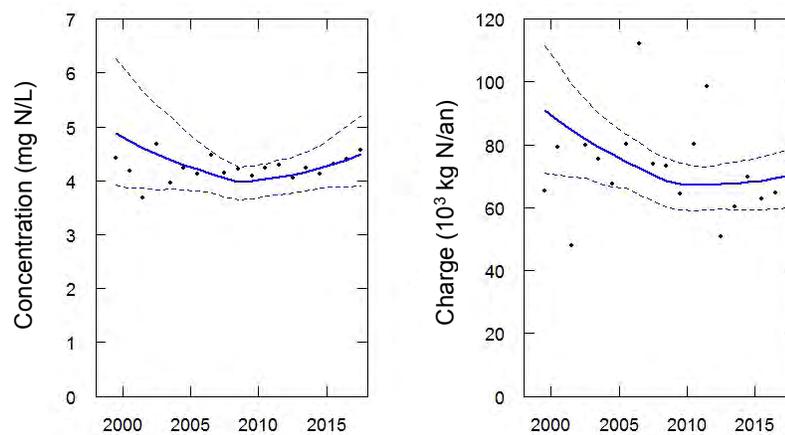


Figure 22 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station du ruisseau Walbridge au cours de la période 1999-2017

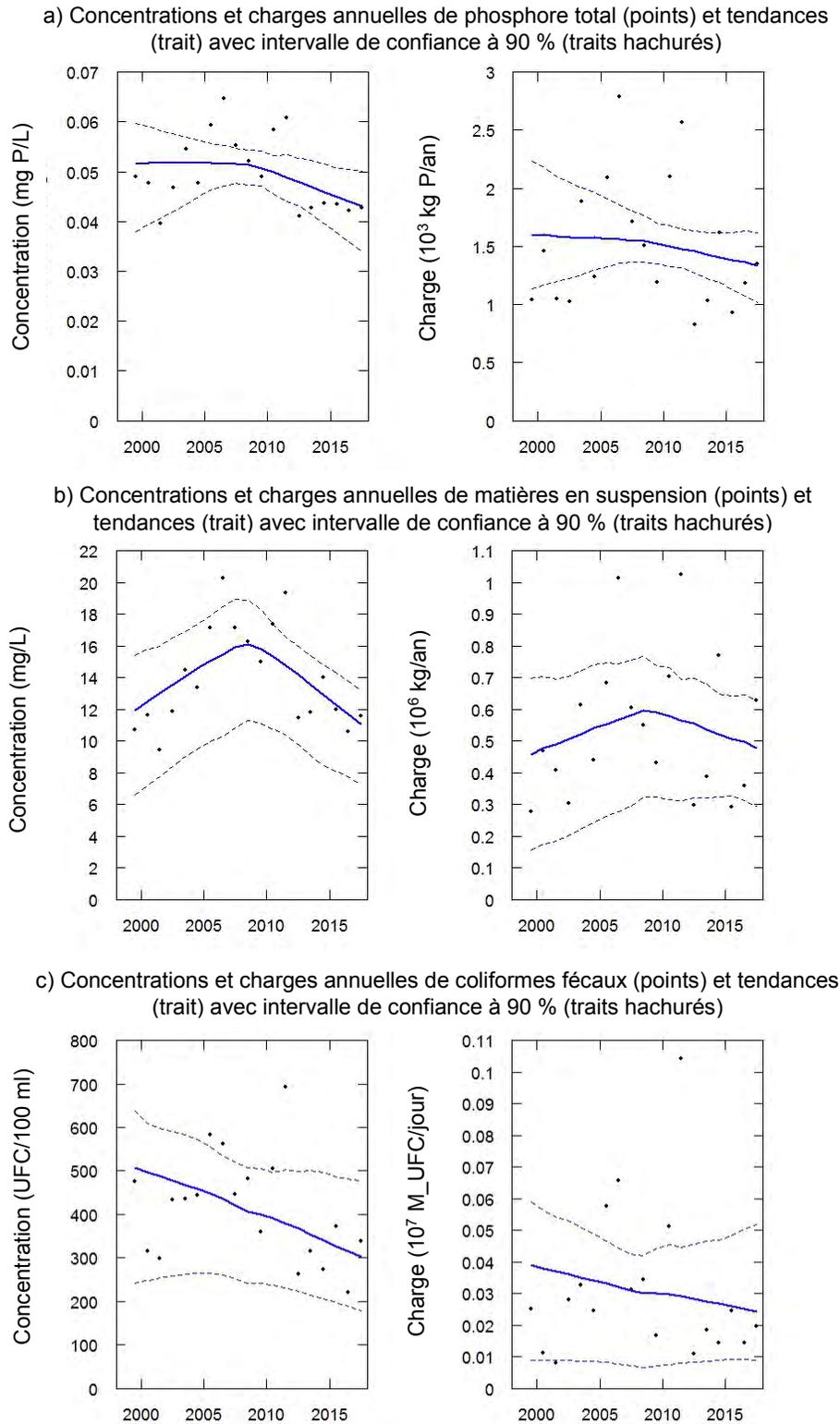


Figure 23 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station du ruisseau Walbridge au cours de la période 1999-2017

La prédominance des tendances à la baisse observée pour l'ensemble des paramètres suggère l'effet cumulatif des changements de pratiques agroenvironnementales qui ont pris place dans le sous-bassin à partir de 2004, notamment la mise en place d'aménagements hydroagricoles de conservation qui vise à réduire le ruissellement de surface et à favoriser l'infiltration de l'eau dans le sol (Michaud et coll., 2009). Les effets de ces aménagements semblent particulièrement évidents pour le phosphore et les nitrates dont les apports liés

au ruissellement de surface semblent diminuer au cours de la période. Dans le cas du phosphore (annexe 5.5d), même si les concentrations baissent de façon plus marquée dans la seconde moitié de la période (annexe 4), elles augmentent avec le débit à l'automne. Dans le cas des nitrates, les concentrations diminuent surtout dans la première moitié de la période pour la plage des débits moyens à élevés. Elles augmentent légèrement par la suite avec le débit à l'automne (annexe 5.5b).

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). En dépit de légères tendances à la baisse estimées pour plusieurs paramètres, le calcul de l'IQBP₆ médian effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau du ruisseau Walbridge est

mauvaise (figure 24), en raison principalement des concentrations élevées d'éléments nutritifs. Comme le démontre l'écart interquartile, la variabilité des mesures autour de la médiane est relativement importante pour plusieurs paramètres.

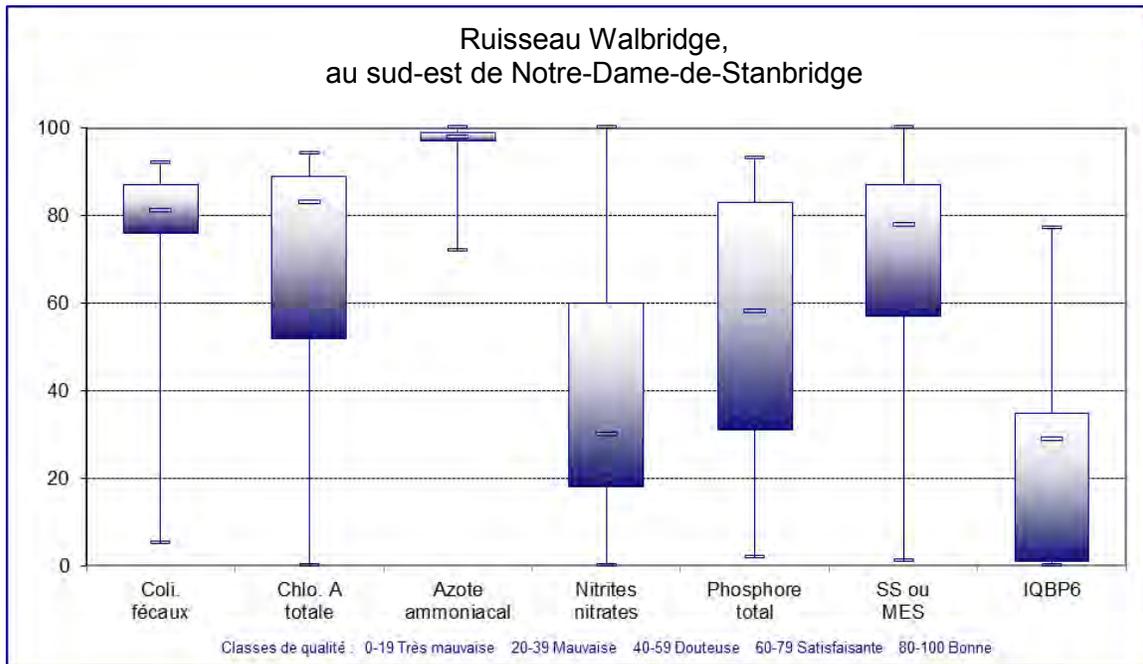


Figure 24 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station du ruisseau Walbridge au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères.

Comme le montrent la figure 25 et l'annexe 11.6, la fréquence élevée de dépassements observés pour plusieurs paramètres physicochimiques et bactériologiques met en évidence l'occupation agricole du territoire du ruisseau Walbridge, notamment la dominance des cultures annuelles. Les concentrations d'azote total du ruisseau Walbridge excèdent constamment la valeur repère de 1,0 mg N/L, ce qui dénote un effet des activités humaines sur le territoire. Les mesures de nitrates présentent aussi un pourcentage élevé de dépassement du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique (effets chroniques).

Dans le cas du ruisseau Walbridge, la texture loam sableux des sols du sous-bassin, qui comporte aussi des secteurs de terres noires,

pourrait exacerber le problème (OBVBM, 2015b). Il en est de même pour les concentrations de phosphore total qui dépassent le critère de qualité dans plus de 40 % des échantillons prélevés. En revanche, la qualité bactériologique de l'eau est en général satisfaisante, comme en témoigne la concentration médiane de 80 UFC/100 ml observée pour l'ensemble de la période 2015-2017 et de 160 UFC/100 ml enregistrée pour la période de mai à octobre de ces trois années. Les concentrations élevées de coliformes fécaux, observées aussi en périodes de débits élevés consécutifs à des pluies importantes, traduisent les effets des apports de sources diffuses (annexe 5.5f).

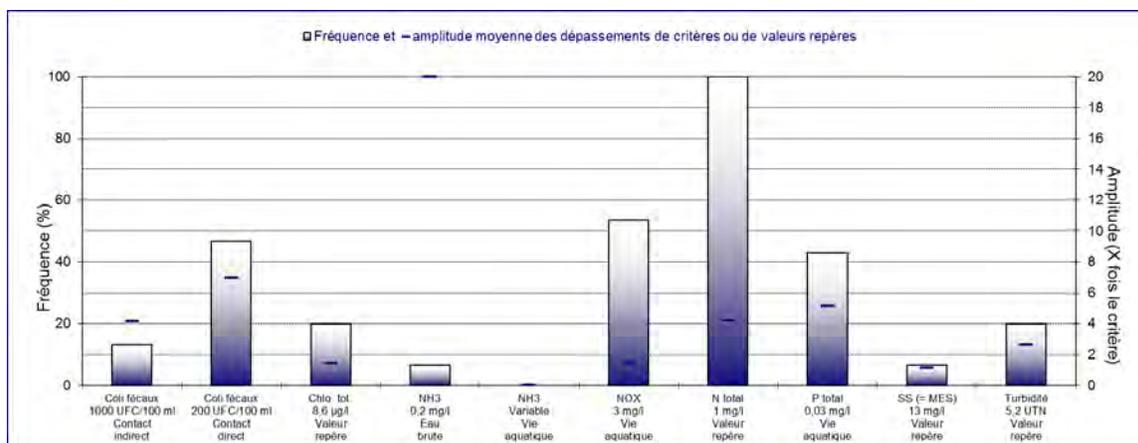


Figure 25 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station du ruisseau Walbridge au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.6 Station ruisseau Morpions

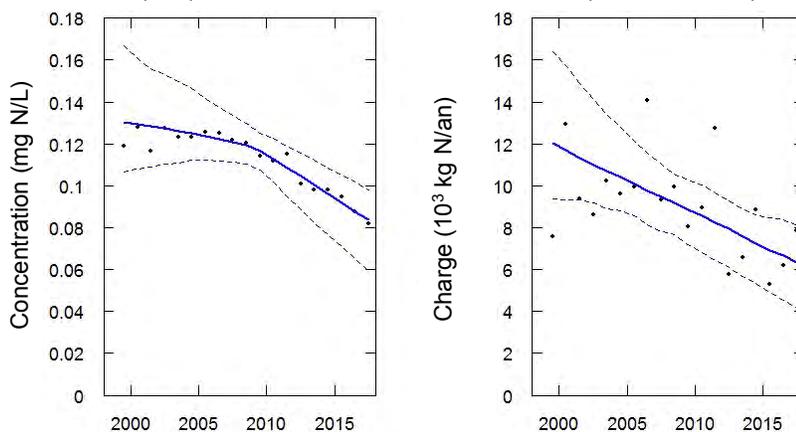
Territoire. Le ruisseau Morpions draine un territoire de 112 km² dominé à 72,3 % par le milieu agricole et à 21,6 % par le milieu forestier (tableau 2 et annexe 11.7). Les cultures à grand interligne et à interligne étroit représentent 71,5 % des superficies cultivées. Le sous-bassin renferme la station d'épuration de Notre-Dame-de-Stanbridge dont l'effluent se déverse dans le ruisseau tout juste en aval de la station d'échantillonnage de l'eau.

Évolution temporelle 1999-2017. Les séries chronologiques des données de concentrations et de charges du ruisseau Morpions montrent des tendances à la baisse pour l'azote ammoniacal, le phosphore total et les coliformes fécaux (tableau 9; figures 26 et 27). En revanche, une tendance à la hausse est observée pour les concentrations et les charges de nitrates et d'azote total. La tendance à la baisse observée pour les concentrations de MES semble sans effet sur les charges, qui demeurent stables au cours de la période.

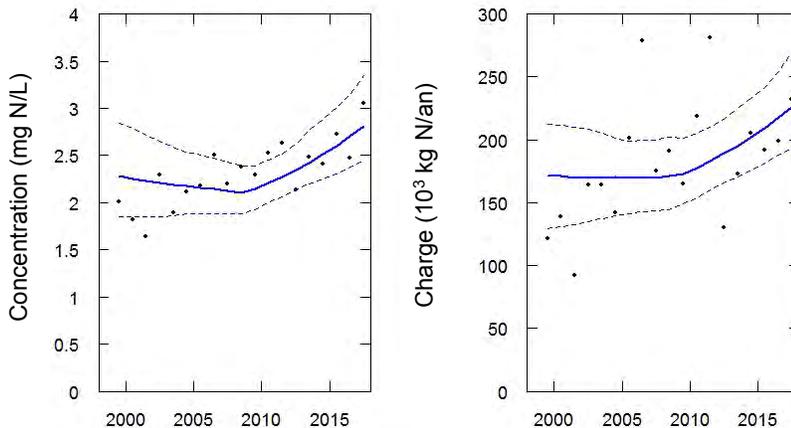
Les pourcentages de variation à la baisse des charges d'azote ammoniacal et de phosphore et à la hausse des nitrates sont plus élevés que ceux des concentrations. Ils suggèrent que les changements touchent davantage la plage des débits moyens à élevés du ruisseau. La réduction des apports de sources diffuses liés au ruissellement de surface expliquerait les baisses d'azote ammoniacal et de phosphore. Par ailleurs, la hausse des nitrates qui sous-tend la hausse de l'azote total pourrait s'expliquer par une infiltration accrue des eaux de ruissellement. Les graphiques des relations concentration-débit des paramètres (annexe 5.6) indiquent plus clairement encore que les variations de concentrations favorisent la plage des débits moyens à élevés et suggèrent que les changements proviennent des apports de sources diffuses.

Bien que les tendances soient estimées pour l'ensemble de la période 1999-2017, l'examen des figures révèle que la progression des mesures des paramètres n'est pas monotone. Il existe des différences importantes entre la première moitié (1999-2008) et la seconde moitié de la période (2008-2017). Ainsi, les tendances estimées pour les formes d'azote proviennent de changements plus accentués qui se produisent dans la seconde partie de la période (annexe 4), soit une baisse pour les concentrations d'azote ammoniacal et une hausse pour les concentrations de nitrates et d'azote total. Il en est de même pour les concentrations de MES, qui affichent une baisse marquée dans la seconde partie de la période.

a) Concentrations et charges annuelles d'azote ammoniacal (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



b) Concentrations et charges annuelles de nitrates (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



c) Concentrations et charges annuelles d'azote total (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)

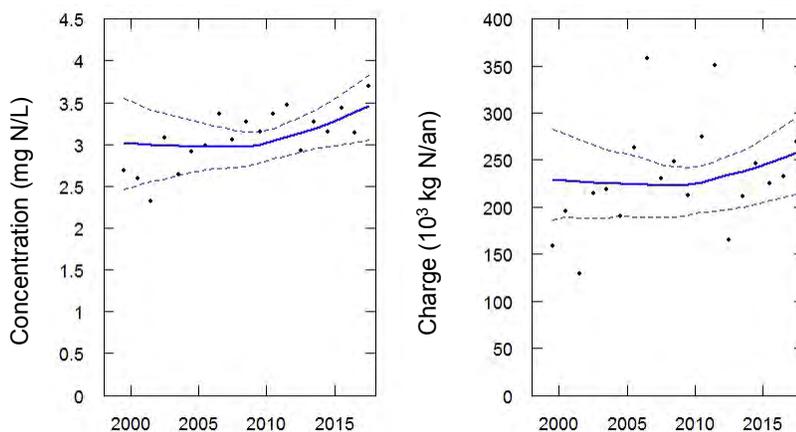
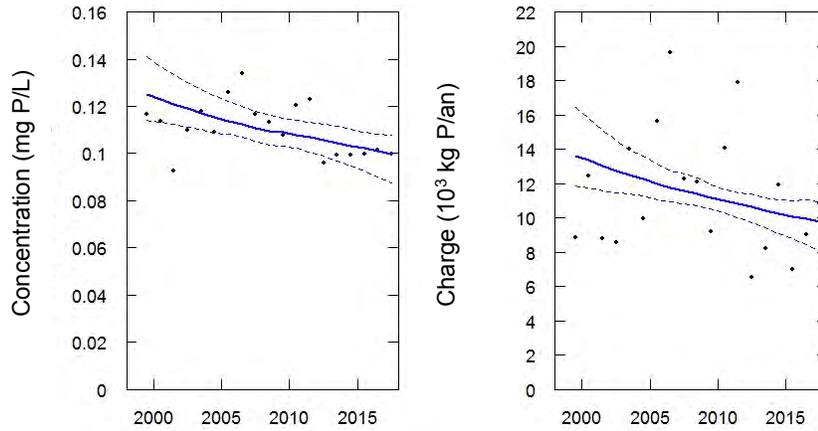
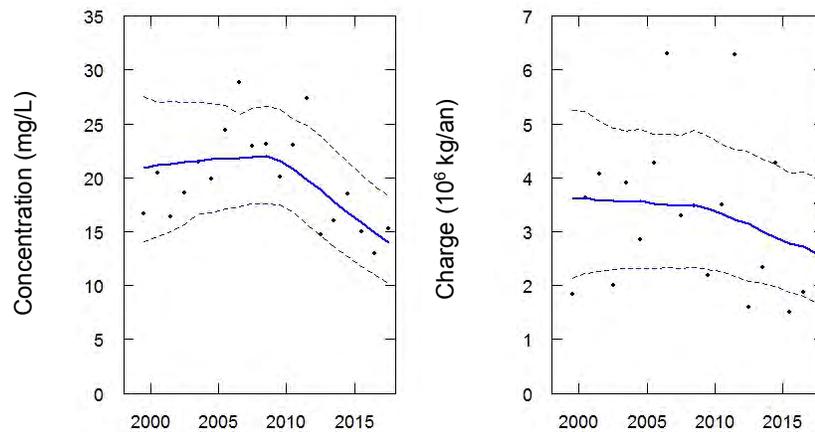


Figure 26 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station du ruisseau Morpions au cours de la période 1999-2017

a) Concentrations et charges annuelles de phosphore total (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



b) Concentrations et charges annuelles de matières en suspension (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)



c) Concentrations et charges annuelles de coliformes fécaux (points) et tendances (trait) avec intervalle de confiance à 90 % (traits hachurés)

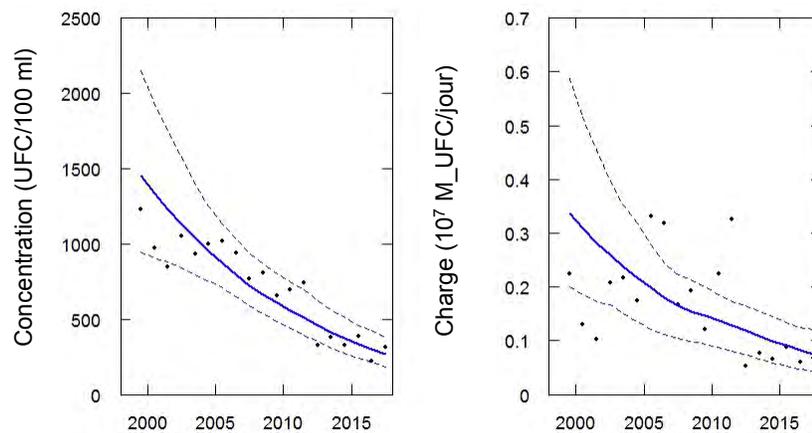


Figure 27 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station du ruisseau Morpions au cours de la période 1999-2017

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ médian effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau du ruisseau Morpions est mauvaise et l'écart interquartile indique une

faible variabilité autour de la médiane (figure 28). Les concentrations de nitrates, qui montrent une grande variabilité, et celles de phosphore limitent le plus la qualité de l'eau.

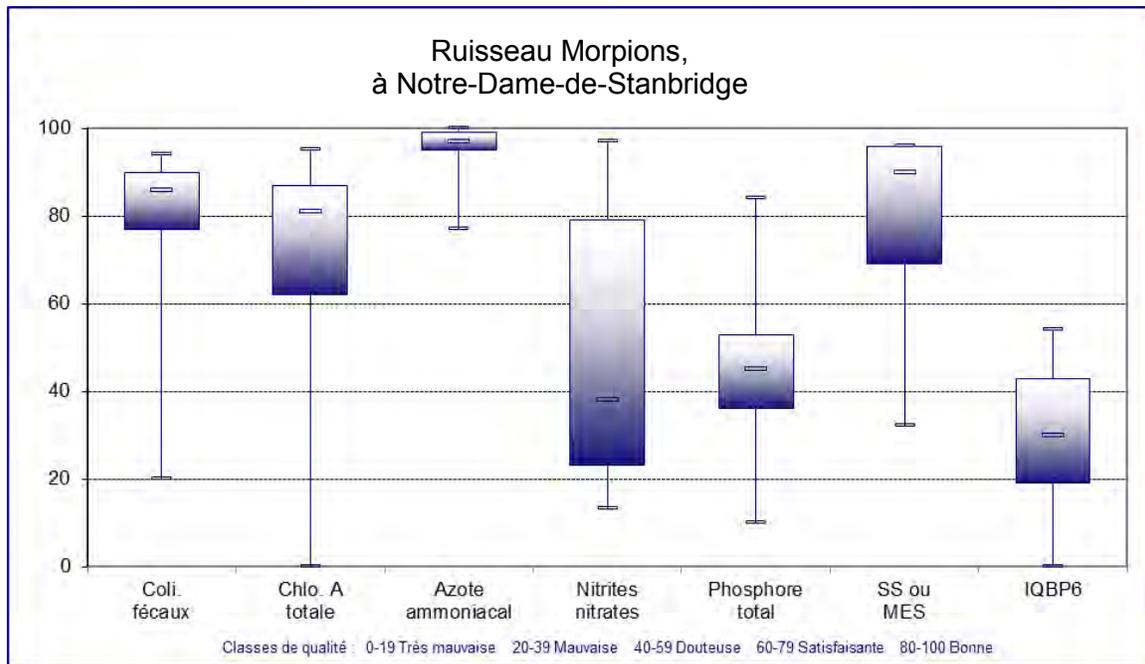


Figure 28 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station du ruisseau Morpions au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères. À l'image du ruisseau Walbridge, la composition physicochimique et bactériologique de l'eau du ruisseau Morpions traduit l'effet de l'occupation agricole du territoire du sous-bassin et de la dominance des cultures annuelles (figure 29 et annexe 11.7). Les concentrations de phosphore total excèdent presque toujours la valeur du critère de qualité, tandis que celles d'azote total dépassent la valeur repère

d'enrichissement des cours d'eau dans plus de 80 % des échantillons analysés. De plus, les concentrations de nitrates montrent des dépassements du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique dans près de 40 % des prélèvements. La qualité bactériologique de l'eau est satisfaisante dans l'ensemble, les dépassements de critères les plus sévères se produisent lors de périodes de pluie (annexe 5.6f).

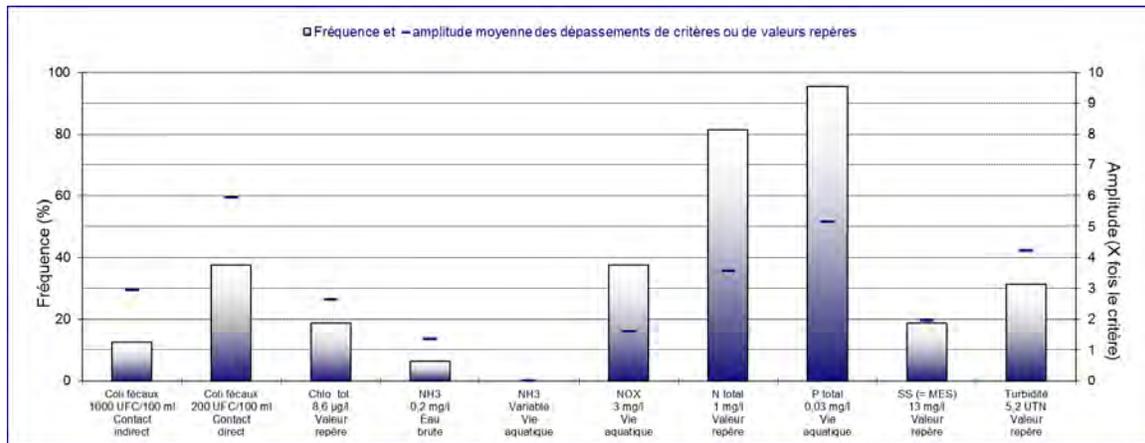


Figure 29 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station du ruisseau Morpions au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.7 Station aux Brochets aval

Territoire. La rivière aux Brochets draine à la station de Pike River un territoire de 486 km² occupé à 51,4 % par le milieu agricole et à 42,4 % par le milieu forestier (tableau 2 et annexe 11.8). Les cultures à grand interligne et à interligne étroit représentent 59,1 % des superficies cultivées (tableau 4). Quatre stations d'épuration sont présentes dans le bassin, soit celle de Bedford, qui dessert aussi Stanbridge-Station, et celles de Stanbridge East, de Notre-Dame-de-Stanbridge et de Frelighsburg. Entre son point d'entrée au Québec et Pike River, la qualité de l'eau est influencée par les apports de plusieurs tributaires, notamment les ruisseaux agricoles Walbridge et Morpions qui font l'objet d'un suivi, mais aussi la rivière aux Brochets Nord et le ruisseau Groat.

Évolution temporelle 1999-2017. Les résultats d'analyse des séries chronologiques de données de concentrations et de charges montrent des tendances à la baisse pour l'azote ammoniacal, le phosphore total et les coliformes fécaux, une stabilité des mesures pour l'azote total et les MES et une tendance à la hausse pour les nitrates (tableau 9; figures 30 et 31). Les changements à la baisse sont cohérents avec les tendances observées à la station aux Brochets amont et aux stations des ruisseaux Walbridge et

Morpions. Il en est de même pour la tendance à la hausse des nitrates. La stabilité des mesures d'azote total semble refléter l'influence du ruisseau Morpions, dont la hausse vient annuler les baisses perçues aux stations aux Brochets amont et Walbridge. Par ailleurs, la légère augmentation des charges de MES de la station aux Brochets amont, combinée aux fluctuations des apports des ruisseaux Walbridge et Morpions, n'induit aucune tendance dans les mesures enregistrées à la hauteur de Pike River.

Dans le cas des paramètres qui présentent une tendance à la baisse, la progression des mesures est relativement constante tout au long de la période (annexe 4). Dans le cas des nitrates (figure 30b) et de l'azote total (figure 30c), on note une tendance à la baisse pour la première moitié de la période (1999-2008), suivie d'une tendance à la hausse pour la seconde moitié (2008-2017). Ce changement de direction des mesures explique la tendance à la hausse des nitrates pour l'ensemble de la période. Il n'est cependant pas assez important pour induire une tendance similaire dans les mesures d'azote total.

Les tendances similaires estimées pour les concentrations et les charges de phosphore ainsi que le pourcentage de variation plus élevé des charges par rapport aux

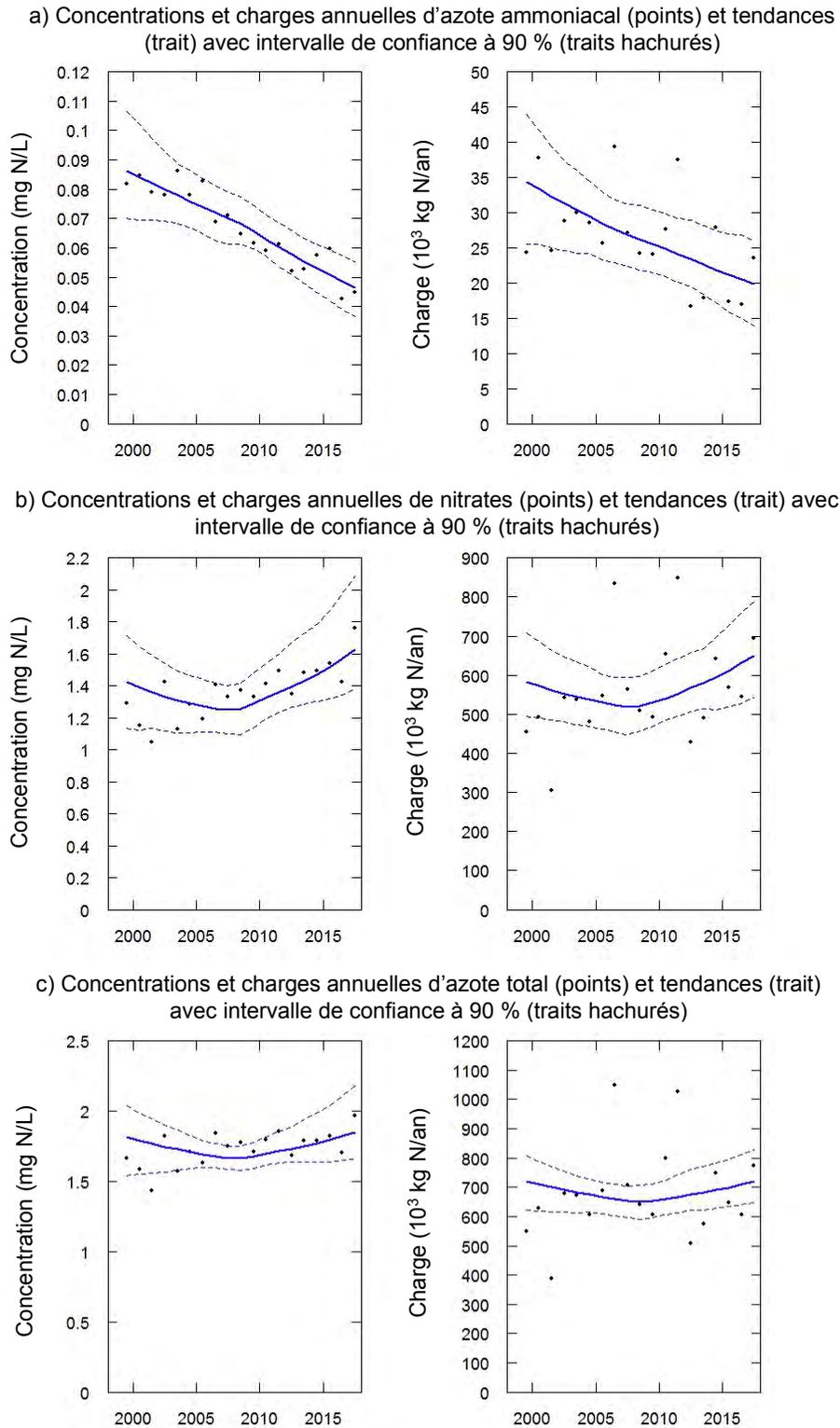


Figure 30 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station aval (Pike River) de la rivière aux Brochets au cours de la période 1999-2017

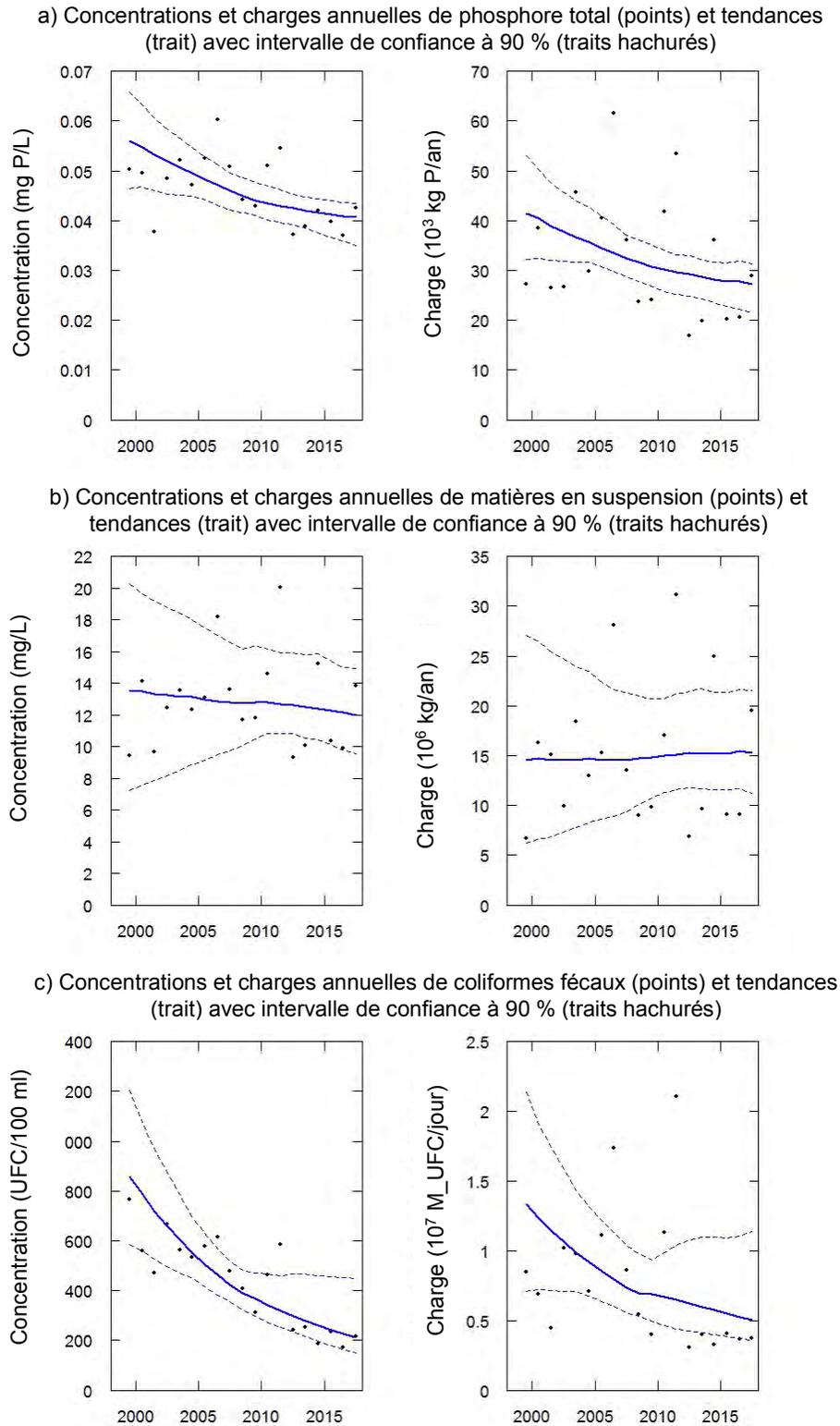


Figure 31 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station aval (Pike River) de la rivière aux Brochets au cours de la période 1999-2017

concentrations suggèrent une fois de plus que les baisses observées proviennent donc à la fois d'une réduction des apports des sources ponctuelles et diffuses. L'examen de

l'évolution des relations mensuelles concentration-débit montre que les diminutions touchent toute la plage de débit de la rivière (annexe 5.7d).

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ médian effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau de la rivière aux Brochets est douteuse à la hauteur de Pike River (figure 32). Comme le révèle le sous-indice de l'IQBP₆, la qualité bactériologique de l'eau est bonne et les dépassements des critères sont

habituellement liés aux débits élevés consécutifs aux événements de pluie (annexe 5.7f). L'examen des sous-indices montre que les concentrations de nitrates sont en grande partie responsables de cette classification. Comme l'illustre l'étendue interquartile, il s'agit du sous-indice le plus variable de l'IQBP.

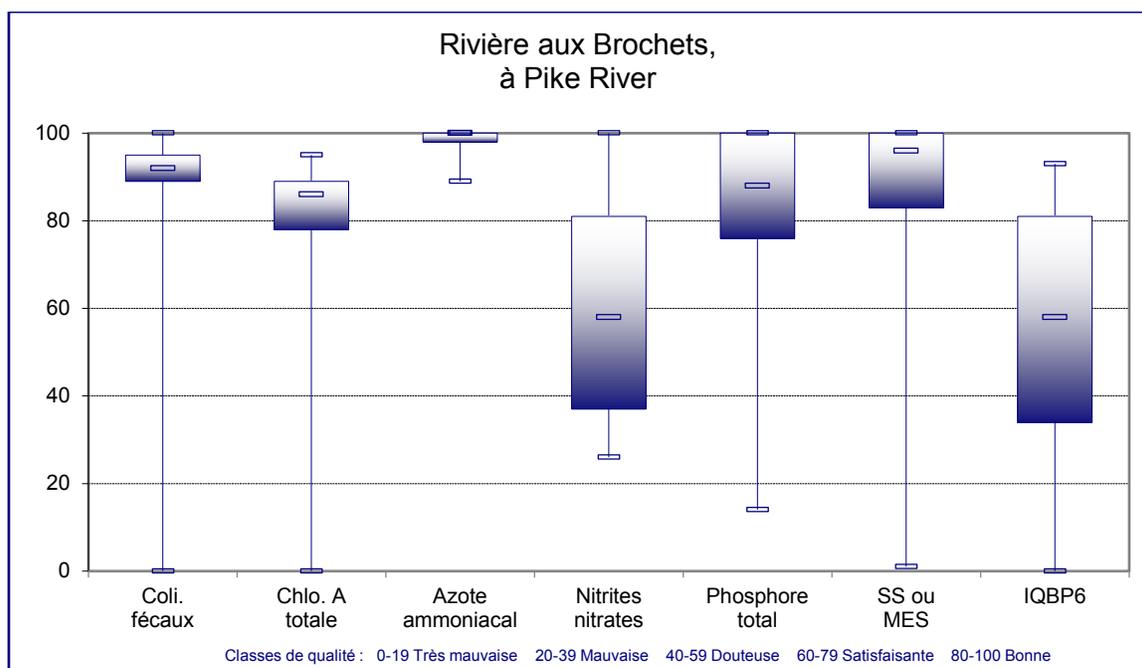


Figure 32 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station aval de la rivière aux Brochets au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères. L'analyse du tableau des dépassements permet de mieux évaluer le degré de pollution résiduelle qui touche la rivière aux Brochets (figure 33; annexe 5). À l'image de ses tributaires, les concentrations mesurées d'azote et de phosphore traduisent bien les pressions qui s'exercent sur le territoire de son bassin versant. Principale forme oxydée de l'azote dans les eaux de surface, les nitrates constituent plus de 80 %

de l'azote total de la rivière. Les concentrations médianes sont supérieures à la valeur repère de 1,0 mg N/L qui permet de jauger le degré d'enrichissement des cours d'eau en azote. Même si les concentrations d'azote des nitrates contribuent largement aux nombreux dépassements de la valeur repère de l'azote total, avec une valeur moyenne de 2,5 mg N/L, on note en revanche qu'elles dépassent rarement le critère de qualité pour la protection de la vie aquatique (effets chroniques).

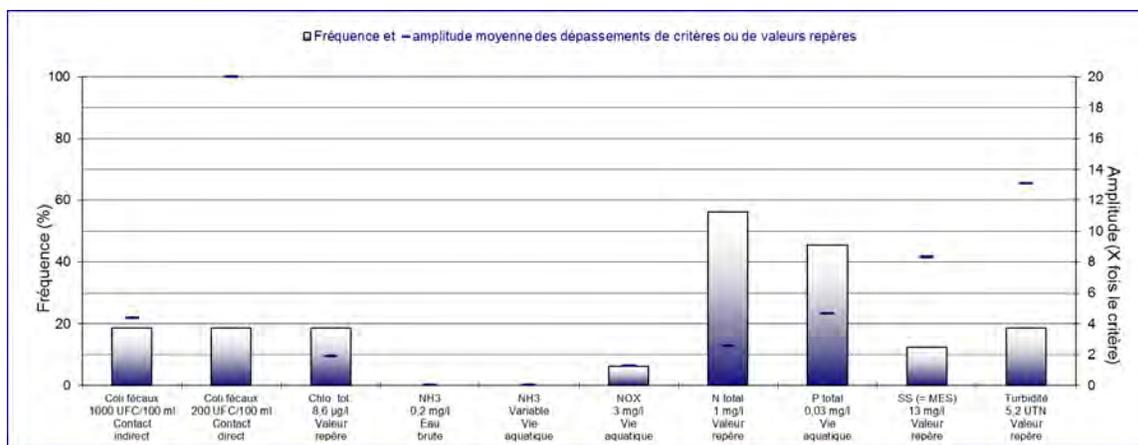


Figure 33 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station aval de la rivière aux Brochets au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.8 Station ruisseau Ewing

Territoire. Le sous-bassin versant du ruisseau Ewing couvre une superficie de 28 km², occupé à 92 % par le milieu agricole et à 7,4 % par le milieu forestier forêt (tableau 2 et annexe 11.9). Les cultures à grand interligne et à interligne étroit représentent 85 % des superficies cultivées (tableau 4). Le sous-bassin ne renferme aucune station d'épuration. Les eaux du ruisseau Ewing se déversent dans la rivière aux Brochets en aval de l'emplacement de la station aval à Pike River.

Évolution temporelle 2001-2017. Le tableau des résultats d'analyse des séries chronologiques montre des tendances à la baisse pour les concentrations d'azote ammoniacal, de phosphore total, de MES et de coliformes fécaux (tableau 9; figures 34 et 35). On observe en contrepartie une tendance à la hausse des nitrates, laquelle n'exerce aucune influence sur les concentrations d'azote total, qui n'affichent aucune tendance au cours de la période. Le patron de variation des concentrations diffère entre la première moitié (2001-2008) et la seconde moitié (2008-2017) de la période d'analyse (annexe 4). Alors que la première moitié est marquée par une variation à la baisse ou une stabilité des mesures, la seconde montre une accentuation des variations à la baisse pour l'azote ammoniacal, le phosphore et les MES, tandis que des variations à la hausse apparaissent pour les nitrates et l'azote total. Seuls les

coliformes fécaux présentent une progression monotone à la baisse.

L'évolution des charges montre à une exception près les mêmes tendances que les concentrations. Ainsi, les charges de phosphore total ne montrent aucune tendance sur l'ensemble de la période, en dépit de la tendance à la baisse des concentrations. Comme le montrent les figures illustrant l'évolution des relations concentration-débit mensuelles (annexe 5.8d), la relative stabilité des charges s'explique par le fait que la réduction des apports de phosphore privilégie la plage des débits moyens à faibles. Le maintien des concentrations élevées de phosphore liées aux hauts débits indique que les apports de phosphore de sources diffuses constituent toujours la principale source.

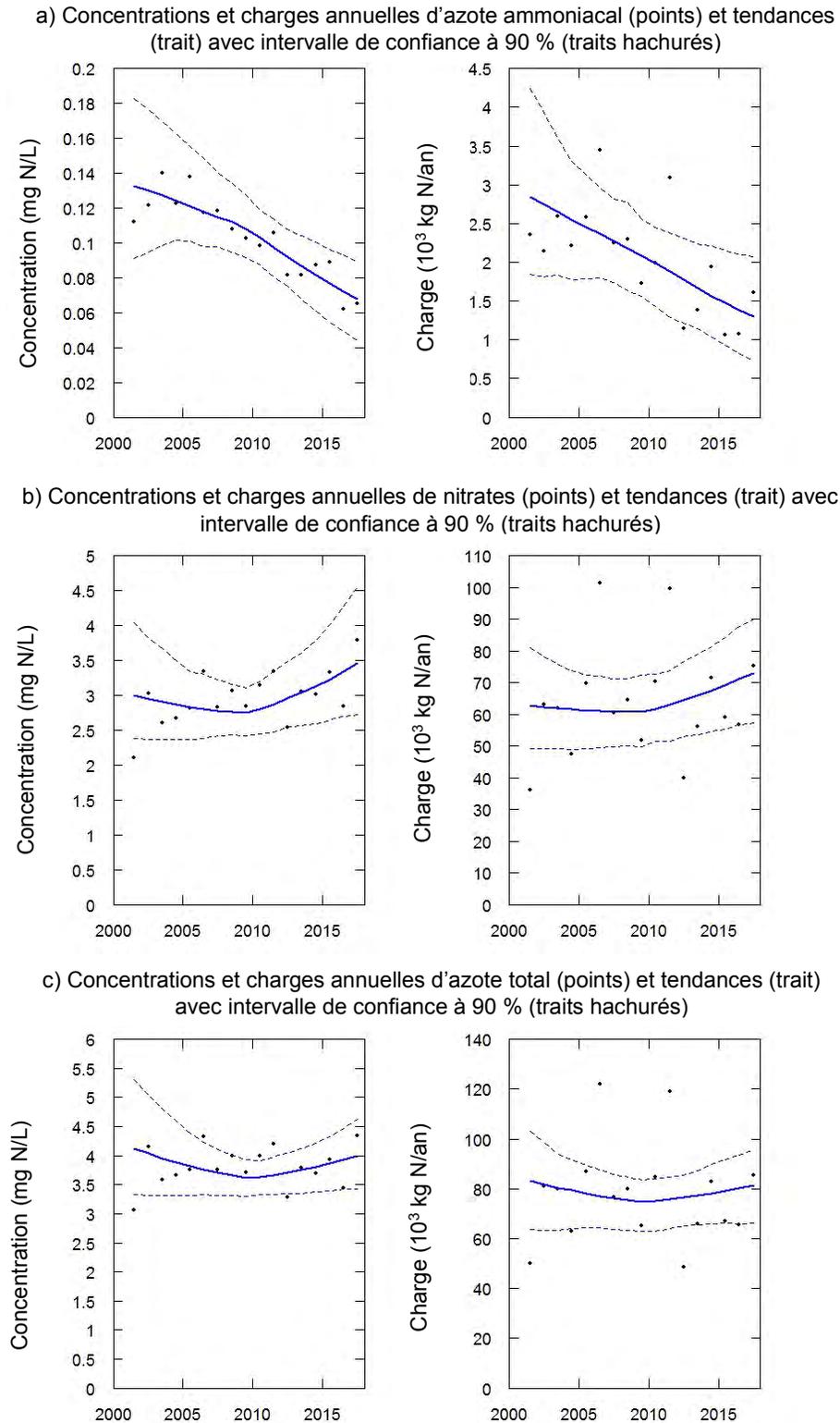


Figure 34 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station du ruisseau Ewing au cours de la période 2001-2017

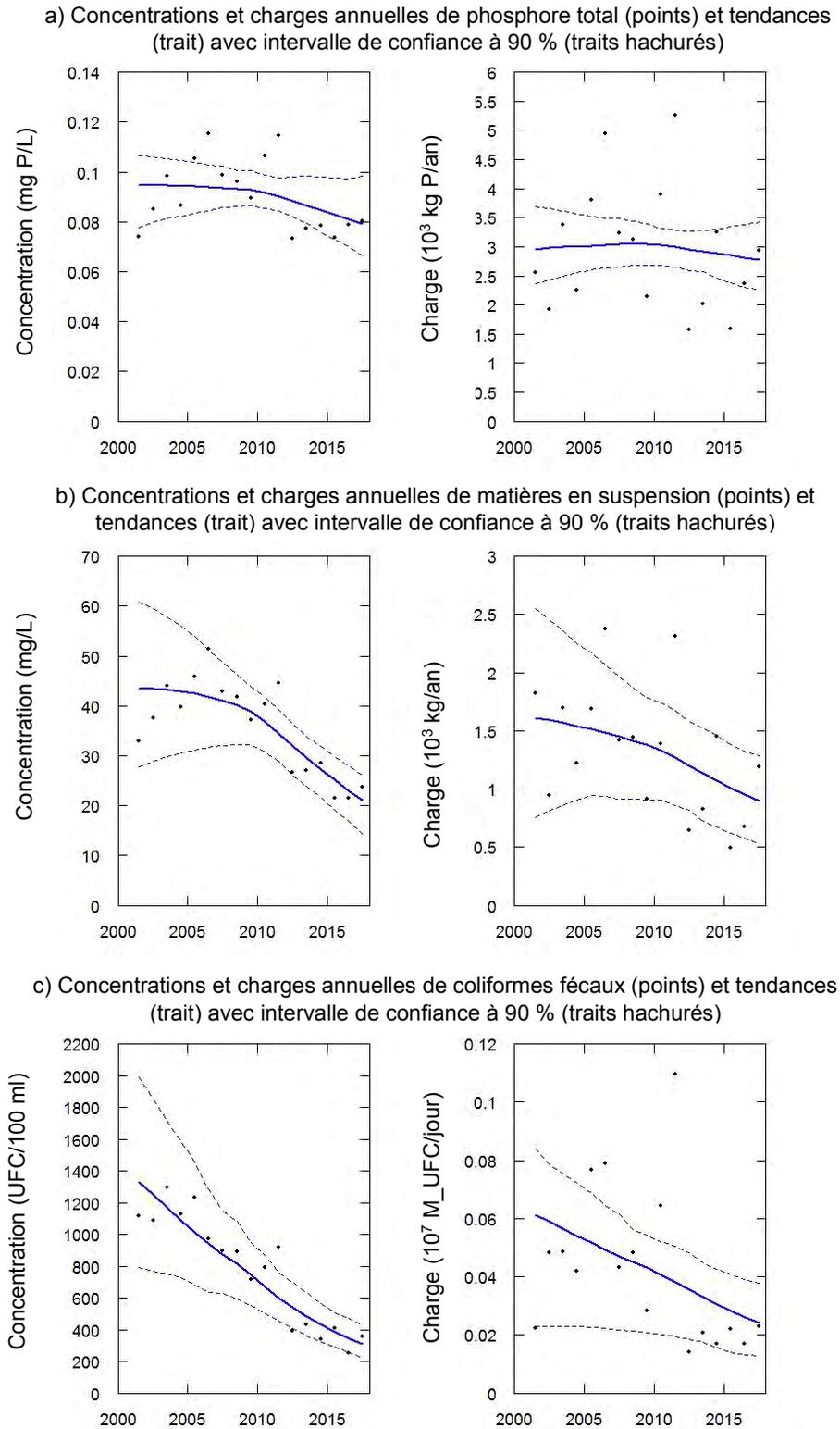


Figure 35 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station du ruisseau Ewing au cours de la période 2001-2017

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ médian effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau du ruisseau Ewing est mauvaise (figure 36). La tendance centrale et la variabilité des sous-indices nitrates et

phosphore total indiquent que les concentrations de ces deux paramètres sont principalement responsables de la mauvaise qualité de l'eau. Les résultats du sous-indice coliformes fécaux montrent que la qualité bactériologique de l'eau est satisfaisante au cours de la période estivale (mai à octobre).

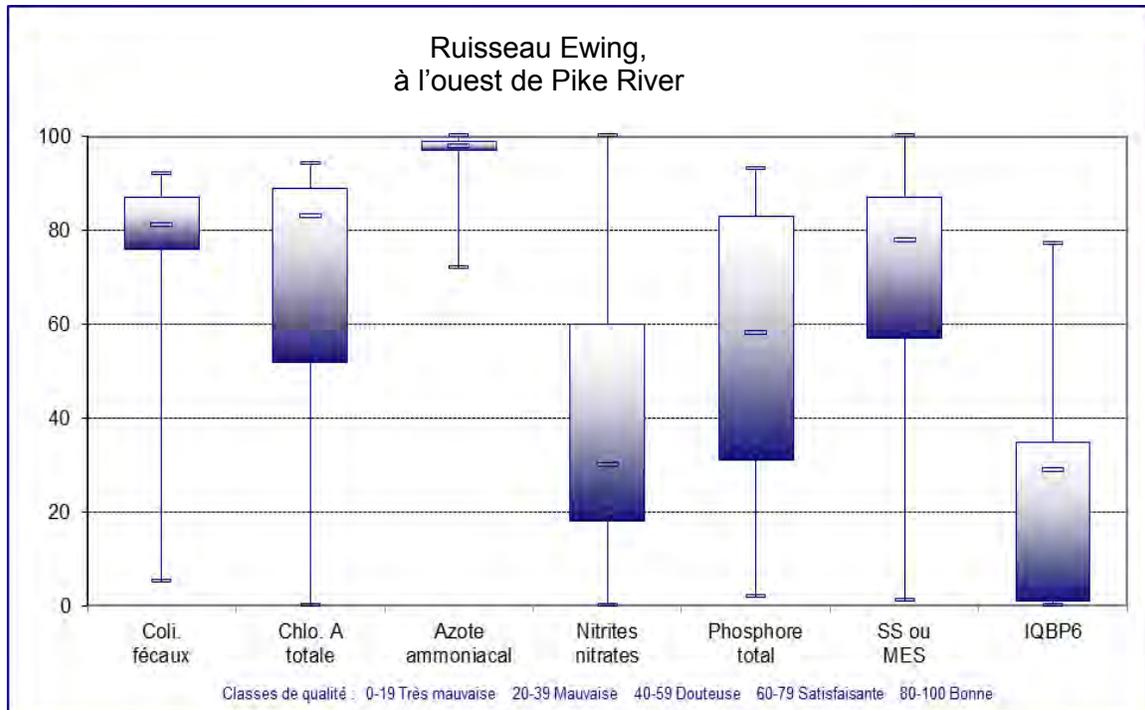


Figure 36 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station du ruisseau Ewing au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères. L'analyse du diagramme (figure 37) et des tableaux des dépassements (annexe 5) permet de mieux préciser la nature et le degré de pollution résiduelle qui touche le ruisseau Ewing. Comme le laissent voir les résultats de coliformes fécaux, la qualité bactériologique de l'eau est en général compatible avec les activités récréatives de contact indirect (< 1 000 UFC/100 ml). Les dépassements des critères les plus sévères se produisent lors d'événements de pluie (annexe 5.8f). À l'image des tributaires agricoles du bassin de la rivière aux Brochets, les concentrations mesurées d'azote et de phosphore

soulignent les pressions exercées par les activités agricoles sur le territoire. Les concentrations de nitrates qui représentent 85 % de l'azote total mesuré dans le cours d'eau dépassent largement la valeur repère d'enrichissement de 1,0 mg N/L, en plus d'excéder dans plus de 60 % des échantillons le critère de qualité de 3,0 mg N/L pour la protection de la vie aquatique (effets chroniques). La qualité douteuse révélée par le sous-indice phosphore de l'IQBP₆ se traduit par une fréquence de dépassements du critère de qualité dans 77 % des prélèvements, avec une amplitude moyenne s'élevant à sept fois la valeur du critère. La fréquence élevée de dépassements de la valeur repère de

turbidité de 5,2 UTN reflète la texture fine des loams argileux qui composent les sols du sous-bassin. Les relations concentration-

débit mensuelles du phosphore et des MES illustrent l'influence des apports de sources diffuses (annexes 9.8d et 9.8e).

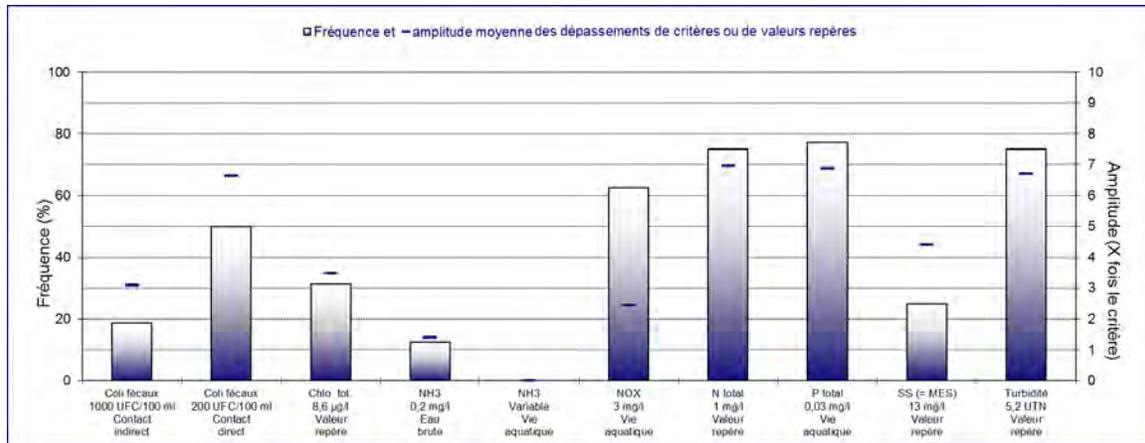


Figure 37 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station du ruisseau Ewing au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.9 Station ruisseau au Castor

Territoire. Le sous-bassin versant du ruisseau au Castor couvre une superficie de 13,5 km², occupé à 96,7 % par le milieu agricole et à 7,4 % par le milieu forestier (tableau 2 et annexe 11.10). Les cultures à grand interligne et à interligne étroit totalisent 70 % des superficies cultivées (tableau 4). Le sous-bassin ne renferme aucune station d'épuration. Les eaux du ruisseau au Castor rejoignent celles de la rivière aux Brochets en aval de la station aval de la rivière aux Brochets à Pike River.

Évolution temporelle 2001-2017.

L'analyse des séries chronologiques des données de concentrations et de charges montre des tendances similaires (tableau 9; figures 38 et 39). Ainsi, des tendances à la baisse sont observées pour l'azote ammoniacal, les MES et les coliformes fécaux. La tendance à la hausse observée pour les nitrates n'influence pas les concentrations et les charges d'azote total, qui demeurent stables au cours de la période. Il en est de même des concentrations et des charges de phosphore total. La diminution des concentrations et des charges de MES pourrait refléter l'impact d'un aménagement hydroagricole intégré qui avait été mis en

place en 1999 en vue de limiter l'action du ruissellement de surface et le transport de sédiments au cours d'eau (Michaud et coll., 2005). L'absence de tendance à la baisse des concentrations de phosphore total en dépit de cette diminution des MES suggère que les apports de phosphore liés aux MES demeurent substantiels. Par ailleurs, ces mesures qui permettent l'infiltration de l'eau pourraient entraîner une hausse des nitrates et du phosphore dissous en favorisant l'écoulement hypodermique et en augmentant les apports liés au drainage souterrain des superficies cultivées (Enright et Madramootoo, 2004).

Comme c'était le cas pour d'autres tributaires de la rivière aux Brochets, la progression des concentrations et des charges des paramètres n'est pas constante pour l'ensemble de la période (annexe 4). Ainsi, la légère diminution des nitrates et de l'azote total de la première moitié de la période (2001-2008) est suivie par une hausse plus accentuée. Il en est de même pour l'azote ammoniacal et les MES, qui affichent une baisse plus prononcée dans la seconde moitié de la période (2008-2017). Une diminution du taux de variation des coliformes fécaux est aussi notée dans la seconde partie de la période.

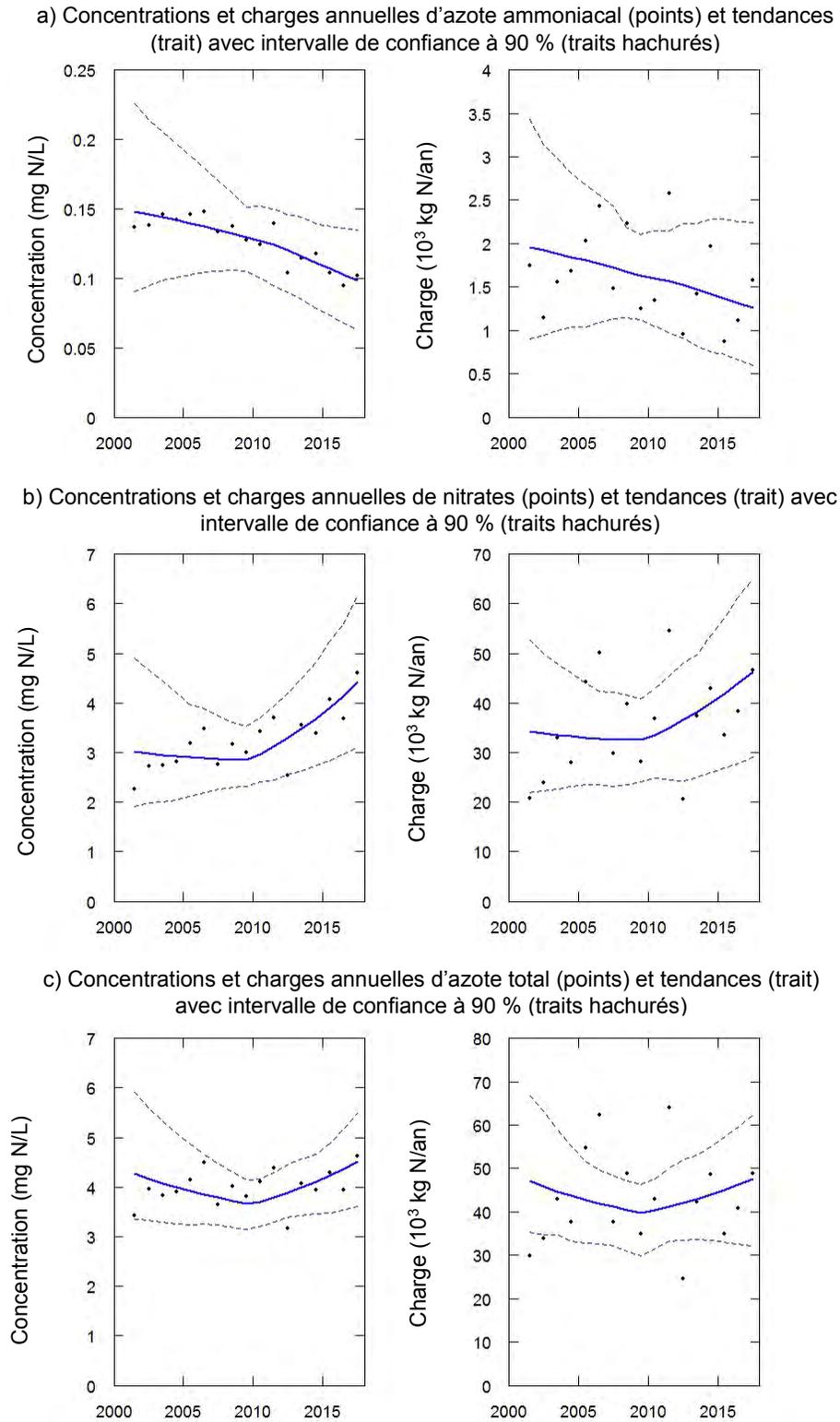


Figure 38 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station du ruisseau au Castor au cours de la période 2001-2017

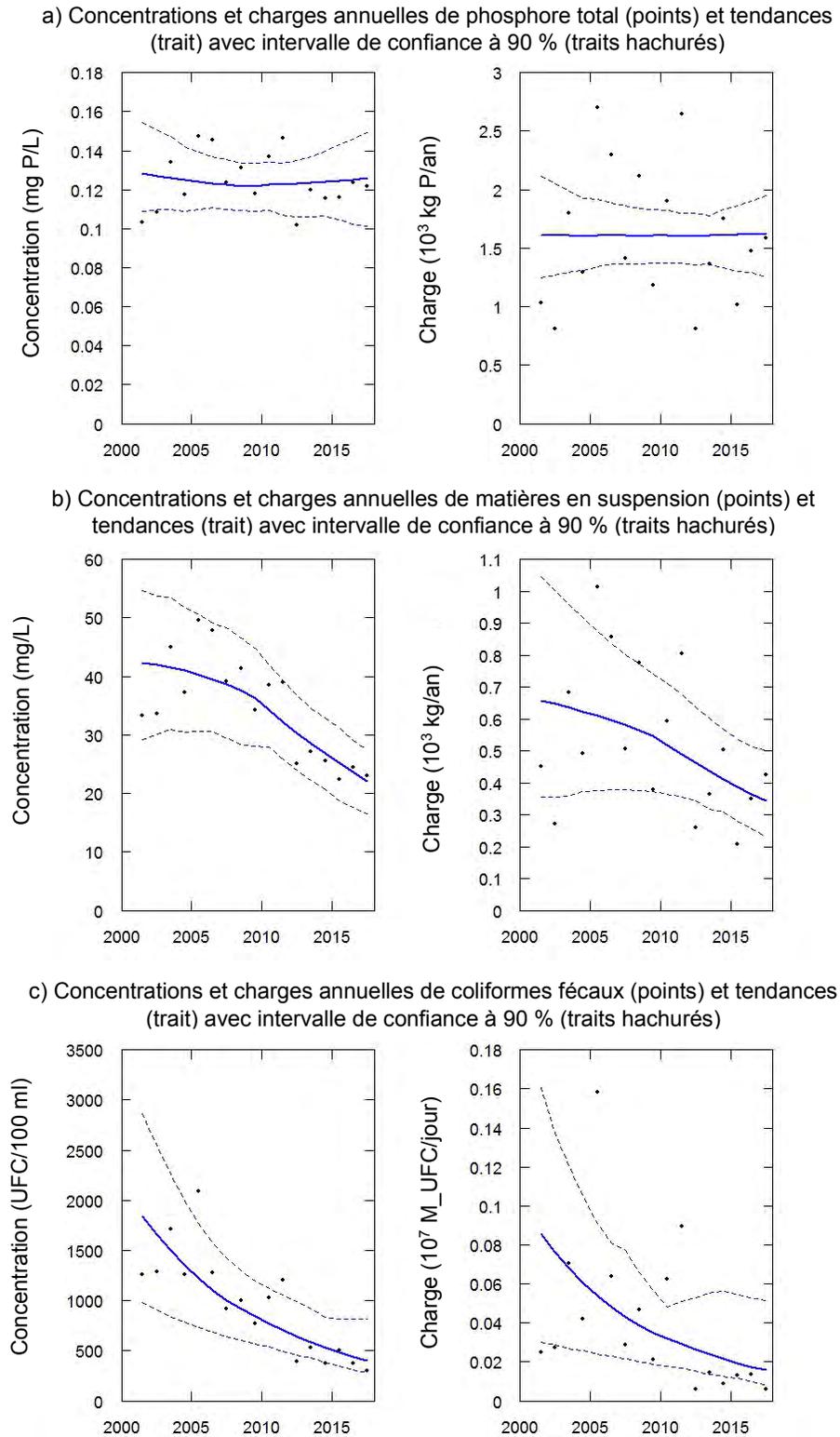


Figure 39 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station du ruisseau au Castor au cours de la période 2001-2017

L'évolution des relations concentration-débit mensuelles à intervalles de trois ans (annexe 5.9) montre que les concentrations de plusieurs paramètres demeurent positivement corrélées avec le débit durant toute la période, notamment au printemps et

à l'automne. Les charges de sources diffuses sont encore à l'origine des concentrations élevées de MES et des éléments nutritifs.

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ médian effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau du ruisseau au Castor est

mauvaise et l'écart interquartile des mesures montre que ce niveau de qualité est relativement stable (figure 40). Une plus grande variabilité est toutefois observée pour les mesures de phosphore total et de nitrates, qui limitent le plus la qualité de l'eau.

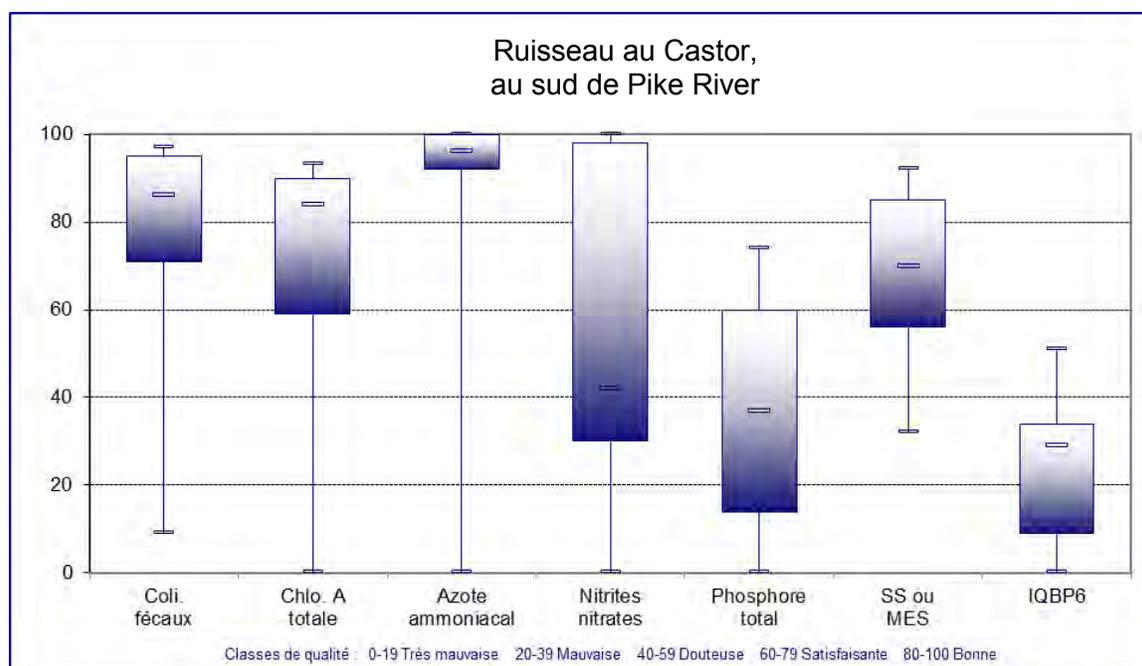


Figure 40 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station du ruisseau au Castor au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères. L'analyse du diagramme (figure 41) et des tableaux des dépassements (annexe 5) permet d'évaluer la nature et le degré de pollution résiduelle qui touche le ruisseau au Castor. Comme l'indique le sous-indice coliformes fécaux de l'IQBP₆, la qualité bactériologique de l'eau est bonne dans l'ensemble. Les dépassements du critère de qualité pour activités récréatives de contact indirect sont peu fréquents (20 % des prélèvements). Liés aux débits élevés, ils

se produisent à la suite d'événements de pluie et accompagnent les pointes observées dans les mesures de MES, de phosphore et de turbidité (annexe 5.9). Les concentrations de phosphore total dépassent constamment le critère de qualité, tandis que celles de l'azote total dépassent la valeur repère d'enrichissement de 1,0 mg/L dans 73 % des échantillons. Les concentrations de nitrates représentent 86 % de l'azote total mesuré dans le cours d'eau. Elles dépassent le critère de qualité de 3,0 mg N/L retenu pour

la protection de la vie aquatique (effets chroniques) dans moins de 30 % des prélèvements. À l'image des autres tributaires à vocation agricole du bassin de la rivière aux Brochets, les concentrations élevées de phosphore total et d'azote total montrent les effets des pressions exercées par les activités agricoles sur le territoire, qui ne compte aucune station d'épuration. Les

loams argileux qui caractérisent les sols du sous-bassin du ruisseau au Castor (OBVBM, 2015a) et la dominance des cultures annuelles pourraient expliquer la fréquence élevée de dépassements de la valeur repère de turbidité. Ils suggèrent que les apports diffus proviennent du ruissellement de surface des superficies cultivées.

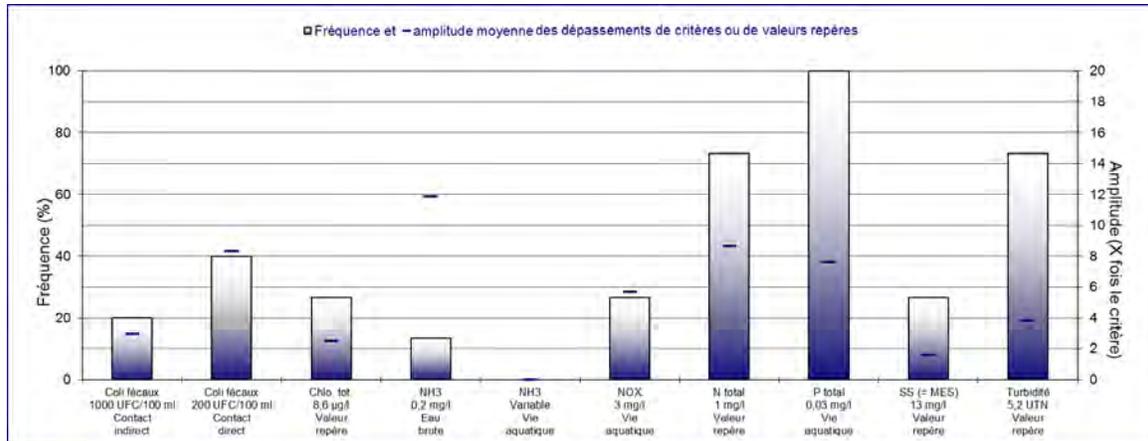


Figure 41 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station du ruisseau au Castor au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.10 Station de la Roche amont

Territoire. La superficie de 71,28 km², drainée à la station amont de la rivière de la Roche, est située à 98 % au sud de la frontière américaine. Elle est occupée à 45 % par le milieu agricole et à 40 % par le milieu forestier. Les milieux humides et aquatiques ainsi que les milieux anthropiques couvrent respectivement 9,3 %, et 5,8 % du territoire (tableau 2 et annexe 11.11). Le sous-bassin est le théâtre d'une activité agricole intensive : production laitière, cultures annuelles et foin.

Évolution temporelle 1999-2017. Les résultats de l'analyse des séries chronologiques des données 1999-2017 (tableau 10; figures 42 et 43) montrent des tendances à la baisse pour les concentrations d'azote ammoniacal, d'azote total, de phosphore total et des coliformes fécaux. On observe une tendance à la hausse pour les concentrations de MES et une stabilité pour celles des nitrates. Des

tendances à la baisse sont observées pour les charges d'azote ammoniacal et d'azote total, tandis qu'une tendance à la hausse est observée pour les MES. Les charges de nitrates, de phosphore total et de coliformes fécaux ne présentent aucune tendance au cours de la période.

Dans le cas de l'azote ammoniacal et des coliformes fécaux, les tendances observées pour les concentrations et les charges montrent une progression régulière à la baisse des mesures pour toute la période (annexe 4), tandis que pour les MES, une progression régulière à la hausse des mesures est observée. En revanche, l'évolution des mesures de nitrates, d'azote total et de phosphore total montre un patron de variation différent pour la première moitié (1999-2008) et la seconde moitié (2008-2017) de la période d'analyse. Ainsi, les mesures présentent une tendance à la baisse pour la première moitié, suivie d'une tendance à la hausse pour la seconde.

L'examen de l'évolution temporelle des relations mensuelles concentration-débit à intervalles de trois ans (annexe 5.10) montre que la diminution des concentrations de phosphore n'est pas la même pour toute la plage des débits de la rivière. La tendance à la baisse des concentrations provient surtout de la diminution observée pour la plage des débits moyens à faibles. Le maintien des concentrations élevées associées à la plage des hauts débits explique la stabilité relative des charges. L'analyse du patron de variation des relations mensuelles concentration-débit des MES montre que les concentrations

augmentent davantage avec le débit à la fin de la période comparativement au début. Les pertes accrues de MES liées aux débits élevés expliquent le pourcentage de variation plus élevé des charges comparativement aux concentrations. Par ailleurs, la stabilité relative (absence de tendance) observée pour les charges de phosphore en dépit d'une hausse importante des charges de MES suggère que les particules de sol érodées sont moins enrichies en phosphore.

Tableau 10 Variations et tendances observées dans les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologiques aux stations du bassin versant de la rivière de la Roche entre 1999 et 2017

PÉRIODE 1999-2017	CONCENTRATIONS			CHARGES		
	Variation ¹	Tendance ²		Variation ¹	Tendance ²	
SOUS-BASSINS	mg/L	%	TWB	t/an	%	TWB
DE LA ROCHE						
STATIONS						
Roche amont						
Azote ammoniacal	-0.06	-36	↓↓	-3.8	-44	↓↓
Nitrates-nitrites	-0.11	-8	=	-0.2	-0.3	=
Azote total	-0.29	-13	↓	-6.2	-7	↓
Phosphore total	-0.008	-7	↓	0.76	12	=
Matières en suspension	13	55	↑↑↑	1661	82	↑↑
Coliformes fécaux ²	-339	-38	↓	-24	-31	=
Roche aval						
Azote ammoniacal	-0.04	-33	↓↓	-2.9	-30	↓
Nitrates-nitrites	-0.11	-7	=	-7.7	-6	=
Azote total	-0.37	-16	↓	-31	-18	↓
Phosphore total	-0.001	-1	=	1.6	17	↑
Matières en suspension	12	54	↑	2830	77	↑
Coliformes fécaux ²	-851	-65	↓↓↓	-9	-13	↓

¹: Variation estimée entre le début et la fin de la période 1999-2017

²: Test WRTDS Bootstrap (TWB)

Tendance :	Baisse	Hausse	Probabilité
Hautement probable	↓↓↓	↑↑↑	≥ 95 à ≤ 100
Très probable	↓↓	↑↑	≥ 90 à < 95
Probable	↓	↑	≥ 67 à < 90
Aucune	=		

³ : concentration : unités formatrices de colonies (UFC) par 100 ml

charge : M_UFC/an = 10⁷ millions d'unités formatrices de colonies par an

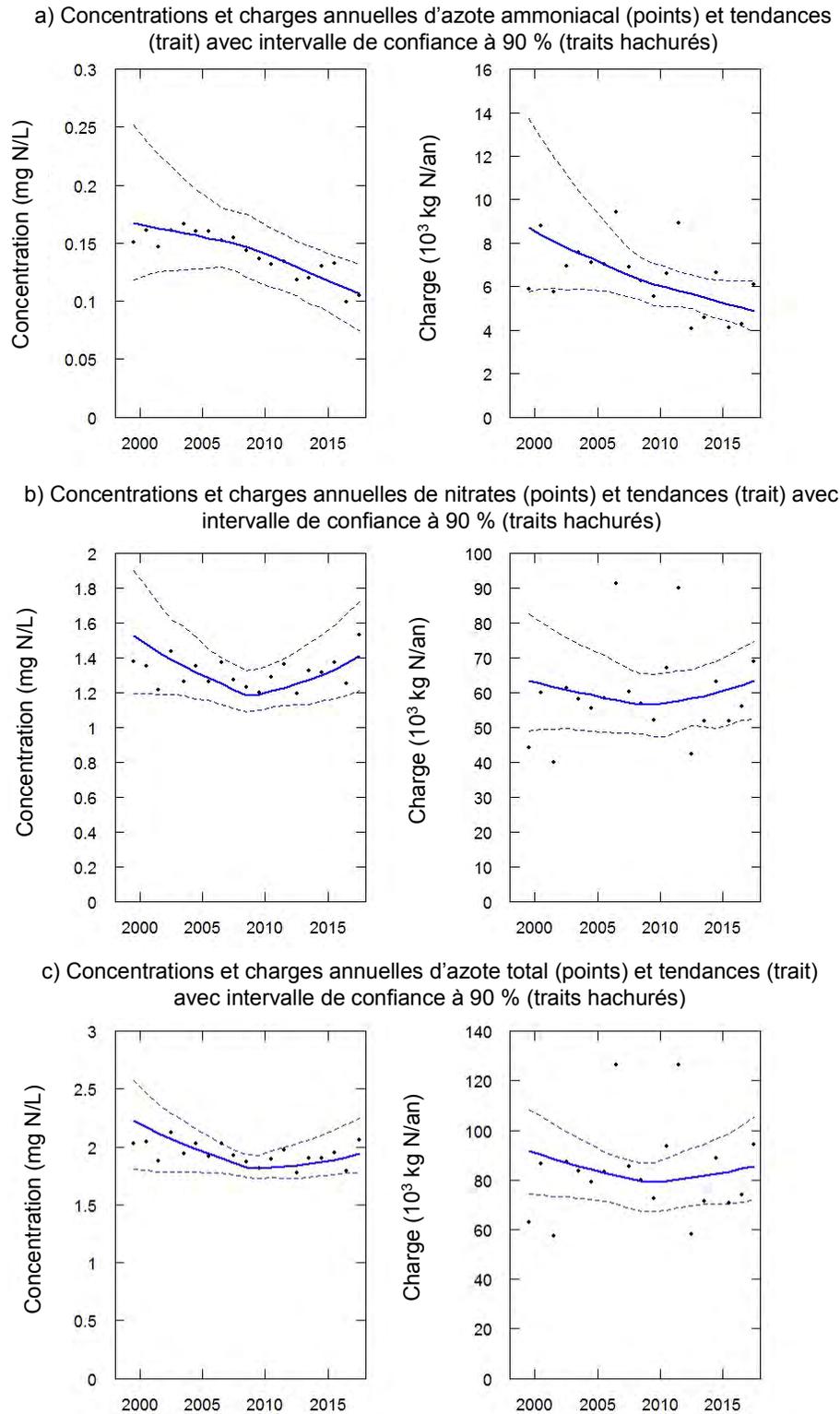


Figure 42 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station amont de la rivière de la Roche au cours de la période 1999-2017

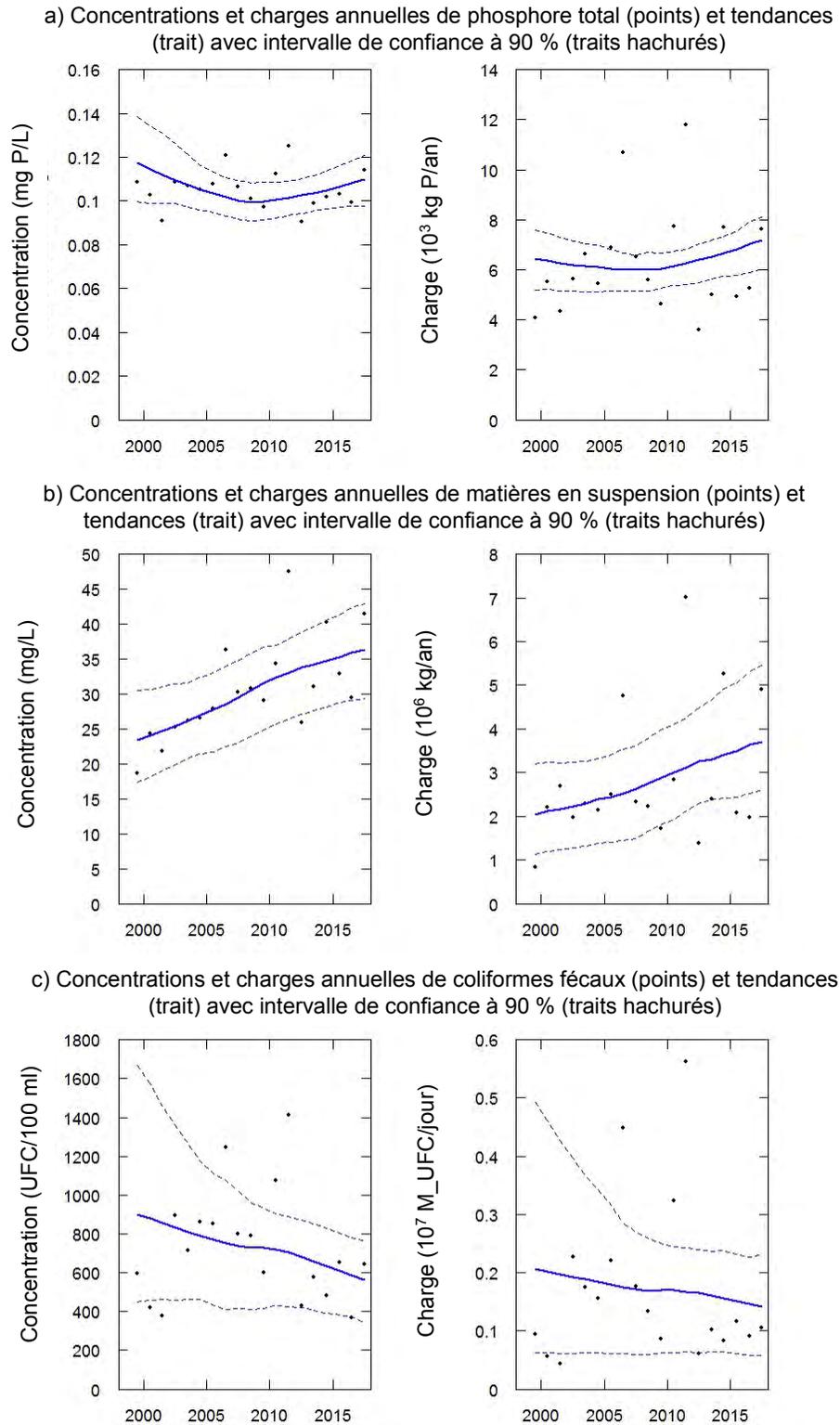


Figure 43 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station amont de la rivière de la Roche au cours de la période 1999-2017

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ médian effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau de la rivière de la Roche est mauvaise (figure 44). L'écart interquartile de l'IQBP₆ montre que ce niveau de qualité est relativement stable. Comme l'indique le sous-indice coliformes fécaux, la qualité bactériologique de l'eau est bonne dans l'ensemble. Les sous-indices phosphore total

et MES, qui présentent les médianes les plus faibles ainsi qu'une faible variabilité, témoignent de la constance des mesures élevées de ces paramètres en période estivale. La plage de variation du sous-indice chlorophylle a montre que la rivière offre par moments des conditions favorables à la production d'une forte biomasse d'algues microscopiques.

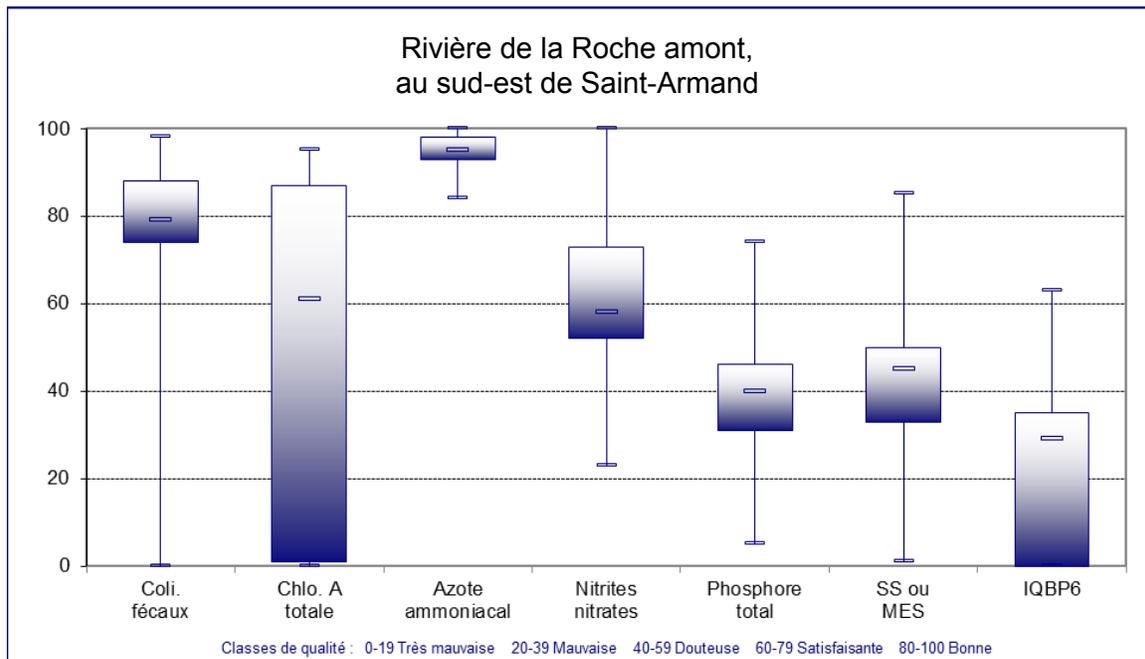


Figure 44 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station amont de la rivière de la Roche au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères. L'analyse du diagramme et des tableaux de dépassements fournit une image plus détaillée de l'état actuel de la qualité de l'eau de la rivière de la Roche (figure 45; annexe 5). Elle permet d'évaluer la nature et le degré de pollution résiduelle qui touche la rivière. La qualité bactériologique de l'eau est satisfaisante dans l'ensemble. Les dépassements du critère de qualité pour activités récréatives de contact indirect sont peu fréquents (20 % des prélèvements). Associés à la hausse des débits lors des

événements de pluie, ils accompagnent les pointes observées dans les mesures de MES, de phosphore et de turbidité (annexe 5.10). À l'image des autres tributaires agricoles du bassin de la rivière aux Brochets, les concentrations élevées de phosphore total et d'azote total montrent les effets des pressions exercées par le milieu agricole sur le territoire. Les concentrations de phosphore total dépassent constamment le critère de qualité, tandis que celles de l'azote total dépassent la valeur repère d'enrichissement de 1,0 mg N/L dans 75 % des échantillons. Les concentrations de

nitrate, qui représentent 65 % de l'azote total mesuré dans le cours d'eau, sont souvent supérieures à 1,0 mg N/L. En revanche, elles dépassent rarement le critère de qualité de 3,0 mg N/L retenu pour la protection de la vie aquatique (effets chroniques). Les sols argileux qui

caractérisent les sols du sous-bassin, associés aux affaissements multiples des berges et à l'utilisation intensive des terres agricoles, expliquent la fréquence élevée des dépassements des valeurs repères des MES et de la turbidité (VANR, 2016).

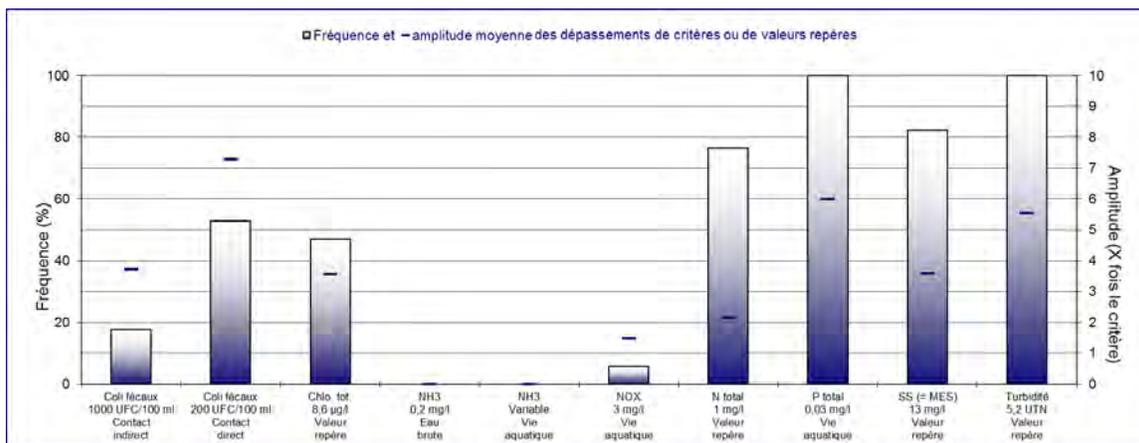


Figure 45 Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station amont de la rivière de la Roche au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.1.4.11 Station de la Roche aval

Territoire. Le territoire drainé à la station aval de la rivière de la Roche totalise 125,1 km². La portion québécoise du bassin représente près de 50 km², soit environ 40 % de la superficie totale du bassin. Elle est occupée à 56,3 % par le milieu agricole et à 40 % par le milieu forestier (tableau 2 et annexe 11.12). Les superficies cultivées sont couvertes à 58 % par les cultures annuelles. Aucune station d'épuration n'est présente dans le sous-bassin.

Évolution temporelle 1999-2017.

L'analyse des séries chronologiques des données 1999-2017 de la station aval permet d'établir des concordances avec les résultats de la station amont. Ainsi, on observe des tendances à la baisse pour les concentrations d'azote ammoniacal, d'azote total et de coliformes fécaux, une stabilité pour les concentrations de nitrates et une hausse pour celles des MES (tableau 10; figures 46 et 47). Contrairement à la station amont, les concentrations de phosphore total ne montrent aucune tendance. Des

tendances à la baisse sont observées pour les charges d'azote ammoniacal et d'azote total ainsi que pour les coliformes fécaux. Si les charges de nitrates demeurent stables comme celles de la station amont, en revanche une tendance à la hausse des charges de phosphore s'ajoute à celle observée pour les MES.

Le patron de variation est relativement monotone pour les tendances à la baisse de l'azote ammoniacal et des coliformes fécaux, de même que pour la tendance à la hausse des MES (annexe 4). Le patron de variation des nitrates, de l'azote total et du phosphore total montre des différences entre la première moitié (1999-2008) et la seconde moitié de la période d'analyse (2008-2017). Pour les nitrates et le phosphore total, la progression à la baisse des mesures de la première moitié de la période est suivie d'une hausse dans la seconde moitié. Dans le cas de l'azote total, l'évolution à la baisse des mesures de la première moitié est suivie par une période de relative stabilité.

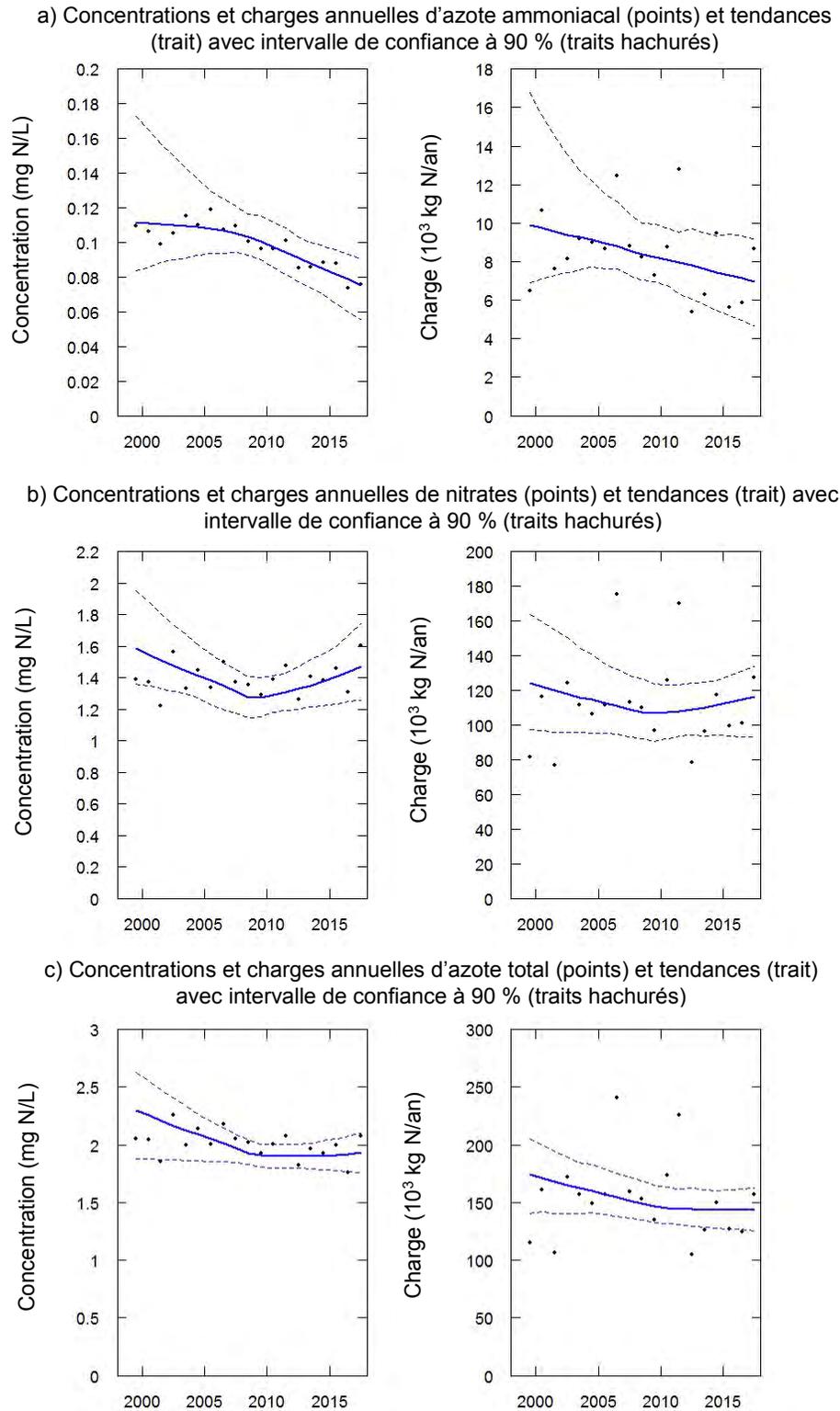


Figure 46 Évolution des concentrations et des charges d'azote ammoniacal, de nitrates et d'azote total à la station aval de la rivière de la Roche au cours de la période 1999-2017

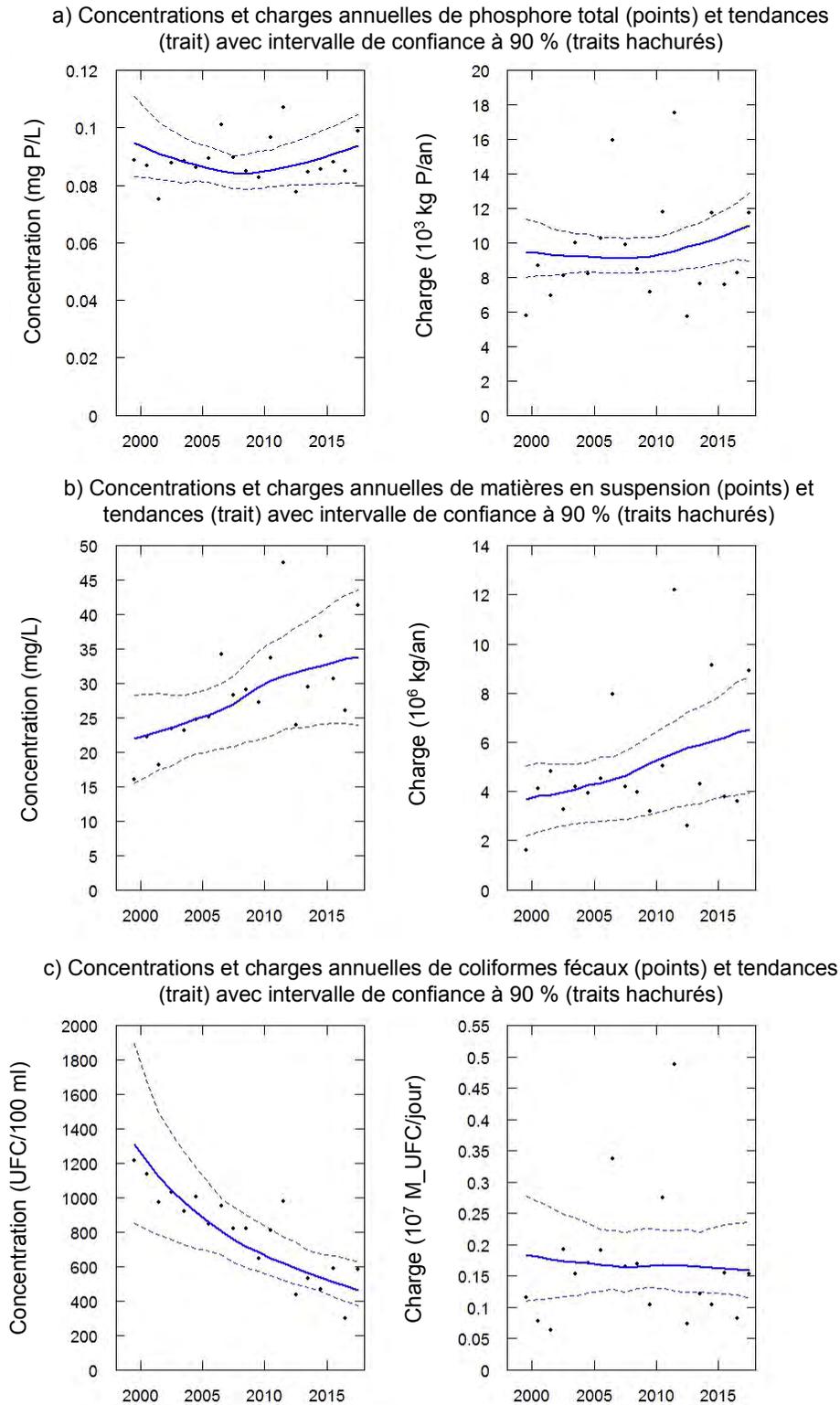


Figure 47 Évolution des concentrations et des charges de phosphore, de MES et de coliformes fécaux à la station aval de la rivière de la Roche au cours de la période 1999-2017

Comme c'était le cas pour la station amont, l'analyse de l'évolution temporelle des relations mensuelles concentration de phosphore-débit à intervalles de trois ans (annexe 5.11d) montre que la diminution des concentrations n'est pas la même pour toute la plage des débits de la rivière. La tendance à la baisse des concentrations observée pour la plage des débits moyens à faibles est compensée par la hausse des concentrations liée à la plage des débits élevés. L'accroissement des concentrations associées à la plage des débits élevés

explique la hausse des charges. L'analyse du patron de variation des relations mensuelles concentration-débit des MES (annexe 5.11e) montre aussi que les concentrations augmentent davantage avec le débit à la fin de la période comparativement au début. Les pertes accrues de MES liées aux débits élevés annulent les baisses de phosphore total associées aux débits moyens à faibles. Elles pourraient être à l'origine de l'augmentation de la charge de phosphore de la rivière de la Roche au cours de la période.

Portrait récent 2015-2017

Indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP₆). Le calcul de l'IQBP₆ médian effectué à partir des données récentes 2015-2017 indique que la qualité générale de l'eau de la rivière de la Roche est douteuse (figure 48). Les résultats de l'IQBP chevauchent les classes de qualité douteuse et mauvaise. L'écart interquartile des mesures montre que ce niveau de qualité est légèrement meilleur et moins variable que celui de la station amont. Le sous-indice coliformes fécaux montre que la qualité

bactériologique de l'eau est satisfaisante. Il en est de même de la tendance centrale des sous-indices chlorophylle a et MES. Les sous-indices phosphore total et nitrates, qui affichent les plus faibles médianes, témoignent des concentrations élevées mesurées à la station durant la période estivale. Les mesures du sous-indice chlorophylle a présentent une plus faible variabilité qu'à la station amont.

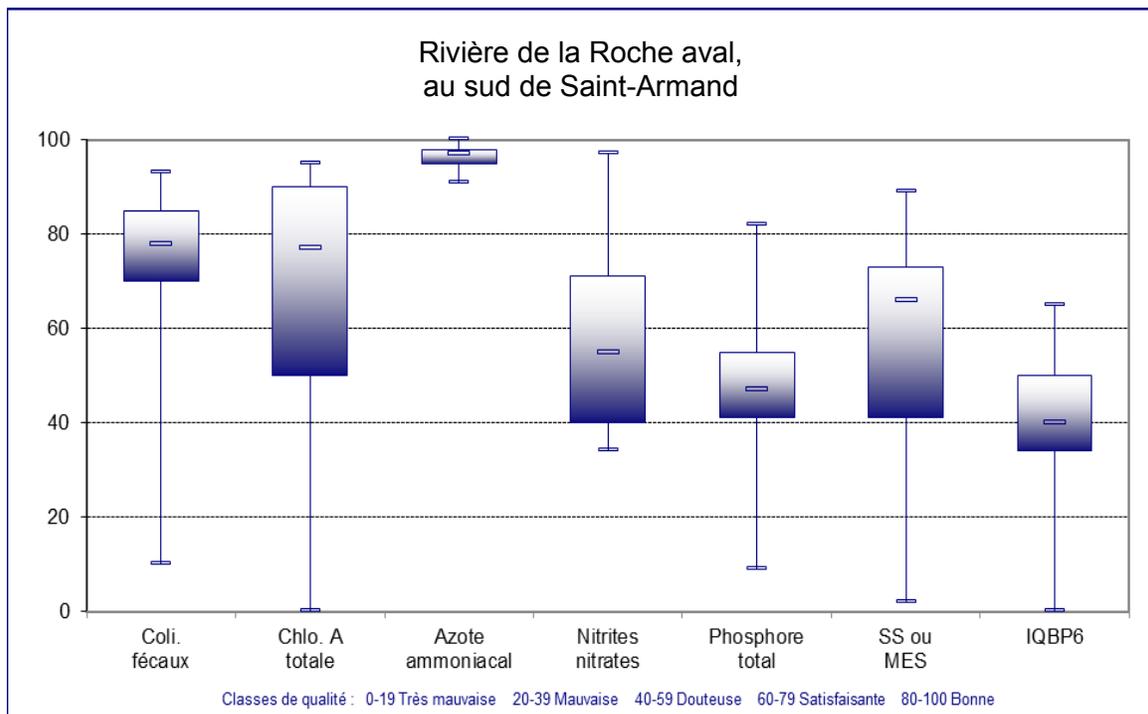


Figure 48 Distribution des mesures de l'IQBP₆ et de ses composantes observées à la station aval de la rivière de la Roche au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

Dépassements des critères de qualité et valeurs repères.

L'analyse du diagramme des dépassements de critères (figure 49) et des tableaux de dépassements (annexe 5) permet de mieux comprendre le niveau de qualité actuelle de la rivière de la Roche et de mieux évaluer l'ampleur des problèmes de pollution résiduelle. Les résultats obtenus sont semblables à ceux de la station amont à quelques différences près. Comme l'indique le sous-indice coliformes fécaux de l'IQBP₆, la qualité bactériologique de l'eau est satisfaisante dans l'ensemble. Les dépassements du critère de qualité pour activités récréatives de contact indirect sont peu fréquents (< 15 % des prélèvements). Les dépassements de critères sont liés de près aux pointes de concentrations de MES et de turbidité, qui traduisent les effets du ruissellement de surface associés aux périodes de pluie (annexe 5.11f). Les dépassements des valeurs repères de chlorophylle a et des MES sont légèrement plus faibles qu'en amont. Bien que le sous-indice nitrates ressorte comme étant potentiellement problématique dans le calcul de l'IQBP, il appert que les concentrations mesurées ne dépassent pas le critère de 3,0 mg N/L retenu pour la protection de la vie aquatique. En revanche, les mesures de nitrates, qui représentent 75 % de l'azote total, dépassent fréquemment à elles seules

la valeur repère de 1,0 mg N/L, ce qui dénote un enrichissement important des eaux de surface en azote. Par ailleurs, la diminution de la fréquence de dépassements des MES entre l'amont et l'aval suggère qu'une partie des MES générées dans la portion supérieure du bassin de la rivière de la Roche pourrait se déposer dans la portion québécoise de la rivière. Le même patron est observé à plus faible échelle pour la turbidité et se traduit non pas par une baisse de la fréquence, mais plutôt par une diminution de l'amplitude des dépassements de la valeur repère.

Selon South Mountain Research & Consulting et WASTE NOT Resource Solutions (2006, rév. 2007), l'argile et le limon qui dominent les limites des chenaux dans la majeure partie de la rivière de la Roche et de ses affluents confèrent un type de vulnérabilité différent au bassin versant, lié aux fortes concentrations de sédiments en suspension et à la charge associée d'éléments nutritifs. Là où l'affouillement des canaux mobilise le limon et l'argile du lit et des berges, ces sédiments et nutriments associés ont tendance à rester en suspension et à parcourir de grandes distances en aval pour atteindre le territoire québécois, et finalement, le lac Champlain.

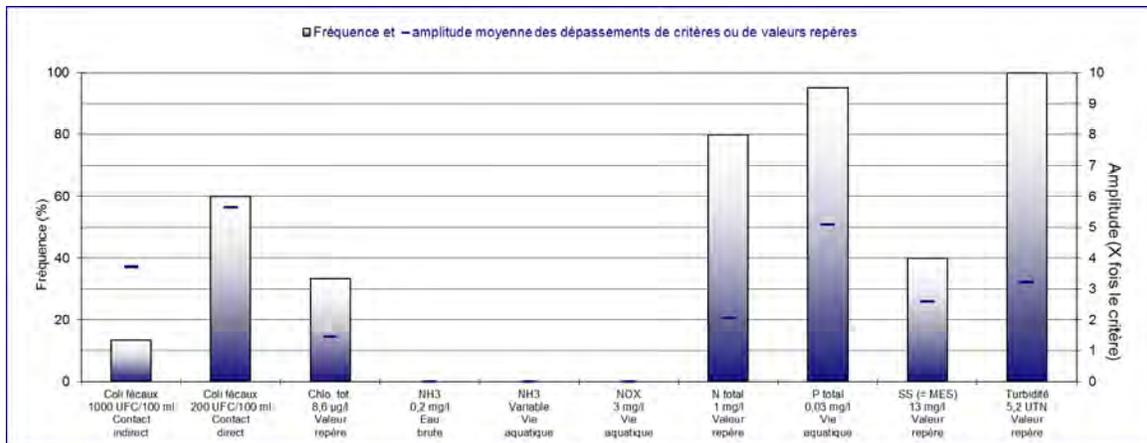


Figure 49. Fréquence et amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères enregistrés à la station aval de la rivière de la Roche au cours de la période estivale (mai à octobre) 2015-2017

3.2 Portrait global 2015-2017

Le portrait récent de la qualité générale de l'eau des tributaires du bassin versant de la baie Missisquoi, établi à l'aide de l'IQBP₆ calculé à partir des données 2015-2017, reflète l'évolution qu'a connue la composition physicochimique et bactériologique de l'eau des cours d'eau durant la période d'analyse 1999-2017 (figure 50). Il fait ressortir le lien étroit qui existe toujours entre l'état des cours d'eau et l'occupation du territoire des bassins versants. Ainsi, les deux stations de la rivière Missisquoi et celle de la rivière Sutton, dont le territoire des bassins versants est dominé par le milieu

forestier, présentent la meilleure qualité générale, avec plus de 75 % des mesures de l'IQBP₆ qui se situent dans les classes de qualité bonne à satisfaisante. En dépit d'une qualité médiane satisfaisante, la station amont de la rivière aux Brochets affiche une grande variabilité qui traduit la plus grande importance de l'occupation agricole de son territoire. Cette importance croissante du milieu agricole, qui s'accroît dans la portion ouest de son bassin versant, explique la qualité médiane douteuse et variable enregistrée à la hauteur de Pike River.

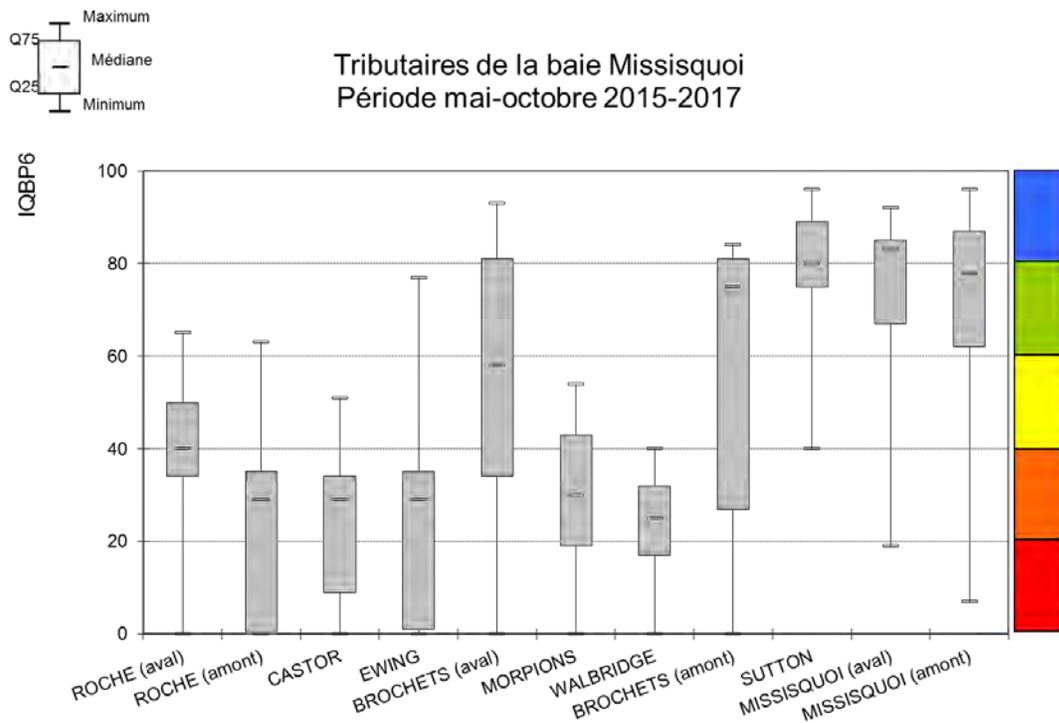


Figure 50 Qualité générale de l'eau des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2015-2017 évaluée à l'aide de l'IQBP₆

Les tributaires de la rivière aux Brochets ont en commun une activité agricole intensive qui domine le territoire de leurs sous-bassins et une présence importante des cultures annuelles. Conséquemment, la qualité médiane des cours d'eau révélée par l'IQBP₆ est mauvaise. Il en est de même pour les stations de la rivière de la Roche, dont la qualité varie de mauvaise en amont à

douteuse en aval. Cette qualité suggère à nouveau l'effet des activités agricoles intensives combiné aux problèmes d'érosion des sols et du chenal ainsi qu'à l'instabilité des berges dans la portion vermontoise (VANR, 2016). La sédimentation des particules érodées dans la partie québécoise de la rivière pourrait expliquer la légère amélioration notée entre les stations amont et aval.

Les diagrammes en boîte qui illustrent la distribution des mesures de chaque paramètre apparaissent à l'annexe 8). Ils

permettent de comparer les stations et de visualiser la variabilité observée à l'échelle du bassin versant de la baie.

3.3 Charges annuelles de phosphore

La charge de phosphore provenant de la portion québécoise des tributaires de la baie Missisquoi a été calculée à partir des charges annuelles estimées sur les débits normalisés (annexe 3). Alors que les résultats de la station Missisquoi amont indiquaient une tendance à la baisse des charges annuelles de phosphore (figure 7a), ceux de la station aval n'affichaient aucune tendance (figure 11 a). La contribution québécoise de la rivière Missisquoi, obtenue

en soustrayant de la charge estimée à la station aval la charge de la station amont, montre une tendance négligeable à la hausse (figure 51). Variant de 16, 23 t/an à 16,84 t/an entre le début et la fin de la période, ces charges annuelles correspondent à un coefficient d'exportation de 0,28 kg/ha.

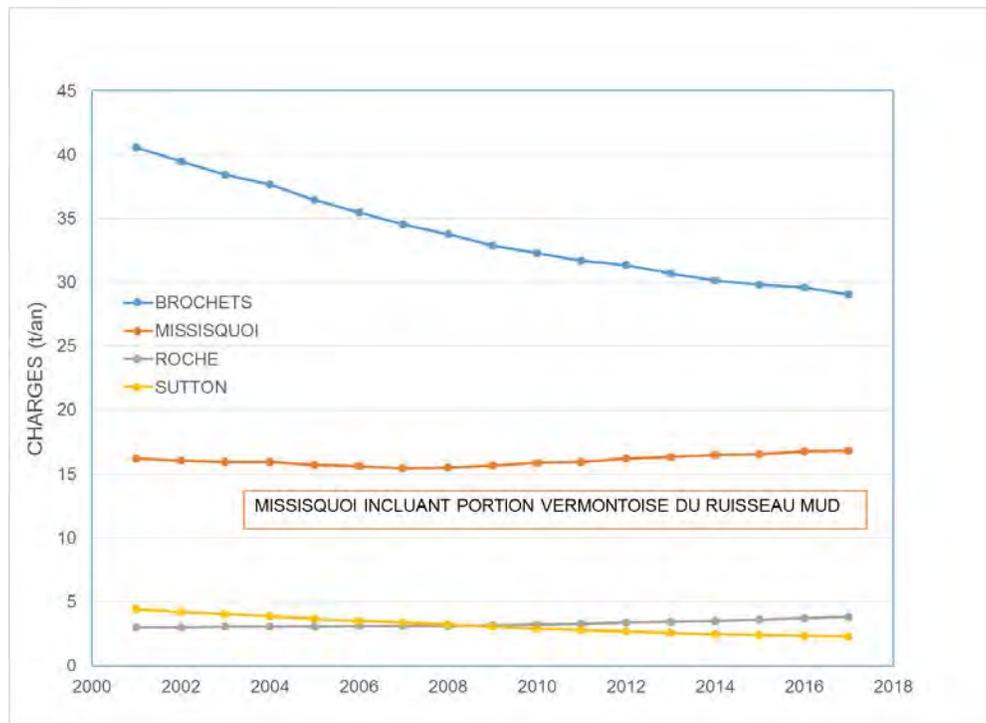


Figure 51 Évolution de la charge annuelle de phosphore estimée pour la portion québécoise des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2001-2017

Au cours de la période 2001-2017, les charges de phosphore total de la rivière Sutton ont affiché une tendance à la baisse, passant de 4,44 t/an à 2,27 t/an, soit une diminution du coefficient d'exportation de 0,30 kg/ha à 0,15 kg/ha. La baisse la plus importante des charges de phosphore a été enregistrée pour la portion québécoise de la rivière aux Brochets. Les résultats obtenus

montrent que la charge est passée de 40,58 t/an à 29,06 t/an, soit une diminution du coefficient d'exportation de 0,76 kg/ha à 0,54 kg/ha. Enfin, la contribution de la rivière de la Roche indique une tendance à la hausse, avec des mesures variant de 3,03 t/an en début de période à 3,80 t/an en fin de période, soit une hausse du coefficient d'exportation de 0,56 kg/ha à 0,71 kg/ha.

En compilant la charge des quatre tributaires, la contribution québécoise en phosphore montre une tendance à la baisse de 19 % entre 2001 et 2017, variant de 64,28 t/an au

début de la période à 51,97 t/an à la fin de la période (figure 52), soit une baisse du coefficient d'exportation de 0,49 kg/ha à 0,39 kg/ha.

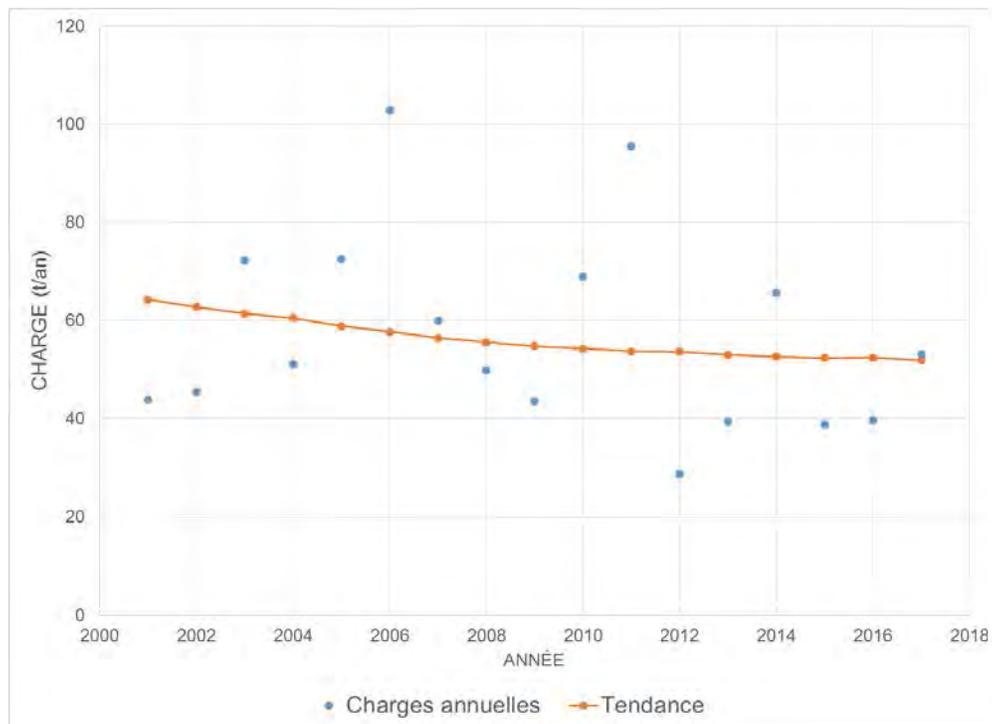


Figure 52 Évolution de la charge annuelle totale de phosphore estimée pour la portion québécoise des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2001-2017

Les coefficients d'exportation des rivières Missisquoi et Sutton se situent dans la plage des mesures rapportées par Gangbazo et Babin (2000) pour des bassins forestiers québécois (0,05 kg/ha à 0,77 kg/ha), tandis que ceux des rivières aux Brochets et de la Roche se trouvent dans la plage des mesures des bassins versants agricoles (0,40 kg/ha à 2,24 kg/ha). Par conséquent, le coefficient d'exportation de l'ensemble des tributaires se situe à la marge inférieure des coefficients typiques des bassins versants agricoles. Il traduit bien l'influence du territoire agricole sur la qualité des milieux aquatiques.

Dans le cadre de la nouvelle TMDL 2016, la contribution québécoise à la charge de phosphore apportée par les tributaires de la baie Missisquoi a été estimée à 72,4 t/an, à partir des données de la période de référence 2001-2010. Une charge maximale totale journalière de 32,4 t/an a été établie comme étant la cible à atteindre pour le Québec. Par conséquent, la charge de 51,97 t/an se situe en dessous de l'estimation de 72,4 t/an, mais en dépit de la diminution de 19 % observée entre 2001 et 2017, elle demeure au-dessus de la TMDL de 32,4 t/an.

4 DISCUSSION

4.1 Données physicochimiques et hydrométriques

Le nombre d'observations ($N > 200$) et la longueur des séries de données (de 17 à 19 ans) des paramètres analysés au moyen de l'approche EGRET respectent les conditions d'utilisation énoncées par Hirsch et coll. (2010). Le prélèvement des échantillons étant effectué près de l'embouchure, à gué au moyen d'une perche ou au centre des cours d'eau à partir du tablier d'un pont, les résultats des analyses physicochimiques sont considérés comme étant représentatifs de la qualité générale des cours d'eau.

La faible superficie ($< 30 \text{ km}^2$) du bassin versant des ruisseaux Walbridge, Ewing et au Castor leur confère un temps de réaction

plus court lors d'événements de pluie et un caractère plus imprévisible (*flashy stream*). Par conséquent, l'estimation des séries de débits journaliers de ces cours d'eau pour la période d'étude 1999-2017, au moyen de l'approche de krigeage utilisée, pourrait comporter une plus grande marge d'erreur. En dépit de l'imprécision appréhendée des données hydrométriques de ces cours d'eau, il est intéressant de noter que le biais statistique des charges de phosphore et des formes d'azote des stations des ruisseaux Walbridge, Ewing et au Castor est inférieur à 10 %. Le biais plus important noté pour les MES et les coliformes fécaux se compare à celui des autres cours d'eau.

4.2 Évolution temporelle des paramètres

Les concentrations moyennes annuelles, actuelles ou calculées sur les débits normalisés, reflètent habituellement les conditions ambiantes durant les nombreux jours de l'année caractérisés par des débits moyens à faibles. Elles sont fortement déterminées par les apports de sources ponctuelles ou de la nappe phréatique. À l'opposé, les charges moyennes annuelles, actuelles ou calculées sur les débits normalisés, tendent à refléter les conditions durant les quelques jours caractérisés par des débits élevés. Elles sont fortement déterminées par les apports de sources diffuses liées au ruissellement de surface (Hirsch et coll., 2010). Parce qu'elles éliminent une partie importante de la variabilité des moyennes annuelles, les valeurs calculées sur les débits normalisés sont bien adaptées pour déterminer les tendances à long terme.

En général, une tendance observée dans l'évolution des concentrations annuelles sur les débits normalisés traduit davantage une tendance dans l'évolution des apports des sources ponctuelles de pollution ou de la nappe phréatique, tandis qu'une tendance dans l'évolution des charges annuelles sur les débits normalisés indique davantage une

tendance similaire dans l'évolution des apports de sources diffuses liés au ruissellement de surface (Hirsch et coll., 2010). Par conséquent, toute tendance perçue à la fois dans les concentrations et les charges d'un paramètre signifie qu'elle a été causée par des changements qui touchent à la fois les sources ponctuelles et diffuses et l'ensemble de la plage de débits du cours d'eau.

L'analyse de l'évolution des relations mensuelles concentration-débit des paramètres à intervalles de trois ans (annexe 5) permet de mieux cerner les causes probables des changements observés, en montrant de façon plus détaillée les mois ou saisons de l'année et la plage des débits des cours d'eau qui présentent les variations de concentration les plus importantes. Ainsi, des baisses qui toucheraient davantage les plages de débits moyens à faibles en périodes d'étiage seraient associées à une diminution des apports de sources ponctuelles ou de la nappe phréatique. À l'inverse, des baisses qui cibleraient davantage la plage des débits moyens à élevés seraient associées à une diminution des apports de sources diffuses. Enfin, des baisses de concentrations qui

seraient observées pour toute la plage de débits d'un cours d'eau signifieraient qu'elles proviennent de la réduction des apports de sources ponctuelles et diffuses. Rappelons que les charges de phosphore déversées par les tributaires dans la baie Missisquoi étaient estimées à 91 % de sources diffuses et 9 % de sources ponctuelles selon le Groupe de travail Québec – Vermont (Vermont DEC et New York State DEC, 1997).

Azote ammoniacal. Les concentrations d'azote ammoniacal mesurées aux stations étaient faibles durant toute la période d'analyse 1999-2017 et ne présentaient aucun dépassement (annexe 9) du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique (CVAC; effets chroniques). En l'absence de prises d'eau potable dans les tributaires de la baie, les dépassements du critère de 0,2 mg N/L visant à assurer l'efficacité de la désinfection de l'eau brute d'approvisionnement ne sont présentés qu'à titre indicatif et ne révèlent aucun problème majeur. Bien que les tendances à la baisse observées ressortent comme étant probables (annexe 12), les variations enregistrées sont dans les faits négligeables. Il en est de même de la seule tendance à la hausse enregistrée pour la rivière Sutton. Les pourcentages élevés de variation expriment les faibles concentrations ambiantes mesurées aux stations.

Nitrates. Les concentrations de nitrates, formes oxydées dominantes de l'azote dans les eaux de surface, mesurées aux stations du sous-bassin Missisquoi et à la station amont de la rivière aux Brochets sont les plus faibles de tout le bassin versant (annexe 4). Inférieures à la valeur repère de 1,0 mg N/L, elles ne présentent aucun dépassement du critère de qualité (annexe 9) pour la protection de la vie aquatique (effets chroniques) au cours de la période. Des tendances à la baisse sont observées pour les concentrations et les charges des stations du sous-bassin Missisquoi (annexe 12), tandis qu'une légère tendance à la hausse est observée pour la station amont de la rivière aux Brochets. Cette hausse n'a toutefois aucune incidence sur les charges, qui demeurent stables. Des tendances à la hausse des concentrations et des charges sont aussi estimées pour toutes les autres stations du bassin de la rivière aux Brochets, à l'exception du ruisseau Walbridge qui

présente une tendance à la baisse. Les concentrations de nitrates dépassent à elles seules la valeur repère de 1,0 mg N/L de l'azote total et excèdent fréquemment le CVAC de 3,0 mg N/L. Enfin, les stations de la rivière de la Roche sont les seules qui n'affichent aucune tendance au cours de la période pour les concentrations ou les charges. Bien qu'elles soient supérieures à 1,0 mg N/L, les concentrations montrent de faibles dépassements du CVAC.

Azote total. À l'exception des stations du sous-bassin Missisquoi et de la station amont de la rivière aux Brochets, les concentrations d'azote total dépassent la valeur repère de 1,0 mg N/L, ce qui témoignent de l'effet des activités humaines sur le territoire (annexes 4 et 6). Indépendamment des variations des formes minérales d'azote, des tendances à la baisse pour les concentrations et les charges sont observées depuis 1999 pour sept des onze stations (64 %). La station aval de la rivière aux Brochets et les stations des ruisseaux Ewing et au Castor ne montrent aucune tendance (annexe 12). Seul le ruisseau Morpions présente une tendance à la hausse pour les concentrations et les charges.

Phosphore total. Neuf des onze stations (82 %) situées sur les tributaires de la baie Missisquoi affichent des tendances à la baisse des concentrations de phosphore total, paramètre ciblé de façon particulière par les interventions d'assainissement. Seules les variations du ruisseau au Castor et de la station aval de la rivière de la Roche sont considérées comme négligeables (annexe 12). Les charges de six des onze stations présentent des tendances à la baisse qui suggèrent une diminution des apports de sources diffuses. L'absence de tendance observée pour les charges des stations Missisquoi aval, Ewing, au Castor et de la Roche amont signifie que les efforts d'assainissement n'ont pas suffisamment réduit les apports de sources diffuses ni abaissé les concentrations élevées associées aux hauts débits. Les résultats de la station de la Roche aval montrent une tendance à la hausse des charges en raison des hausses de concentrations liées à la plage des débits élevés des mois d'automne. En dépit des diminutions observées, les concentrations récentes de plusieurs cours d'eau de la baie

montrent encore de fréquents dépassements du critère de 0,03 mg P/L.

Matières en suspension (MES). Les concentrations de MES des tributaires de la baie Missisquoi reflètent les problèmes de ruissellement de surface et d'érosion des sols et, dans certains cas, des rives et du chenal des cours d'eau (annexe 12). Elles traduisent aussi le type d'écoulement lié à la topographie des bassins versants. Dans le bassin versant Missisquoi, les tendances à la baisse des concentrations des stations Missisquoi amont et Sutton n'ont aucune incidence sur les charges de MES, qui ne montrent aucune tendance. Il en est autrement pour la station Missisquoi aval, qui montre des tendances à la hausse pour les concentrations et les charges. Une partie de l'augmentation notée à cette station pourrait provenir d'une contribution accrue du territoire vermontois du ruisseau Mud. Les stations du bassin versant de la rivière aux Brochets présentent une prédominance de tendances à la baisse pour les concentrations qui, dans le cas des ruisseaux Walbridge, Ewing et au Castor, s'accompagne d'une tendance similaire pour les charges. L'augmentation des charges de la station aux Brochets amont, en dépit de la stabilité des concentrations, suggère une contribution des apports diffus en période de hauts débits. À l'opposé, la stabilité des

charges du ruisseau Morpions signifie que la baisse des concentrations ne touche pas la plage des débits élevés. Les mesures de la station aux Brochets aval ne montrent aucune tendance au cours de la période. Selon les données 2015-2017, les stations qui montrent les pourcentages de dépassements les plus élevés (> 25 %) de la valeur repère de 13 mg/L sont celles de la rivière de la Roche et des ruisseaux au Castor et Ewing.

Coliformes fécaux. À l'exception des mesures de la station Missisquoi aval qui demeurent stables, les concentrations de coliformes fécaux des stations présentent une tendance à la baisse de 1999 à 2017 (annexe 12). Les diminutions observées font en sorte que les concentrations ambiantes des stations (annexes 4 et 6) se situent à la fin de la période d'étude et sont en deçà du critère de qualité pour activités récréatives de contact indirect (< 1 000 UFC/100 ml). Ce critère constitue le degré minimal de salubrité souhaité pour l'ensemble des cours d'eau qui n'offrent pas de potentiel pour les activités récréatives de contact direct (baignade). Les stations de la rivière Missisquoi sont les seules qui affichent une tendance à la hausse pour les charges, ce qui suggère que les concentrations associées aux débits élevés qui font suite aux périodes de pluie ont augmenté au cours de la période.

4.3 Tendances 1999-2017

La prédominance des tendances à la baisse estimées pour les séries chronologiques de données des stations de la baie Missisquoi constitue un signe positif qui traduit l'effet des efforts cumulatifs déployés au fil des années pour améliorer la qualité de l'eau des tributaires. Dans le cas des sous-bassins des rivières Missisquoi, Sutton et aux Brochets qui reçoivent des rejets ponctuels de source municipale, la mise en place progressive de stations d'épuration a permis d'amorcer cette amélioration en permettant de réduire les apports de phosphore, de matière organique et de MES, en plus de transformer l'azote ammoniacal en nitrates et d'améliorer la qualité bactériologique de l'eau.

Lorsque la plus grande portion des apports de phosphore, de MES et de coliformes fécaux

d'un cours d'eau provient d'une source ponctuelle municipale, le traitement des eaux usées permet une récupération appréciable de la qualité de l'eau qui se traduit par des diminutions des concentrations et des charges moyennes annuelles. En revanche, lorsque les apports de ces éléments proviennent majoritairement de sources diffuses, l'effet du traitement des sources ponctuelles se fait alors davantage ressentir au niveau des concentrations lorsque les débits des cours d'eau sont faibles. Le maintien des concentrations élevées de MES et de phosphore en périodes de hauts débits, attribuables aux apports de sources diffuses, fait en sorte que les charges moyennes annuelles diminuent beaucoup moins ou demeurent stables.

Les améliorations observées pour les tributaires suggèrent aussi que les nombreuses interventions déployées au fil des ans en vue de réduire les apports de sources ponctuelles et diffuses d'origine agricole ont produit des résultats, en permettant notamment de réduire les concentrations et les charges de phosphore. Plusieurs programmes d'aide et règlements ont été mis en œuvre au cours des dernières décennies (MENV, 2003). Après le Règlement sur la prévention de la pollution de l'eau par les établissements de production animale (RPPEPA) de 1981, est venu s'ajouter en 1988 le Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF) qui a permis la mise en place progressive de structures pour l'entreposage étanche des fumiers et des lisiers. Ce programme a ainsi contribué à une réduction importante des sources ponctuelles de pollution liées à l'absence de structures ou à des installations désuètes. Il reste toutefois les amas de fumier à proximité des bâtiments d'élevage pour les plus petites exploitations exemptées de l'obligation d'entreposage au champ et les amas au champ même s'ils représentent une source ponctuelle mineure.

L'adoption du Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA) en 1997 a marqué l'apparition des plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF), qui permettent maintenant une fertilisation plus équilibrée des sols cultivés en prenant en compte la richesse du sol en phosphore et les besoins des cultures. C'est dans le cadre du RRPOA que les règles régissant l'épandage des fumiers et lisiers ont été modifiées pour faire en sorte que les doses épandues se fassent sur la base de la teneur en phosphore des fumiers plutôt que leur contenu en azote. Cette nouvelle mesure a toutefois eu pour effet de nécessiter de plus grandes superficies d'épandage, compte tenu de la faible proportion des déjections animales soumises à un traitement. Un impact imprévu du RRPOA a été de contribuer à l'expansion des superficies de cultures annuelles comme le maïs et le soya, qui offrent plus de possibilités pour l'utilisation des fumiers, au détriment des cultures pérennes. Michaud et ses collaborateurs (2009) rapportent qu'entre 2001 et 2007, les superficies consacrées aux cultures annuelles ont connu

une augmentation de l'ordre de 560 ha dans la municipalité de Pike River, dans la portion aval du ruisseau Ewing. Les besoins accrus de fertilisants des cultures annuelles se sont ainsi traduits par une augmentation des pressions liées aux apports d'éléments nutritifs. Dans certaines régions, notamment la Montérégie, la demande accrue pour des superficies d'épandage a même conduit à l'élimination de superficies boisées (Beaudin, 2003).

Parmi les facteurs ayant contribué à diminuer les apports de phosphore dans les bassins versants agricoles de la baie Missisquoi, Consultants BPR Inc. (2008) souligne l'évolution importante qu'a connu le cheptel porcin et de volailles nourris avec des aliments contenant de la phytase entre 1998 et 2003. Au cours de cette même période, l'Association des fabricants d'engrais du Québec (AFEQ) rapporte que les ventes d'engrais phosphatés ont chuté pour demeurer relativement stables par la suite (IPNI, 2013). Patoine et d'Auteuil-Potvin (2013) attribue notamment la diminution des concentrations de phosphore observée entre 1999 et 2008 dans dix tributaires québécois au remplacement de l'ajout de phosphore minéral dans les moulées porcines et de volailles par la phytase et à la diminution du phosphore des engrais minéraux.

Entré en vigueur le 14 juin 2002, le Règlement sur les exploitations agricoles (REA) résulte d'un exercice de modernisation du RRPOA. Il met de l'avant une approche qui vise à résoudre le problème de la pollution diffuse causée par les activités agricoles, notamment par l'atteinte d'un équilibre des sols en phosphore. Cette nouvelle approche de gestion tient compte des besoins nutritifs des plantes à satisfaire pour assurer leur croissance et se base sur le calcul réel des déjections animales produites à la ferme. De plus, ce règlement édicte des normes quant aux installations d'élevage, au stockage, à l'élimination ou à la valorisation des déjections animales ainsi qu'au retrait des animaux des cours d'eau et des bandes riveraines. Afin de protéger les cours d'eau, il interdit l'augmentation des superficies cultivées dans les bassins versants dégradés.

Dans le sillage des programmes d'aide, notamment Prime-Vert du MAPAQ, et des règlements mis de l'avant pour améliorer la qualité de l'eau dans les bassins versants à vocation agricole, plusieurs tributaires de la rivière aux Brochets, notamment les ruisseaux Walbridge, Ewing et au Castor, ont été l'objet d'une action concertée des propriétaires riverains axée sur le contrôle du ruissellement de surface au moyen de structures de captage, de l'aménagement systématique de bandes riveraines le long des cours d'eau, de même que de la mise à jour des programmes de fertilisation et des modes de gestion des engrais de ferme (Michaud et coll., 2005, 2009a et 2009b). Les effets cumulatifs de ces multiples interventions au fil du temps sont à l'origine des changements détectés dans l'évolution des concentrations et des charges des paramètres analysés. Même si les diminutions observées suggèrent que la connectivité hydrologique entre les champs agricoles et les cours d'eau a été réduite, la corrélation positive observée entre les concentrations d'éléments nutritifs, de MES et le débit indique que les apports diffus liés au ruissellement de surface sont toujours importants.

Si les tendances estimées à la baisse constituent un signe évident d'une amorce d'amélioration de la qualité de l'eau, il en est en revanche autrement des séries chronologiques de mesures qui ne montrent aucune tendance. L'absence d'indicateurs permettant de quantifier la progression, à l'échelle des bassins et des sous-bassins, des changements de pratiques

agroenvironnementales exigées par la réglementation en vigueur soulève des questions. Ainsi, l'absence de changements dans l'évolution de la qualité de l'eau pourrait signifier qu'il n'y a pas suffisamment de superficies touchées par les bonnes pratiques agroenvironnementales ou que les superficies touchées sont suffisantes, mais que les changements sont trop récents pour produire un effet mesurable sur la qualité de l'eau, ou bien que les bonnes pratiques de fertilisation des terres agricoles n'ont pas encore permis le retour à l'équilibre du niveau de fertilité des sols, qui conservent encore des traces des pratiques de surfertilisation antérieures.

Par ailleurs, le faible nombre de tendances à la hausse enregistré signifie que la détérioration de la qualité de l'eau ne s'est pas accentuée au cours de la période 1999-2017. Bien que les tendances à la hausse des concentrations de nitrates, observées pour cinq stations du bassin versant de la rivière aux Brochets, s'accompagnent aussi d'une hausse correspondante des charges pour quatre d'entre elles, elles ne se traduisent par une hausse des concentrations et des charges d'azote total que pour une seule station, soit celle de ruisseau Morpions. Ces hausses des nitrates couplées aux baisses des concentrations et des charges d'azote ammoniacal traduisent, d'une part, les effets du traitement des eaux usées municipales, et, d'autre part, ceux de l'amélioration de la gestion des fumiers qui ont permis de mieux entreposer et de mieux utiliser les engrais de ferme.

4.4 Portrait récent 2015-2017

Quelles que soient les tendances décelées dans l'évolution des concentrations et des charges des différents paramètres analysés, le portrait récent brossé à l'aide des données 2015-2017 constitue une image représentative de la qualité atteinte par les différents tributaires de la baie Missisquoi. La qualité générale de l'eau, évaluée à l'aide de l'IQBP₆, démontre qu'elle est clairement liée à l'occupation du territoire des bassins versants. Les stations situées dans les bassins versants moins agricoles, comme les rivières Sutton et Missisquoi, affichent une

meilleure qualité que celles des bassins versants plus agricoles comme les rivières aux Brochets et de la Roche. Hébert et Blais (2017) ont mis en relation les données 2009-2012 sur la qualité de l'eau de plusieurs rivières du Québec avec les caractéristiques physiques et l'occupation du territoire des bassins versants. En dépit des efforts déployés jusqu'à présent pour atténuer la pression associée à l'activité agricole dans les bassins versants, les auteurs rapportent que les superficies cultivées totales et les superficies de cultures

annuelles sont respectivement les principaux déterminants des concentrations médianes de nitrates et de phosphore total des rivières du Québec. Gangbazo et ses collaborateurs (2005) avaient déjà démontré plusieurs années auparavant que les superficies de cultures annuelles des bassins versants étaient principalement responsables des concentrations élevées de phosphore mesurées dans les cours d'eau québécois.

Les bonnes pratiques agroenvironnementales qui ont progressivement été mises en place ont permis jusqu'à présent de réduire les concentrations d'azote, de phosphore et de MES des cours d'eau. Toutefois, comme le montre le pourcentage élevé de dépassements des critères de qualité et des valeurs repères, elles n'ont pas encore permis d'atteindre le degré de qualité souhaité.

4.5 Charges annuelles 2001-2017

Dans le cadre de l'Entente Vermont-Québec sur la réduction des apports de phosphore vers la baie Missisquoi, le suivi de la qualité des tributaires assuré par le MELCC a permis d'évaluer une charge annuelle de phosphore pour chacune des onze stations d'échantillonnage. L'emplacement choisi des différentes stations a permis d'estimer une charge pour la portion québécoise de chacun des quatre tributaires de la baie Missisquoi et une charge globale pour l'ensemble des cours d'eau.

Les résultats obtenus indiquent une tendance à la baisse de la charge globale annuelle de phosphore provenant de la portion québécoise du bassin versant de la baie Missisquoi. Cette tendance, qui provient principalement de la diminution observée pour la charge annuelle des rivières aux Brochets et Sutton, s'observe en dépit des légères hausses enregistrées pour les rivières Missisquoi et de la Roche. La tendance à la hausse observée pour la rivière Missisquoi pourrait être en partie liée à la contribution de la portion vermontoise du ruisseau Mud. Howe et ses collaborateurs (2011) ont évalué à partir des données d'une campagne menée entre décembre 2009 et mai 2011 que la charge moyenne annuelle du ruisseau Mud était de 13,73 t/an.

Des différences notées dans les protocoles d'échantillonnage et les méthodes d'analyse du phosphore du Vermont et du Québec rendent difficile la comparaison des charges estimées par les deux territoires. L'échantillonnage isochronique mensuel des stations du Québec et l'ajout de prélèvements additionnels en période de débits élevés permettent de couvrir adéquatement toute la plage des débits des cours d'eau, mais, contrairement à celui du Vermont, il ne cible pas de façon particulière la plage des débits élevés. Pour cette raison, la méthode du Québec pourrait sous-évaluer la charge de phosphore des cours d'eau.

Les données du Québec indiquent que la charge annuelle globale de la portion québécoise du bassin versant (52 t/an) est en deçà de la charge initiale de 72,4 t/an estimée à partir des données de la période de référence 2001-2010. Elle est toutefois supérieure à la cible de 32,4 t/an qui a été déterminée dans le cadre de la récente TMDL 2015 du Vermont. La progression vers l'atteinte de la concentration cible de 25 µg P/L établie pour les eaux de la baie Missisquoi sera mesurée à partir des données du suivi effectué par le Vermont, qui gère la seule station permanente d'échantillonnage.

CONCLUSION

Les tendances observées pour les onze stations d'échantillonnage et les six paramètres de la qualité de l'eau étudiés montrent une prédominance de mesures à la baisse ou stables. Ces pourcentages atteignent respectivement 67 % et 18 % pour les séries de données de concentrations et respectivement 53 % et 27 % pour les séries de données de charges. Pour plusieurs stations, les diminutions jumelées des concentrations et des charges suggèrent qu'elles proviennent à la fois d'une réduction des apports des sources ponctuelles et diffuses.

Les concentrations de phosphore, qui revêtent un intérêt particulier, montrent une évolution encourageante, avec des valeurs à la baisse pour neuf stations et stables pour deux stations, tandis que les charges de phosphore sont à la baisse pour six stations et stables pour quatre stations. La seule tendance à la hausse du phosphore est enregistrée pour les charges de la station aval de la rivière de la Roche. L'absence de tendance est surtout observée pour des stations de cours d'eau drainant des bassins versants à vocation agricole pour lesquels les apports de phosphore ou de MES sont principalement de sources diffuses liées au ruissellement de surface et au drainage souterrain des superficies cultivées.

En dépit des tendances à l'amélioration observées, la qualité de l'eau de plusieurs tributaires laisse encore à désirer. Ainsi, l'IQBP₆, calculé à partir des données 2015-2017, et l'examen des dépassements de critères et valeurs repères de la même période permettent de départager les stations des secteurs est et ouest. Ils font ressortir le degré plus élevé de pollution qui touche les stations situées sur des tributaires à vocation agricole. Ces stations affichent une fréquence plus élevée de dépassements et une amplitude moyenne des mesures excédentaires plus marquée pour le phosphore, l'azote, les MES et la turbidité. Les sous-bassins versants plus forestiers des rivières Missisquoi et Sutton présentent une eau de meilleure qualité que les sous-bassins à vocation agricole des rivières aux Brochets et de la Roche.

La charge annuelle de phosphore estimée pour la portion québécoise du bassin versant de la baie Missisquoi a diminué de 19 % entre 2001 et 2017, soit une baisse d'environ 64 t/an à 52 t/an. Cette diminution est attribuable principalement à la baisse de 28 % de la charge provenant de la rivière aux Brochets. La charge annuelle totale se situe en deçà de la charge initiale de 72,4 t/an estimée par le Vermont à partir des données de la période 2001-2010, mais elle est supérieure à la charge cible de 32,4 t/an attribuée au Québec dans le cadre de la nouvelle TMDL 2015.

Les apports de sources diffuses liées principalement à l'occupation agricole du territoire constituent la principale source de dégradation de la qualité de l'eau des tributaires et de la baie Missisquoi. Plusieurs interventions liées à des programmes de subvention pour la réduction de la pollution agricole ou à la réglementation en vigueur ont permis de réduire cette source de pollution et peuvent expliquer les tendances à l'amélioration observées sur l'ensemble du territoire québécois de la baie Missisquoi. Toutefois, l'absence d'indicateurs pour quantifier la progression des bonnes pratiques agroenvironnementales à l'échelle des bassins versants rend difficile l'évaluation de leurs effets sur la qualité de l'eau et la formulation de recommandations précises pour son amélioration.

Le lien étroit observé entre la qualité de l'eau et l'occupation agricole du territoire des bassins versants souligne aussi l'importance de l'adaptation de l'agriculture aux changements climatiques en devenir. En effet, les variations de température et les modifications du régime des précipitations, appréhendées dans le cadre des changements climatiques, risquent d'exacerber les problèmes de qualité d'eau, d'une part, en produisant des périodes prolongées de sécheresse estivale qui auront pour effet de limiter la capacité de dilution des cours d'eau et, d'autre part, en augmentant la fréquence des événements de pluies intenses à certaines périodes de l'année. De tels changements pourraient créer des conditions plus propices à l'eutrophisation en

période estivale et augmenter les quantités de phosphore exportées des bassins versants vers les cours d'eau. Des mesures d'adaptation devraient être envisagées pour diminuer la vulnérabilité des bassins qui présentent déjà des problèmes de qualité de

l'eau liés au ruissellement de surface et à l'érosion des sols. Étant donné l'état actuel des cours d'eau à vocation agricole, ces mesures d'adaptation seraient rentables et utiles indépendamment de l'ampleur des changements climatiques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BEAUDIN, L., 2003. *Problématique de la disparition et de la fragmentation des boisés privés en milieu agricole – L'interface avec le milieu municipal*. Mémoire présenté à la Commission sur le développement durable, ministère des Affaires municipales et de la Métropole, Direction de l'aménagement et du développement local, 19 p. [En ligne].
[<https://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/MEMO325.pdf>].
- BECK, M., ET L. DE CICCIO, 2016. *EGRET plotFlowConc using ggplot2.*, U.S. Environmental protection Agency, U.S. Geological Survey, Office of Water Information. [En ligne].
[<https://owi.usgs.gov/blog/plotFlowConc/>].
- BPR-INFRASTRUCTURE INC., 2008. *Suivi 2007 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec – Rapport final*. Présenté au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), à l'Union des producteurs agricoles (UPA) et à Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), 56 p.
- CANARDS ILLIMITÉS ET MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP), 2013. *Mise à jour de la cartographie détaillée des milieux humides pour le territoire de la Montérégie et le bassin versant de la rivière Yamaska*. Rapport technique.
- CHAPMAN, D., 1996. *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring, Second Edition*. Publié pour le compte de l'United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization et l'United Nations Environment Programme, E&FN Spon, 651 p.
- DUBROVSKY, N. M., ET COLL., 2010. *The Quality of Our Nation's Waters – Nutrients in the Nation's Streams and Groundwater, 1992-2004*. U.S. Geological Survey Circular 1350, 174 p. (Pour de plus amples renseignements au sujet de cette étude : <http://water.usgs.gov/nawqa/nutrients/pubs/circ1350/>).
- DUCHEMIN, M., ET M. SIMONEAU, 2016. *Tendances à long terme de la qualité de l'eau : rivière Etchemin 1979-2013*. 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, ISBN 978-2-550-75693-4 (PDF), 19 p. [En ligne].
[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/etchemin/tendance-qualite1979-2013.pdf].
- ENRIGHT, P., ET C. A. MADRAMOOTOO, 2004. « Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec ». In R. A. Cooke (éd.) *Drainage VIII – Proceedings of the Eight International Drainage Symposium*, ASAE, St. Joseph, Michigan, États-Unis, p. 160-170.
- GANGBAZO, G., ET F. BABIN, 2000. « Pollution de l'eau des rivières dans les bassins agricoles ». *Vecteur environnement*, vol. 33, n° 4, p. 47-57.
- GANGBAZO, G., J. ROY ET A. LE PAGE, 2005. *Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre, Envirodoq n° ENV/2005/0096, 28 p. [En ligne].
[<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/capacite-phosphore.pdf>].

- GANGBAZO, G., 2011. *Guide pour l'élaboration d'un plan directeur de l'eau : un manuel pour assister les organismes de bassin versant du Québec dans la planification de la gestion intégrée des ressources en eau*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. [En ligne].
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/guide-elaboration-pde.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/guide-elaboration-pde.pdf).
- HÉBERT, S., ET D. BLAIS, 2017. *Territoire et qualité de l'eau : développement de modèles prédictifs*. 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 et Direction de l'expertise en biodiversité, ISBN 978-2-550-77770-0 (PDF), 30 p. [En ligne].
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf).
- HÉBERT, S., 1997. *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN/970102, 20 p. + 4 annexes. [En ligne].
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eco_aqua/rivieres/indice/IQBP.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eco_aqua/rivieres/indice/IQBP.pdf).
- HOWE, E., S. STROUSE ET W. HOWLAND, 2011. *Missisquoi Bay Basin Project: Short-term Monitoring Program – A Final Report to the International Joint Commission by the Lake Champlain Basin Program*. États-Unis, Lake Champlain Basin Program, 17 p. + 6 annexes. [En ligne].
[\[http://www.lcbp.org/wp-content/uploads/2012/11/STM_Final_Report.pdf\]](http://www.lcbp.org/wp-content/uploads/2012/11/STM_Final_Report.pdf).
- HIRSCH, R. M., D. L. MOYER ET S. A. ARCHFIELD, 2010. « Weighted Regressions on Time, Discharge, and Season (WRTDS), with an Application to Chesapeake Bay River Inputs ». *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 46, n° 5, p. 857-880. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2010.00482.x.
- HIRSCH, R. M., ET L. A. DE CICCIO, 2015. *User guide to Exploration and Graphics for RivEr Trends (EGRET) and dataRetrieval: R packages for hydrologic data (version 2.0, February 2015)*. U.S. Geological Survey Techniques and Methods book 4, chap. A10, 93 p. [En ligne].
[\[http://pubs.usgs.gov/tm/04/a10/\]](http://pubs.usgs.gov/tm/04/a10/).
- HIRSCH, R. M., S. A. ARCHFIELD ET L. A. DE CICCIO, 2015. « A Bootstrap Method for Estimating Uncertainty of Water Quality Trends ». *Environmental Modelling and Software*, vol. 73, p. 148-166. [En ligne].
[\[http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815215300220\]](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815215300220).
- HIRSCH, R. M., ET L. A. DE CICCIO, 2015. « Computing and Graphing Flow Weighted Mean Concentrations in EGRET ». U.S. Geological Survey, USGS-R/EGRETextra, [En ligne].
[\[https://github.com/USGS-R/EGRETextra/blob/master/vignettes/vignetteFlowWeighted.Rmd\]](https://github.com/USGS-R/EGRETextra/blob/master/vignettes/vignetteFlowWeighted.Rmd).
- INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE (IPNI), 2013. *Fertilizer Usages 2013: Assumptions and Data Sources*. International Plant Nutrition Institute. [En ligne].
[\[http://phosphorus.ipni.net/article/NANE-3033\]](http://phosphorus.ipni.net/article/NANE-3033).
- INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC (ISQ), 2013. *Population des municipalités du Québec depuis 1996*. [En ligne].
[\[http://www.stat.gouv.qc.ca/docs-hmi/statistiques/population-demographie/index.html\]](http://www.stat.gouv.qc.ca/docs-hmi/statistiques/population-demographie/index.html).
- LACHANCE-CLOUTIER, S., 2014. *Estimation de séries de débits journaliers au site de stations de qualité de l'eau*. Rapport technique, Centre d'expertise hydrique du Québec, Direction de l'expertise hydrique, 29 p.

- MEDALIE, L., 2013. *Concentration, flux, and the analysis of trends of total and dissolved phosphorus, total nitrogen, and chloride in 18 tributaries to Lake Champlain, Vermont and New York, 1990-2011*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5021, 29 p. [En ligne]. [<http://pubs.usgs.gov/sir/2013/5021/>].
- MEDALIE, L., 2014. *Concentration and flux of total and dissolved phosphorus, total nitrogen, chloride, and total suspended solids for monitored tributaries of Lake Champlain, 1990-2012*. U.S. Geological Survey Open-File Report 2014-1209, 21 p. [En ligne]. [<http://dx.doi.org/10.3133/ofr20141209>].
- MICHAUD, A. R., R. LAUZIER ET M. R. LAVERDIÈRE, 2005. « Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière aux Brochets, Québec ». *Agrosol*, vol. 16, n° 1, p. 47-59.
- MICHAUD, A. R., J. DESLANDES, J. DESJARDINS ET M. GRENIER, 2009. *Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles – Rapport final de projet*. Québec, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 155 p. [En ligne]. [https://www.agrireseau.net/agroenvironnement/documents/RapportActionsConcerteesBassins_2009_FIN_AL.pdf].
- MICHAUD, A., J. DESJARDINS, M. GRENIER ET R. LAUZIER, 2009. *Suivi de la qualité de l'eau des bassins versants expérimentaux Ewing et Aux Castors – Dans le cadre du projet Lisière verte. Rapport final de projet*. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) et AAC (PASCAA), Québec, Québec, 27 p. [En ligne]. [<https://www.irda.qc.ca/assets/documents/Publications/documents/michaud-et-al-2009-rapport-suivi-lisiere-verte-ewin-g-castors.pdf>].
- MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES ET DE L'OCCUPATION DU TERRITOIRE (MAMOT), 2014. *Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2013 : Ouvrages de surverse et stations d'épuration*. Québec, Direction des infrastructures, 44 p. + 10 annexes. [En ligne]. [<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/omaeu-mamot/2013.pdf>].
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 2003. *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*. Québec, Direction des politiques du secteur agricole, Envirodoq n° ENV/2003/0025, 143 p. [En ligne]. [http://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/synthese-info-enviro-agricole.pdf].
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2010. *Évaluation des rejets d'eaux usées des usines de pâtes et papiers du Québec en fonction du milieu récepteur*. Québec, Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés, ISBN 978-2-550-59993-7 (PDF), 58 p. + 3 annexes. [En ligne]. [<http://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/prri/eval-rejet-eauxusees-usinepp.pdf>].
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2011. *Lignes directrices applicables à l'industrie agroalimentaire hors réseau*. Québec, Direction des politiques de l'eau, Service des eaux industrielles, ISBN 978-2-550-63735-6 (PDF), 36 p. et 4 annexes. [En ligne]. [<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/agroalimentaire-hors-reseau/lignes-directrices.pdf>].
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2012. *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008*. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-63649-6 (PDF), 97 p. [En ligne]. [<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau>].

[/portrait/eaux-surface1999-2008/index.htm](#)].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2014. *Le Réseau-rivières d'hier à aujourd'hui*. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-70698-4 (PDF), 15 p. + 1 annexe. [En ligne].

[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/reseau-rivieres-hier-aujourd.pdfclimat\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/reseau-rivieres-hier-aujourd.pdfclimat).

MITCHELL, M., 2018. *Lake Carmi, Franklin, VT Lake Monitoring Review, April 2018*. Vermont Department of Environmental Conservation (VTDEC), Watershed Management Division, Lakes and Ponds Management and Protection Program, [En ligne].

[\[http://dec.vermont.gov/sites/dec/files/wsm/lakes/docs/Carmi%20Lake%20Monitoring%20Review%20-%20April%202018.pdf\]](http://dec.vermont.gov/sites/dec/files/wsm/lakes/docs/Carmi%20Lake%20Monitoring%20Review%20-%20April%202018.pdf).

OBVBM, 2015a. *Plan directeur de l'eau du bassin versant de la baie Missisquoi – Portrait*. Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi, Bedford, Québec, 309 p. [En ligne].

[\[http://www.obvbm.org/public/documents/pde/index/portrait_2015.pdf\]](http://www.obvbm.org/public/documents/pde/index/portrait_2015.pdf).

OBVBM, 2015b. *Plan directeur de l'eau du bassin versant de la baie Missisquoi – Diagnostic*. Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi, Bedford, Québec, 199 p. [En ligne].

[\[http://www.obvbm.org/public/documents/pde/index/diagnostic_2015.pdf\]](http://www.obvbm.org/public/documents/pde/index/diagnostic_2015.pdf).

OURANOS, 2015. *Vers l'adaptation – Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec, Partie 1. Évolution climatique au Québec*. Montréal, Québec, 114 p.

PATOINE, M., 2017. *Charges de phosphore, d'azote et de matières en suspension à l'embouchure des rivières du Québec, 2009 à 2012*. 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, ISBN 978-2-550-77490-7 (PDF), 25 p. + 11 annexes. [En ligne].

[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/phosphore/charge-phosphore-azote-mes2009-2012.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/phosphore/charge-phosphore-azote-mes2009-2012.pdf).

PATOINE, M., ET F. D'AUTEUIL-POTVIN, 2013. *Tendances de la qualité de l'eau de 1999 à 2008 dans dix bassins versants agricoles au Québec*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68544-9 (PDF), 22 p. + 7 annexes. [En ligne].

[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/10bassins-1998-2008/tendance-qualite-eau1999-2008-10bv-agricole.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/10bassins-1998-2008/tendance-qualite-eau1999-2008-10bv-agricole.pdf).

SOUTH MOUNTAIN RESEARCH & CONSULTING ET WASTE NOT RESOURCE SOLUTIONS, 2006 (Rev. 2007). *Phase 2 Stream Geomorphic Assessment Rock River Watershed Highgate and Franklin, Franklin County*. Vermont Highgate Center, Vermont Department of Environmental Conservation, 99 p.

SPRAGUE, L. A., ET D. L. LORENZ, 2009. « Regional Nutrient Trends in Streams and Rivers of the United States, 1993-2003 ». *Environmental Science & Technology*, vol. 43, n° 10, p. 3430-3435. [En ligne].

[\[http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es803664x\]](http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es803664x).

SIMONEAU, M., 2017. *Qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Pierre : évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014*. 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, ISBN 978-2-550-76229-4 (PDF), 54 p. + 13 annexes. [En ligne].

[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/qualite-eau-tributaires.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/qualite-eau-tributaires.pdf).

- SMELTZER, E., ET M. SIMONEAU, 2008. *Apport de phosphore vers la baie Missisquoi en provenance des sous-bassins du Vermont et du Québec, 2002 à 2005*. Préparé pour le Comité directeur du lac Champlain, Groupe de travail sur la réduction du phosphore dans la baie Missisquoi, 24 p. [En ligne].
[\[http://www.lcbp.org/techreportPDF/P-Load-Missisquoi-Bay-25Nov2008-fr.pdf\]](http://www.lcbp.org/techreportPDF/P-Load-Missisquoi-Bay-25Nov2008-fr.pdf).
- STATISTIQUE CANADA, 2006. *Recensement de l'agriculture de 2006*. Compilation effectuée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. [En ligne].
[\[https://www150.statcan.gc.ca/n1/cara2006/index-fra.htm\]](https://www150.statcan.gc.ca/n1/cara2006/index-fra.htm)
- TROY, A., D. WANG, ET D. CAPEN, 2007. *Updating the Lake Champlain Basin Land Use Data to Improve Prediction of Phosphorus Loading*. The Rubenstein School of Environment and Natural Resources, University of Vermont, Burlington, VT 05405, Final Report Submitted to the Lake Champlain Basin Program. [En ligne].
[\[http://www.lcbp.org/techreportPDF/54_LULC-Phosphorus_2007.pdf\]](http://www.lcbp.org/techreportPDF/54_LULC-Phosphorus_2007.pdf).
- VERMONT AGENCY OF NATURAL RESOURCES (VANR), 2016. *Missisquoi Bay Tactical Basin Plan*. Vermont Department of Environmental Conservation, Watershed Management Division, 140 p. [En ligne].
[\[http://dec.vermont.gov/sites/dec/files/wsm/mapp/docs/2016-12-30_MissisquoiBasinPlanFinal.pdf\]](http://dec.vermont.gov/sites/dec/files/wsm/mapp/docs/2016-12-30_MissisquoiBasinPlanFinal.pdf).
- VERMONT DEC ET NEW YORK STATE DEC. 1997. *A phosphorus budget, model, and load reduction strategy for Lake Champlain. Lake Champlain Diagnostic-Feasibility Study final report*. Vermont Department of Environmental Conservation, Waterbury, VT, et New York State Department of Environmental Conservation, Albany, NY. [En ligne].
[\[https://dec.vermont.gov/sites/dec/files/wsm/lakes/docs/lp_lcdfsfinalreport.pdfh\]](https://dec.vermont.gov/sites/dec/files/wsm/lakes/docs/lp_lcdfsfinalreport.pdfh).

ANNEXES (liens hypertextes)

- Annexe 1** *Liste des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau du bassin versant de la baie Missisquoi*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe1.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe1.pdf)
- Annexe 2** *Liste des paramètres physico-chimiques et bactériologique analysés aux stations du bassin versant de la baie Missisquoi au cours de la période 2015-2017*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe2.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe2.pdf)
- Annexe 3** *Tableau des résultats annuels et des variations observées au cours de la période 1999-2017 dans les concentrations et les charges des six variables analysées aux stations des tributaires de la baie Missisquoi*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe3.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe3.pdf)
- Annexe 4** *Taux annuels de variation des concentrations et des charges des paramètres physico-chimiques et bactériologique par période et tendances estimées au cours de la période 1999-2017 dans les tributaires de la baie Missisquoi*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe4.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe4.pdf)
- Annexe 5** *Évolution des relations concentration-débit mensuelles des paramètres à intervalles de trois ans (sauf ruisseaux Ewing et au Castor, quatre ans)*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe5.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe5.pdf)
- Annexe 6** *Évolution des débits statistiques estimés aux stations des tributaires de la baie Missisquoi*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe6.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe6.pdf)
- Annexe 7** *Statistiques descriptives globales de la période 2015-2017 pour chaque station d'échantillonnage du bassin versant de la baie Missisquoi*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe7.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe7.pdf)
- Annexe 8** *Diagrammes illustrant la distribution des mesures des onze paramètres physico-chimiques et bactériologique observées aux stations des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2015-2017*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe8.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe8.pdf)
- Annexe 9** *Tableaux des fréquences et amplitudes moyennes des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères observés aux stations des tributaires de la baie Missisquoi*
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe9.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe9.pdf)

Annexe 10 Illustration par paramètre de la fréquence et de l'amplitude moyenne des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères observés aux stations des tributaires de la baie Missisquoi pour la période 2015-2017
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe10.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe10.pdf)

Annexe 12 Directions et probabilités des tendances estimées pour les concentrations et les charges de six paramètres physicochimiques et bactériologique dans les tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 1999-2017
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe12.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe12.pdf)

Annexe 11 Occupation du territoire et illustration des fréquences et amplitudes moyennes des dépassements de certains critères de qualité et valeurs repères observés aux stations des tributaires de la baie Missisquoi au cours de la période 2015-2017
[\[http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe11.pdf\]](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/annexe11.pdf)

**Environnement
et Lutte contre
les changements
climatiques**

Québec 