

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE LA LUTTE CONTRE
LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

GUIDE D'ANALYSE DES TENDANCES
DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES
RIVIÈRES À L'AIDE DU PROGICIEL
EXPLORATION AND GRAPHICS
FOR RIVER TRENDS (EGRET)

2021

Photo de la page couverture : Rivière Etchemin
(crédit photo : Stéphanie Locas (MELCC))

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

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

Télécopieur : 418 646-5374

Formulaire :

www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/reenseignements.asp

Internet : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/>

Pour obtenir un exemplaire du document :

Direction générale du suivi de l'état de l'environnement
Ministère de l'Environnement
et de la Lutte contre les changements climatiques
675, boul. René-Lévesque Est, 4^e étage, boîte 23
Québec (Québec) G1R 5V7
Téléphone : 418 521-3848

Ou

Visitez notre site Web : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2021
Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2021
ISBN : 978-2-550-89127-7 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays

© Gouvernement du Québec, 2021

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction	Martine Grenier, Ph. D. ¹ Marc Simoneau, M. Sc.*
Production des analyses EGRET	Martine Grenier, Ph. D. ¹
Révision scientifique	Michel Patoine, ing., M. Sc. ¹ François D'Auteuil-Potvin, M. Sc. ² Marc Duchemin, Ph. D. ³
Révision annexe 9	Équipe de la DAEMH ⁴ Équipe de la DAEUM ⁵ Équipe de la DEU ⁶ Équipe de la DQMA ¹
Préparation des données physicochimiques et bactériologiques	Mario Bérubé, M. Sc. ¹
Analyses de laboratoire	CEAEQ ⁷
Mise en page et graphisme	Claire Cournoyer ¹

* Ancien employé de la Direction de la qualité des milieux aquatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.

1. Direction de la qualité des milieux aquatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.

2. Direction de la qualité de l'air et du climat, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.

3. Direction générale des sciences et de la technologie (DGST), Agriculture et Agroalimentaire Canada.

4. Direction de l'agroenvironnement et du milieu hydrique, Direction générale des politiques de l'eau.

5. Direction adjointe des eaux usées municipales, Direction des eaux usées, Direction générale des politiques de l'eau.

6. Direction des eaux usées, Direction générale des politiques de l'eau.

7. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

Mots clés : Qualité de l'eau, cours d'eau, rivière, physicochimie, bactériologie, concentration, charge, tendance, modèles prédictifs, rivière Etchemin, Atlas de l'eau.

TABLE DES MATIÈRES

1. Mise en contexte	1
2. Présentation du progiciel EGRET	3
2.1. Types d'analyses	3
2.1.1. Évolution temporelle de la qualité de l'eau	3
2.1.2. Évolution temporelle des débits : analyse de la stationnarité	7
2.2. Conditions d'utilisation et limites du modèle WRTDS	7
2.3. Interprétation des résultats produits par EGRET	8
2.3.1. Les relations concentration-débit	9
2.3.2. Variations saisonnières et journalières des relations concentration-débit	14
2.3.3. Variation des concentrations et des charges	14
3. Exemple de résultat d'analyse : la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis)	16
3.1. Bassin versant de la rivière Etchemin	16
3.2. Données disponibles	17
3.2.1. Qualité de l'eau	17
3.2.2. Débit	18
3.3. Évolution temporelle du phosphore total et des nitrates	18
3.3.1. Concentrations mesurées et charges calculées	18
3.3.3. Tendances des concentrations et charges	22
3.4. Interprétation des résultats	24
3.4.1. Phosphore total	24
3.4.2. Nitrates	27
Conclusion	30
Références bibliographiques	32
Annexes	36

TABLEAU

Tableau 1	Évolution des concentrations moyennes et des charges totales annuelles du phosphore total et des nitrates de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017	24
-----------	---	----

LISTE DES FIGURES

Figure 1	A. Modèles de variation de la relation concentration (C) – débit (Q) en rivière; B et C : Les mêmes modèles illustrés comme des variations synchrones (B) et asynchrones (C) des concentrations et des débits durant un évènement de pluie unique. Les points X et Z représentent respectivement la concentration maximale et le pic de débit (figure tirée de Meybeck et collab., 1996)	10
Figure 2	Évolution des concentrations estivales de phosphore total de la rivière Bécancour à Irlande mesurées au cours de la période 1979-2017	11
Figure 3	Évolution des concentrations estivales de coliformes fécaux de la rivière Nicolet Sud-Ouest à La Visitation-de-Yamaska mesurées au cours de la période 1988-2017	12
Figure 4	Évolution des concentrations estivales en nitrates de la rivière Nicolet à Sainte-Monique mesurées au cours de la période 1979-2017	12
Figure 5	Évolution des concentrations estivales d'azote total de la rivière Magog à Magog, à l'exutoire du lac Memphrémagog mesurées au cours de la période estivale 1996-2017	13
Figure 6	Évolution des concentrations hivernales et printanières d'azote ammoniacal de la rivière aux Brochets à Pike River mesurées au cours de la période 1981-2017	13
Figure 7	Mesures de phosphore total dans la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017	19
Figure 8	Mesures de nitrates dans la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017	20
Figure 9	Évolution des concentrations moyennes (a) et des charges totales annuelles (b) de phosphore total de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017	23
Figure 10	Évolution des concentrations moyennes (a) et des charges totales annuelles (b) de nitrates de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017	23
Figure 11	Évolution des relations concentration-débit mensuelles de phosphore total, à intervalles de dix ans, de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017	25
Figure 12	Évolution des relations concentration-débit mensuelles de nitrates, à intervalles de dix ans, de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis, station 02330001) au cours de la période 1979-2017	28

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Stations du Réseau-rivières analysées _____	37
Annexe 2	Analyse des débits : stationnarité et comparaison des débits échantillonnés et de tous les débits journaliers _____	38
Annexe 3	Concentrations moyennes et charges annuelles de phosphore total de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période de 1979 à 2017 _____	40
Annexe 4	Concentrations moyennes et charges annuelles de nitrates de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017 _____	41
Annexe 5	Variations des concentrations de phosphore total normalisées en fonction des débits de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017 _____	42
Annexe 6	Variations des charges de phosphore total normalisées en fonction des débits de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017 _____	43
Annexe 7	Variations des concentrations de nitrates normalisées en fonction des débits de la rivière Etchemin Saint-Romuald (à Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017 _____	44
Annexe 8	Variations des charges de nitrates normalisées en fonction des débits de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017 _____	45
Annexe 9	Chronologie de la mise en place des mesures d'assainissement à l'échelle du Québec _____	46

1. MISE EN CONTEXTE

Depuis près de 40 ans, le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) assure un suivi de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec méridional. Géré par la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement (DGSEE), le Réseau-rivières compte 261 stations en 2020, dont 75 sont échantillonnées sur 12 mois et 186 sur 8 mois (la période où l'eau est libre de glace). Les résultats d'analyse des paramètres physicochimiques et bactériologiques courants sont archivés dans la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA), qui collige les données que le MELCC collecte sur les milieux aquatiques du Québec depuis 1979 (BQMA, 2020). L'emplacement des stations et les données récentes sont disponibles dans l'[Atlas de l'eau du MELCC](#).

L'objectif principal du Réseau-rivières est de mesurer la composition physicochimique et bactériologique de l'eau des rivières et d'en suivre l'évolution. L'analyse des données issues du réseau vise à déterminer la qualité récente de l'eau, notamment à l'aide de critères de qualité et de valeurs repères définis pour les principaux usages de l'eau de surface et la protection de la vie aquatique (MELCC, 2020a ; Patoine et d'Auteuil-Potvin, 2013). Elle vise également à détecter et expliquer les tendances et patrons de variation observés dans la qualité de l'eau, lesquels pourraient être liés notamment à l'efficacité des mesures et des programmes d'assainissement mis en œuvre au cours des 40 dernières années pour atténuer les pressions anthropiques exercées sur les milieux aquatiques. Ces programmes avaient pour objectif d'améliorer la qualité de l'eau afin de protéger la vie aquatique et de récupérer ou de maintenir les usages, tels que l'approvisionnement en eau potable et les activités récréatives de contact direct (baignade) et indirect (nautisme léger, pêche, etc.).

L'homogénéité des données physicochimiques et bactériologiques colligées depuis 1979 permet l'étude de l'évolution à long terme de la qualité de l'eau. L'azote ammoniacal, les nitrates-nitrites (ci-après appelés nitrates), l'azote total, le phosphore total, les matières en suspension, les coliformes fécaux et la chlorophylle *a* totale sont parmi les paramètres clés qui peuvent être liés aux pressions exercées par les activités humaines dans les bassins versants. Outre les concentrations, les

données de débits ajustés à l'emplacement des stations du Réseau-rivières, par la Direction de l'expertise hydrique et atmosphérique (DEHA) du MELCC, permettent de calculer les charges de ces paramètres à plusieurs stations. La tendance de la charge d'un élément fournit une information supplémentaire à celle qui est fournie par la concentration. En effet, la tendance observée dans les concentrations renseigne sur l'évolution de la qualité ambiante d'un cours d'eau, tandis que la tendance observée dans les charges renseigne sur l'évolution de la quantité d'un élément exportée vers le milieu récepteur.

L'illustration des séries chronologiques de données brutes de concentrations et de charges d'un paramètre constitue l'étape initiale habituelle de l'analyse des données sur la qualité de l'eau d'un cours d'eau. Cependant, le seul portrait de l'évolution des données brutes ne permet pas une évaluation complète de l'efficacité des politiques et des mesures correctives déployées pour réduire les apports d'un paramètre (p. ex. : le phosphore), parce que l'interprétation des données physicochimiques et bactériologiques des milieux lotiques est souvent difficile en raison des variations du débit. Ainsi, afin de bien évaluer le progrès lié aux mesures de contrôle mises en place dans un bassin versant, il faut être en mesure de distinguer les changements liés aux interventions d'assainissement de ceux qui sont liés aux variations du débit causées par les conditions météorologiques. Les données de concentrations et de charges ajustées mathématiquement pour éliminer l'effet du débit sont donc produites pour faciliter la détection et l'interprétation de tendances dans la qualité de l'eau des cours d'eau (Medalie et collab., 2012).

Plusieurs méthodes statistiques ont été mises au point pour ajuster les données de concentration en fonction du débit, dans le but de détecter les tendances (Meals et collab., 2011; Hirsch et collab., 2010). Pour les tendances à long terme, certaines méthodes traditionnelles fournissent des informations sur la présence ou l'absence, l'ampleur et la direction de la tendance. Toutefois, elles ont le désavantage d'imposer des contraintes méthodologiques sur l'analyse, telles que la formulation d'une seule relation concentration-débit sur toute la période de l'enregistrement et l'ajustement d'un seul modèle de tendance temporelle linéaire ou quadratique sur l'ensemble

du jeu de données. Ces contraintes peuvent rendre difficile la capacité du modèle statistique à capturer les variations survenues au cours d'une longue période (Hirsch et collab., 2010). De plus, ces méthodes ne permettent pas le calcul et la détection de tendance dans les charges.

Les méthodes classiques utilisées par le MELCC pour détecter les tendances dans la qualité de l'eau ciblent seulement les concentrations et visent habituellement des périodes d'environ 10 ans (p. ex. : Patoine et d'Auteuil-Potvin, 2013; MDDEP, 2012; Painchaud, 1997). Ces méthodes sont toujours utilisées en l'absence de données de débits pour détecter les tendances à court et long terme, notamment dans le fleuve Saint-Laurent, et pour certains cours d'eau qui présentent de courtes séries de données.

Ce guide présente une méthode d'analyse des tendances, conçue pour surmonter les limitations mentionnées précédemment, en utilisant des séries de données couvrant une longue période. Il s'agit du progiciel Exploration and Graphics for RivEr Trends (EGRET; version 2.0), mis au point par le United States Geological Survey (USGS; Hirsch et De Cicco, 2015; Hirsch et collab., 2010) et exécuté à l'aide du logiciel R (R Development Core Team, 2018). EGRET permet l'analyse des tendances à long terme de la qualité de l'eau, ainsi que la production de statistiques des débits. Pour l'analyse de la qualité de l'eau, EGRET utilise des régressions pondérées sur le temps, le débit et la saison (Weighted Regressions on Time, Discharge and Season - WRTDS) pour évaluer les tendances à long terme de la concentration et de la charge. Cette méthode estime une concentration et une charge journalière d'un paramètre d'intérêt, puis évalue une tendance sur une période donnée, en enlevant l'effet des variations hydrologiques naturelles, annuelles et saisonnières, qui influent sur la qualité de l'eau (Medalie, 2016; Medalie, 2014; Medalie et collab., 2012; Hirsch et collab., 2010). EGRET crée un large éventail de présentations graphiques des données sur la qualité de l'eau et des résultats WRTDS, ce qui favorise l'analyse et la compréhension des tendances observées (Hirsch et De Cicco, 2015).

EGRET a été utilisée aux États-Unis (Savoie et collab., 2017; Oelsner et collab. 2017; Mullaney, 2016; Medalie, 2016; Medalie, 2014; Medalie et collab., 2012), ainsi qu'au Québec pour l'analyse des données de plusieurs rivières, notamment la rivière Etchemin (Duchemin et Simoneau, 2016), des tributaires du lac Saint-Pierre (Simoneau, 2017) et de la baie Missisquoi (Simoneau, 2019). Une version du progiciel EGRET a été adaptée par les auteurs du présent rapport afin de permettre le traitement automatisé en lot de tous les paramètres d'une station. Elle permet la production standardisée d'un ensemble de figures et de tableaux de données portant sur l'évolution temporelle des débits et de la qualité de l'eau (concentration et charge). Ceux-ci sont téléchargeables à partir de l'*Atlas de l'eau* du MELCC pour plusieurs stations du Réseau-rivières. Elle a également servi à déterminer les tendances de la qualité de l'eau en rivières présentées dans le *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec du MELCC* (MELCC, 2020b)¹.

Le présent document a pour objectif de permettre une meilleure compréhension des résultats d'analyse des séries temporelles à long terme générés à l'aide du progiciel EGRET et disponibles dans l'*Atlas de l'eau*, afin d'en faciliter l'interprétation et l'utilisation. La première section du document présente certaines fonctions du progiciel EGRET, ainsi que des notions théoriques permettant une meilleure compréhension des tendances observées. Ce document ne présente qu'une portion des analyses et fonctions disponibles qui sont décrites dans le guide d'utilisation du progiciel EGRET produit par Hirsch et De Cicco (2015) et dans d'autres publications de ces auteurs. La deuxième section présente un exemple d'application pour une rivière du Québec, soit la rivière Etchemin. Cet exemple illustre l'évolution de la qualité de l'eau et le changement dans le temps des relations mensuelles entre la concentration et le débit, lesquelles permettent d'identifier les causes probables des tendances observées et de déterminer l'importance relative des apports de sources ponctuelles (rejets d'émissaires) ou diffuses (ruissellement agricole).

1. Consulter les fiches « physicochimie et bactériologie des tributaires du fleuve » et « physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole ».

2. PRÉSENTATION DU PROGICIEL EGRET

Le progiciel Exploration and Graphics for RivEr Trends (EGRET) produit plusieurs graphiques illustrant les données sur la qualité de l'eau, ainsi que les résultats de la modélisation effectuée à l'aide du modèle WRTDS. Ces différents outils d'analyse permettent de décrire efficacement le comportement des données hydrologiques et de la qualité de l'eau (Hirsch et De Cicco, 2015). La présente section décrit les types d'analyses disponibles et leurs conditions d'utilisation, puis propose certaines balises pour l'interprétation des résultats. Les analyses et les représentations graphiques les plus pertinentes générées par EGRET sont présentées dans l'*Atlas de l'eau*.

2.1. Types d'analyses

Trois types d'analyses sont disponibles dans EGRET :

- Évolution temporelle de la qualité de l'eau :
 - statistiques et représentation graphique des données de la qualité de l'eau (concentrations et charges mesurées);
 - estimation des tendances dans l'évolution des concentrations moyennes et des charges annuelles;
- Évolution temporelle des débits : analyse de la stationnarité des débits.

L'utilisation du progiciel EGRET nécessite des séries ininterrompues de données de débits journaliers et la stationnarité de ces débits. Pour cette raison, les fonctions permettant l'analyse des données historiques des débits sont exécutées au début du programme, avant de produire les tendances temporelles de la qualité de l'eau. Toutefois, pour une meilleure compréhension, la théorie sur l'évolution temporelle de la qualité de l'eau est présentée en premier dans le document.

2.1.1. Évolution temporelle de la qualité de l'eau

2.1.1.1. Statistiques et représentations graphiques des données de la qualité de l'eau

EGRET permet de produire des informations sommaires (p. ex. : statistiques descriptives) sur l'ensemble des données historiques disponibles pour une période donnée, pour les concentrations mesurées et les charges calculées. Celles-ci peuvent être représentées graphiquement en fonction de l'année, de la saison, du mois ou du débit (ou de la plage de débits). Ces graphiques permettent une analyse visuelle rapide de l'évolution des concentrations et des charges en fonction du temps et du débit. Selon la disponibilité des données, les représentations graphiques peuvent également être générées sur plusieurs périodes (p. ex. : 1979 à 2000 et 2000 à 2017), pour plusieurs périodes à l'intérieur d'une même année (mai à octobre et novembre à avril) ou par mois.

EGRET assume que les unités des concentrations sont en milligrammes par litre (mg/l) et calcule les charges journalières en kilogrammes par jour (kg/jour). Les charges sont calculées en considérant l'expression suivante :

$$\text{Charge (kg/jour)} = c \cdot Q \cdot f$$

où

c = concentration journalière en mg/l (ou UFC/100 ml ou $\mu\text{g/l}$) [c.-à-d. selon le paramètre de qualité de l'eau]
 Q = débit moyen journalier en m^3/s
 f = facteur de conversion journalière de 86,4 [c.-à-d. $(1000 \text{ l} / \text{m}^3) \times (1 \text{ kg} / 10^6 \text{ mg}) \times (86400 \text{ s} / \text{jour})$]

Les charges en kg/jour peuvent ensuite être converties en différentes unités (p. ex. : tonne/jour; tonne/an; milliers de tonnes/an ou 10^3 tonnes/an, etc.).

Note : EGRET est un progiciel développé par le USGS. Ainsi, l'unité de mesure des charges en tonne (par jour ou par année) correspond à une tonne courte (américaine) qui diffère de la tonne métrique :

1 tonne métrique = 1 tonne courte/1,1023

Pour représenter les charges en 1 tonne métrique (par jour ou par année), il faut utiliser 1000 ou 10³ kg (par jour ou par année). La tonne métrique est utilisée dans les résultats produits par le MELCC.

2.1.1.2. Estimation des tendances dans la qualité de l'eau

Méthode de régressions pondérées

L'estimation des tendances pour les concentrations et les charges est effectuée par EGRET à partir du modèle de régressions pondérées Weighted Regressions on Time, Discharge and Season (WRTDS). Elle permet de décrire la tendance sans présumer qu'elle suit une forme fonctionnelle spécifique². Pour une station donnée et chaque paramètre de qualité de l'eau d'intérêt, le modèle WRTDS estime une concentration journalière en considérant la date d'échantillonnage (temps), le débit du cours d'eau et la saison de l'année, à partir des données historiques de la même station (fenêtres

de calcul prédéterminées, voir la note ci-dessous). Cette estimation journalière (365 valeurs par année) permet ensuite d'évaluer les tendances à long terme pour les concentrations moyennes et les charges annuelles, pour une période prédéterminée (p. ex. : 1979-2017). Cette analyse peut également être réalisée pour connaître les tendances temporelles d'un mois, d'une saison, d'une décennie, etc. Par exemple, il peut être intéressant de connaître la tendance des concentrations moyennes en phosphore durant la période d'étiage estival (juillet à septembre), de 1979 à 2017. La méthode permet donc une flexibilité dans l'analyse et la représentation des tendances à long terme de la qualité de l'eau.

Note : La largeur des 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 unités de logarithme naturel (*two natural log cycles*) pour le débit et de 0,5 année pour la saison constituent les valeurs par défaut proposées par Hirsch et De Cicco (2015).

Le modèle WRTDS produit deux types d'estimations de concentrations et de charges : l'une basée sur les débits observés et l'autre basée sur les valeurs normalisées en fonction des débits (*flow-normalized*; Hirsch et collab., 2010). L'estimation normalisée pour une date donnée est une estimation 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. En d'autres mots, cette méthode de normalisation basée sur les débits permet d'estimer des tendances dans les

concentrations et les charges d'un paramètre d'intérêt en éliminant mathématiquement l'effet des variations hydrologiques naturelles sur la qualité de l'eau. Par conséquent, **les concentrations et les charges normalisées par les débits permettent de mieux détecter des variations imputables aux interventions d'assainissement effectuées à l'échelle des bassins versants, alors que les résultats estimés par WRTDS sans normalisation par les débits se rapprochent davantage des conditions observées en rivière.**

2. Elle ne nécessite pas que la tendance temporelle soit linéaire ou monotone.

Note : La fonction BLANKTIME doit être utilisée pour une absence de données de deux ans ou plus, afin de représenter graphiquement la courbe de tendance. Le modèle WRTDS ne donne pas de résultats de prédiction pour les périodes masquées par cette fonction. La fonction edgeAdjust permet, pour sa part, de pallier l'imprécision occasionnée par la réduction de la taille des fenêtres de calcul au début et à la fin des séries de données (moins de données utilisées pour la prédiction).

Hirsch et ses collaborateurs (2010) mentionnent que les données modélisées par le modèle WRTDS (normalisées ou non) ne devraient pas être utilisées pour estimer la fréquence de dépassement de seuils, soit de critères ou de valeurs repères de qualité de l'eau. Pour effectuer ce constat, il serait préférable d'utiliser les valeurs réelles mesurées (les jours échantillonnés) dans le cours d'eau. Les valeurs modélisées permettraient tout de même d'émettre des constats généraux, par exemple d'évaluer si les concentrations moyennes annuelles modélisées dépassent largement les critères et valeurs repères du MELCC.

Calcul de la variation entre le début et la fin d'une période

La normalisation permet ensuite le calcul de la variation (changement) des concentrations et des

charges pour des intervalles de temps d'intérêt (p. ex. : 5, 10, 15 ans, etc.). Choisir des intervalles de temps similaires entre plusieurs stations possède l'avantage de les rendre comparables entre elles, pour un même intervalle. Les variations de chaque période sont exprimées (1) en utilisant les unités de mesure (p. ex. : en mg/l ou tonne/an), (2) le taux annuel de variation (p. ex. : mg/l/an ou tonne/an), (3) le pourcentage de variation, et (4) le taux annuel de variation en pourcentage. Ces taux de variation étant calculés à partir des valeurs annuelles normalisées en fonction des débits, il est possible pour l'utilisateur de calculer des taux de variation pour tout autre intervalle d'intérêt. Ce calcul peut être particulièrement approprié lorsque la courbe de tendance montre un changement important de direction (point d'inflexion).

Note : Taux de variation

Le taux de variation permet de quantifier l'évolution de la valeur d'une variable sur une période donnée. Pour l'obtenir, il faut calculer la variation absolue, c'est-à-dire calculer l'écart entre la valeur de la fin et la valeur du début de la période, que l'on divise par la valeur du début, le tout multiplié par 100.

$$\text{Taux de variation (\%)} = \left[\frac{\text{valeur de la fin} - \text{valeur du début}}{\text{valeur du début}} \right] \times 100$$

Vraisemblance et probabilité de la tendance

La procédure complémentaire Exploration and Graphics for RivEr Trends with Confidence Intervals (EGRETci) est utilisée pour évaluer l'incertitude entourant les tendances détectées par le modèle WRTDS, en termes de degré de vraisemblance, qu'il y ait tendance à la hausse ou

à la baisse (Hirsch et collab., 2015). Le niveau de vraisemblance du sens de la tendance doit être déterminé afin d'interpréter adéquatement les taux de variation. En effet, une variation à la hausse ou à la baisse des concentrations ou des charges ne signifie pas nécessairement qu'il s'agit d'une tendance significative. EGRETci

utilise le *bootstrap*³, une méthode d'inférence statistique basée sur un rééchantillonnage aléatoire avec remise du jeu de données de départ (test WRTDS Bootstrap). La procédure EGRETci permet de superposer un intervalle de confiance à 90 % à la courbe de tendance des concentrations et des charges normalisées en fonction des débits⁴. Ainsi, la vraisemblance (*likelihood*) d'une hausse ou d'une baisse des concentrations et des charges est désignée « hautement vraisemblable » (≥ 95 %), « très vraisemblable » (≥ 90 % à < 95 %) ou « vraisemblable » (≥ 67 % à < 90 %) (Choquette et collab., 2019; Hirsch et collab., 2015). Une valeur statistique approximative de probabilité⁵ (valeur de *p*) associée au test classique d'hypothèse bilatéral, calculée par le *bootstrap*, est également produite. Dans le contexte d'analyse de tendance qui s'applique à la qualité de l'eau, où l'on vérifie à la fois la présence d'une hausse ou d'une baisse (test bilatéral), nous considérons une tendance significative uniquement si la vraisemblance du sens de la tendance égale ou excède 90 % (très vraisemblable ou hautement vraisemblable). Ce seuil a aussi été retenu par Vaughan (2019) dans un rapport pour le bassin versant du lac Champlain.

Validation du modèle

Des analyses permettent de juger la justesse des valeurs de concentration et de charge prédites par le modèle WRTDS. La fonction fluxBiasMulti produit une série de graphiques qui permettent la validation du modèle en examinant le comportement des résidus du modèle (écart entre les valeurs prédites et observées) en fonction du temps, du débit et des mois de l'année. La statistique fluxBiasStat, produite par cette fonction, permet d'évaluer le degré de biais statistique de la charge par le calcul suivant :

$$B = \frac{(\sum_{i=1}^n Pi - \sum_{i=1}^n Oi)}{\sum_{i=1}^n Pi}$$

Où :

n = nombre de jours échantillonnés

B = biais statistique

P = valeurs prédites

O = valeurs observées

Cette formule a également été utilisée par les auteurs du présent rapport pour calculer le biais statistique de la concentration. Une valeur près de zéro suggère que le modèle est pratiquement non biaisé. Une valeur positive traduit une surestimation des valeurs (biais positif) et une valeur négative indique une sous-estimation des valeurs (biais négatif) par le modèle. Les valeurs de biais qui se situent entre -0,1 et +0,1 indiquent que le biais dans l'estimation de la charge est inférieur à 10 %. Ce biais statistique n'est pas utilisé pour corriger l'estimation, mais plutôt pour cerner les cas qui présentent vraisemblablement un biais significatif (> 10 %).

La fonction boxQTwice (incluse dans la fonction fluxBiasMulti) permet la comparaison graphique de la plage des débits mesurés lors des prélèvements d'eau et de la plage des débits complets de la rivière au cours de la période d'étude. Ce diagramme permet de vérifier dans quelle mesure la plage de débits échantillonnés couvre adéquatement la plage des débits réels du cours d'eau, notamment la plage des débits élevés. Une stratégie d'échantillonnage uniforme (p. ex. : tous les 30 jours) ou un échantillonnage aléatoire devrait produire des distributions de débits similaires pour la médiane et les quartiles inférieurs et supérieurs. Toutefois, une stratégie d'échantillonnage préférentiellement axée sur les débits élevés, mais couvrant adéquatement la gamme des débits, produit généralement une meilleure estimation des charges. Une faible représentativité d'échantillons d'eau prélevés lors de débits élevés peut toutefois entraîner une sous-estimation des charges. Il importe toutefois de souligner que les valeurs estimées pour les débits extrêmes auront une influence très limitée sur les concentrations moyennes ou les charges annuelles, car elles ont une faible récurrence (Hirsch et De Cicco, 2015).

Autre fonctionnalité : graphique de relations concentration-débit

Beck et De Cicco (2016) ont conçu une méthode permettant d'illustrer l'évolution de la relation concentration-débit des paramètres, sur une base mensuelle, à intervalles prédéterminés (p. ex. : 3, 5 ou 10 ans). L'identification des mois, des saisons et de la plage des débits les plus

3. Les paramètres des modèles permettant d'évaluer l'incertitude ont été déterminés à l'aide des informations fournies par Hirsch et ses collaborateurs, 2015.

4. 5^e et 95^e centiles des valeurs annuelles obtenues.

5. Probabilité de rejeter l'hypothèse nulle *H*₀ : Tendance = 0, alors qu'elle est vraie.

touchés par les variations de concentrations permet, entre autres, de mettre en évidence l'origine ponctuelle ou diffuse de la contamination. Les bases d'interprétation de ces figures sont détaillées dans la section 2.3.

Pour plus d'information sur EGRET et le modèle WRTDS, ainsi que les autres analyses et fonctions disponibles, veuillez consulter le guide d'utilisation du logiciel EGRET produit par Hirsch et De Cicco (2015), de même que les publications de ces auteurs mentionnées dans les références bibliographiques.

2.1.2. Évolution temporelle des débits : analyse de la stationnarité

Le modèle WRTDS utilise la normalisation des débits pour éliminer la variabilité interannuelle, afin d'estimer la tendance dans l'évolution des concentrations et des charges. Cependant, cette approche de normalisation en fonction des débits n'est appropriée que si les données de débit sont stationnaires, ce qui signifie que la distribution de probabilité du débit, pour un jour particulier de l'année, n'a pas changé au cours de la période à l'étude (Hirsch et collab., 2010). En d'autres mots, la stationnarité des débits signifie qu'une valeur de débit mesurée, pour un jour particulier, a le potentiel de se répéter dans le temps. La normalisation en fonction des débits ne serait pas appropriée s'il y avait eu des changements substantiels dans les processus qui régissent le débit des cours d'eau dans le bassin versant, au cours de la période de mesure de la qualité de l'eau. Ces changements pourraient inclure la construction d'un barrage en amont de la station de mesure, la dérivation de l'eau d'un tributaire, une baisse importante du niveau des nappes souterraines entraînant une réduction du débit de base, un changement substantiel du prélèvement d'eau ou un changement important du climat ayant un effet marqué sur les débits. Selon Hirsch et De Cicco (2015), les modifications aux débits des rivières reliés aux changements climatiques ne sont pas assez importantes actuellement pour invalider la méthode de normalisation par les débits, mais pourraient le devenir dans le futur. Déterminer si cette méthode est appropriée devrait

d'abord être basé sur le jugement (Hirsch et collab., 2010).

Pour aider à en juger, EGRET permet l'illustration graphique de l'évolution de plusieurs statistiques calculées sur les débits. Certains graphiques permettent de visualiser, à l'aide d'une courbe de lissage (LOWESS), la présence ou l'absence d'une tendance temporelle à la hausse ou à la baisse de huit statistiques sur les débits, dont le débit maximal annuel des débits moyens journaliers, la moyenne annuelle des débits moyens journaliers, la médiane annuelle des débits moyens journaliers et le débit minimal annuel des débits moyens calculés sur 7 jours. La présence ou l'absence de tendance significative peut également être détectée par des tests de tendance, tels que ceux de Mann-Kendall⁶, Pettit⁷ et Wald-Wolfowitz⁸ (Pohlert, 2020).

Une tendance dans certains aspects des débits (p. ex. : tendances pour certains mois ou tendances pour les faibles débits) ne constitue toutefois pas une base suffisante pour rejeter le recours à la normalisation en fonction des débits (Hirsch et collab., 2010). La considération de la non-stationnarité du débit doit reposer sur une base solide qui permet de croire que la distribution du débit, pour toute période de l'année, a considérablement changé entre le début et la fin de la période à l'étude (Hirsch et collab., 2010). La question appropriée à se poser est de savoir si les changements de débit qui ont eu lieu pendant la période étudiée sont susceptibles d'avoir une influence sur le bilan de la qualité de l'eau du bassin versant. Seul un changement permanent d'origine anthropique, qui affecterait la distribution future des débits habituels pour une date donnée, pourrait s'avérer une raison suffisante pour ne pas avoir recours à cette procédure (Hirsch et collab., 2010).

2.2. Conditions d'utilisation et limites du modèle WRTDS

Les conditions d'utilisation et les limites du modèle WRTDS présentées ci-dessous sont principalement issues de Hirsch et ses collaborateurs (2010).

6. Détection de tendance monotone dans les débits.

7. Détection de point de changement par saut dans les débits.

8. Dépendance et non-stationnarité des débits.

- L'estimation des tendances temporelles des paramètres de qualité de l'eau avec le modèle WRTDS nécessite des données de qualité de l'eau qui couvrent une période d'au moins 10 ans, et qui contiennent au moins 200 observations (pour un paramètre donné). Des données journalières de qualité de l'eau ne sont pas nécessaires, une valeur mensuelle peut suffire si la période couverte est suffisamment longue. Le modèle WRTDS peut tout de même, dans certains cas, produire une estimation fiable des concentrations moyennes et des charges moyennes à l'aide d'aussi peu que 60 observations réparties sur une période aussi courte qu'une décennie, à condition de modifier certaines options du modèle (Hirsch et De Cicco, 2015). Cependant, règle générale, pour une période de 10 ans, un ensemble de 60 observations est une taille d'échantillon pour laquelle WRTDS ne serait pas un choix approprié comme méthode de test de tendance (Hirsch et collab., 2015), notamment en raison de l'imprécision de la vraisemblance ou du « p » estimé par le *bootstrap* dans EGRET. De plus, un petit nombre d'observations limite la possibilité de détailler les relations entre la concentration et les débits pour différentes périodes de l'année et par groupes d'années.
- Des séries ininterrompues de données de débits journaliers pour l'ensemble de la période pour laquelle les données de qualité de l'eau d'un paramètre sont disponibles. Les données de débit peuvent débiter quelques mois avant et dépasser de quelques mois la période couverte par les données d'un paramètre donné. Par exemple, si des données de phosphore sont disponibles d'avril 1979 à octobre 2017, les données de débit journalier utilisées peuvent couvrir la période de janvier 1979 à décembre 2017.
- Des échantillons représentatifs de la section entière de la rivière, de telle sorte que la multiplication de la concentration mesurée par le débit cause une estimation non biaisée de la charge.
- Une faible variabilité du débit journalier. La stabilité du débit journalier assure que le débit moyen journalier est représentatif du débit instantané lors du prélèvement d'eau. Cette condition est une exigence commune

à tous les modèles d'estimation qui utilisent les débits moyens journaliers pour établir la relation concentration-débit.

- Une stationnarité des débits au cours de la période d'étude (section 2.1.2).

L'approche de normalisation des données de concentrations et de charges utilisée par le modèle WRTDS constitue une méthode de lissage qui fournit une description d'un changement qui apparaît graduellement. Quand les variations sont en grande partie dictées par des changements provenant des apports de source diffuse ou de la nappe phréatique, ou découlent des changements cumulatifs d'un grand nombre de sources ponctuelles, cette hypothèse de changement progressif sera probablement appropriée. Si, par contre, les conditions étaient dominées par les apports d'une source ponctuelle importante qui a subi une mise à niveau majeure (mise en service d'une station d'épuration d'envergure, par exemple), le modèle WRTDS pourrait alors faire en sorte que des changements très brusques dans la qualité de l'eau apparaissent graduels (Hirsch et collab., 2010).

Si toutes les conditions d'utilisation du modèle WRTDS ne sont pas réunies, il n'est pas recommandé de produire les tendances. En l'absence de données de débits journaliers, il n'est pas possible de modéliser les tendances de la qualité de l'eau par le modèle WRTDS.

2.3. Interprétation des résultats produits par EGRET

Le logiciel EGRET produit principalement trois types de résultats complémentaires sur l'évolution des concentrations et des charges des paramètres de qualité de l'eau :

- une représentation graphique des données brutes ;
- une modélisation des tendances (concentrations et charges), incluant le calcul du taux de variation et leur niveau de vraisemblance associés ;
- une représentation de la forme des relations entre les concentrations et les débits tous les mois de l'année.

Les représentations graphiques des données brutes permettent de mettre en évidence des changements marqués dans la qualité de l'eau au cours des années et des mois, en tenant compte des variations induites par le débit. Le calcul du taux de variation et l'estimation du niveau de vraisemblance des tendances modélisées permettent de confirmer, avec un certain niveau de confiance, l'ampleur du changement. Finalement, l'évolution de la forme des relations mensuelles entre la concentration et le débit permet de déduire le poids relatif des apports des sources ponctuelles et diffuses à l'origine de la tendance observée. La différence observée entre le taux de variation des concentrations et celui des charges, au cours de la période, fournit une information supplémentaire pouvant mettre en évidence une prédominance de l'origine des sources d'apport, donc vient appuyer le diagnostic des relations concentrations-débit. Quelques notions théoriques sur l'interprétation des relations concentrations-débit, ainsi que de la différence entre les taux de variation des concentrations et des charges, sont présentées à la section suivante.

Les résultats d'analyse produits par EGRET permettent donc de quantifier l'ampleur des changements et d'orienter l'analyste vers les explications probables des changements observés. Ces hypothèses doivent ensuite être vérifiées. Les tendances et les patrons de variation des différents paramètres de la qualité de l'eau peuvent être expliqués par les actions associées aux mesures générales d'assainissement mises en place à l'échelle du Québec. Les principales mesures sont décrites à l'annexe 9. Les tendances peuvent également être expliquées par des facteurs liés aux pressions anthropiques et aux mesures d'atténuation particulières appliquées à l'échelle du bassin versant, ce qui nécessite une

investigation détaillée de leur évolution sur le territoire drainé au cours de la période. Chaque cours d'eau constitue un cas particulier. L'*Atlas de l'eau* fournit de l'information utile pouvant être consultée. Cet atlas rend disponibles des connaissances d'intérêt public qui concernent les pressions industrielles, municipales et agricoles. Il peut également être intéressant de superposer aux figures illustrant les courbes de tendances les dates et périodes de mise en place des mesures d'assainissement ou d'augmentation des pressions, afin de faciliter la compréhension des variations dans le temps. Finalement, les propriétés des paramètres de qualité de l'eau et de leurs origines doivent également être considérées dans l'interprétation des variations temporelles annuelles des différents paramètres. Une partie de cette information peut être obtenue en consultant Hébert et Légaré (2000). Ce document présente, entre autres, la signification environnementale des principaux paramètres de qualité de l'eau, de même que leurs sources.

2.3.1. Les relations concentration-débit

La section suivante explique comment interpréter les relations entre la concentration et le débit pour décrire l'évolution de la qualité de l'eau et mettre en évidence une prédominance des sources ponctuelles et diffuses à travers le temps. Les différents patrons de variation des concentrations en fonction des débits sont illustrés par les auteurs de la figure 1 (Meybeck et collab., 1996). Afin de faciliter la compréhension de ces concepts, certains patrons sont illustrés par des graphiques issus d'EGRET pour des rivières québécoises.

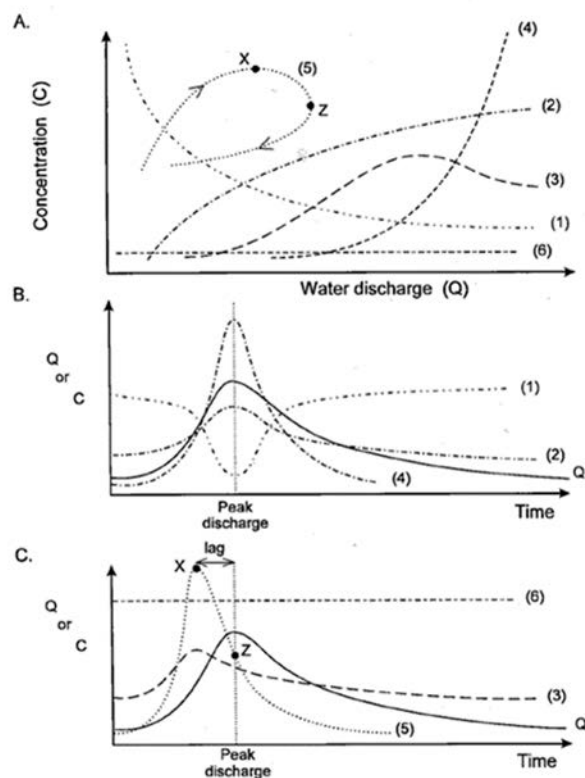


Figure 1 A. Modèles de variation de la relation concentration (C) – débit (Q) en rivière; B et C : Les mêmes modèles illustrés comme des variations synchrones (B) et asynchrones (C) des concentrations et des débits durant un évènement de pluie unique. Les points X et Z représentent respectivement la concentration maximale et le pic de débit (figure tirée de Meybeck et collab., 1996)

De façon générale, une diminution des concentrations lorsque le débit augmente montre une prédominance de sources ponctuelles ou de la nappe phréatique (niveau de base), alors qu'une augmentation des concentrations avec les débits montre une prédominance des apports de sources de pollution diffuse (Dubrovsky et collab., 2010). Deux mécanismes principaux ont des effets différents sur les concentrations dans l'eau, soit la dilution des constituants, ainsi que l'érosion et le transport de ceux-ci.

2.3.1.1. Dilution des constituants

Une diminution des concentrations lorsque le débit augmente suggère une prédominance de sources ponctuelles ou de la nappe phréatique, en raison de la dilution des constituants. La courbe 1 (figure 1, a et b) montre la diminution de la concentration en fonction du débit (relation C-Q

décroissante), ce qui s'explique par la dilution croissante d'une substance introduite à un taux constant (charge constante). Pour les cours d'eau où les apports de sources ponctuelles, tels que les rejets d'eaux usées municipales et les rejets industriels, ou de la nappe phréatique prédominent, une hausse du débit occasionnée par une augmentation des précipitations et du ruissellement de surface conduit souvent à une diminution des concentrations en raison de la dilution. À titre d'exemple, la figure 2 illustre la diminution des concentrations estivales de phosphore total de la rivière Bécancour à Irlande au cours de la période 1979-2017. Cette diminution pourrait être attribuable au traitement des eaux usées. En effet, elle montre à la fois la dilution des eaux usées occasionnée par la hausse du débit de la rivière et la réduction des concentrations liée au traitement des eaux usées au cours des 40 dernières années.

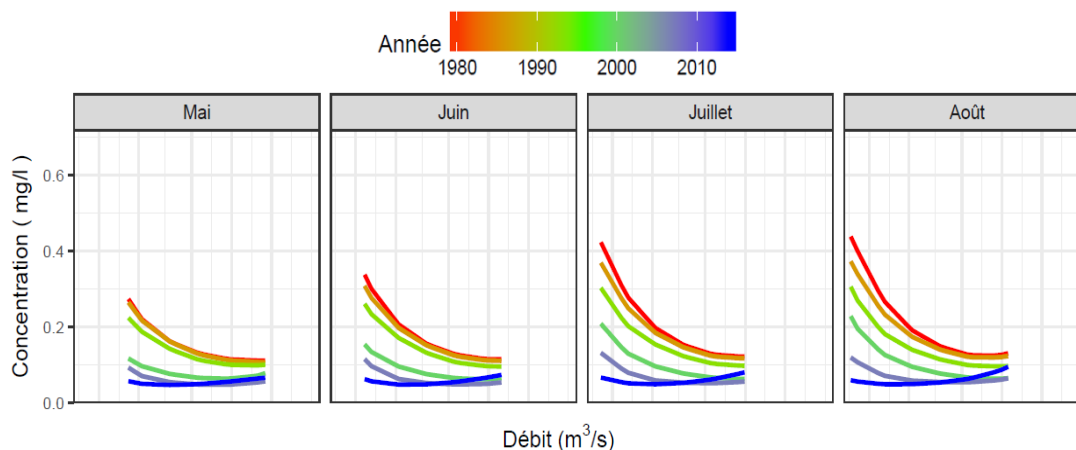


Figure 2 Évolution des concentrations estivales de phosphore total de la rivière Bécancour à l'Irlande mesurées au cours de la période 1979-2017

2.3.1.2. Érosion et transport des constituants

Une augmentation des concentrations avec le débit suggère une prédominance des apports de sources de pollution diffuse, en raison de l'érosion et du transport des constituants.

Différents niveaux de transport se produisent. La courbe 2 (figure 1, a et b) montre une augmentation progressive des concentrations généralement liée au transport des constituants du sol (relation C-Q croissante), comme la matière organique et certaines formes d'éléments nutritifs, lors d'un épisode de ruissellement. La courbe 4 (figure 1, a et b) montre une hausse exponentielle des concentrations résultant d'une augmentation des particules en suspension provenant de l'érosion en nappe (surface du sol), de la remobilisation des sédiments du lit du cours d'eau et de l'érosion des berges. Les substances liées à ces particules incluent la partie non soluble du phosphore, des métaux et des composés organiques comme les pesticides et les herbicides. Pour les cours d'eau où les apports de sources diffuses prédominent, comme dans les bassins versants à vocation agricole,

une hausse du débit occasionnée par une augmentation des précipitations et du ruissellement de surface conduit souvent à une augmentation des concentrations en rivière. À titre d'exemple, la figure 3 illustre la diminution des apports de sources possiblement diffuses de coliformes fécaux, au cours de la période 1988-2017, dans la rivière Nicolet Sud-Ouest à La Visitation-de-Yamaska. Cette diminution suggère la mise en place de mesures visant à réduire le ruissellement de surface et l'érosion des sols.

La courbe 5 (figure 1, a et c) correspond à la boucle d'hystérèse qui apparaît lorsque le facteur temps est introduit comme paramètre additionnel dans la relation entre les concentrations et le débit. Le pic dans la concentration (point X; figure 1, a et c) devance le pic du débit (point Z; figure 1, a et c). Meybeck et ses collaborateurs (1996) expliquent que ces patrons peuvent être observés pour les solides totaux en suspension, le carbone organique dissous et parfois les nitrates.

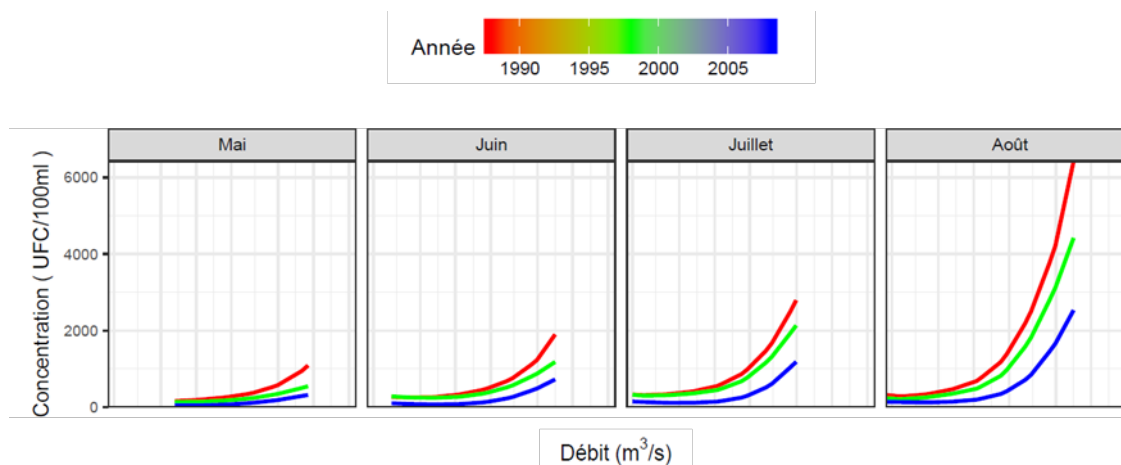


Figure 3 Évolution des concentrations estivales de coliformes fécaux de la rivière Nicolet Sud-Ouest à La Visitation-de-Yamaska mesurées au cours de la période 1988-2017

Une augmentation des concentrations en rivière, suivie d'une diminution, suggère un apport diffus dont la source s'épuise dans les forts débits. La courbe 3 (figure 1, a et c) montre une augmentation de la concentration liée au transport des constituants du sol, mais une baisse de la concentration se produit lorsque les débits sont les plus élevés, ce qui suggère une dilution des eaux de ruissellement de surface, en raison de l'épuisement de la source de pollution.

À titre d'exemple, la figure 4 illustre l'augmentation des concentrations estivales en nitrates de la rivière Nicolet à Sainte-Monique au cours de la période 1979-2017. Depuis 2010 environ, nous pouvons observer une augmentation des concentrations en fonction du débit, puis un plafonnement dans les débits élevés, ce qui suggère un épuisement des stocks de nitrates issus de sources diffuses.

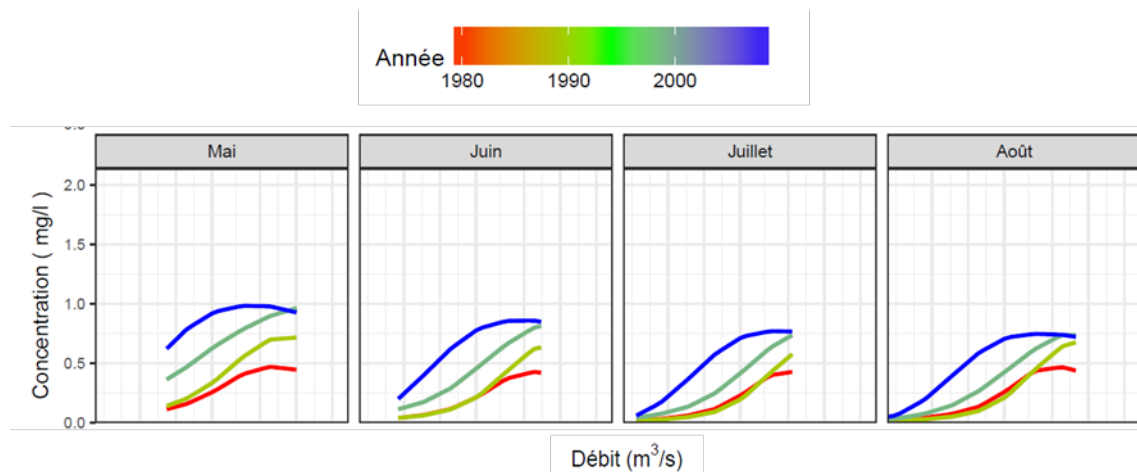


Figure 4 Évolution des concentrations estivales en nitrates de la rivière Nicolet à Sainte-Monique mesurées au cours de la période 1979-2017

2.3.1.3. Autres processus

La courbe 6 (figure 1, a et c) montre un apport d'eau à la rivière avec une concentration constante ou quasi constante, par exemple

l'exutoire d'un lac ou la nappe phréatique (Meybeck et collab., 1996). À titre d'exemple, la figure 5 illustre la stabilité des concentrations estivales d'azote total à la station de la rivière

Magog à Magog, située à l'exutoire du lac Memphrémagog, au cours de la période 1996-2017. Bien qu'elles soient constantes

durant la période estivale, les concentrations en azote total ont graduellement diminué de 1996 à 2017.

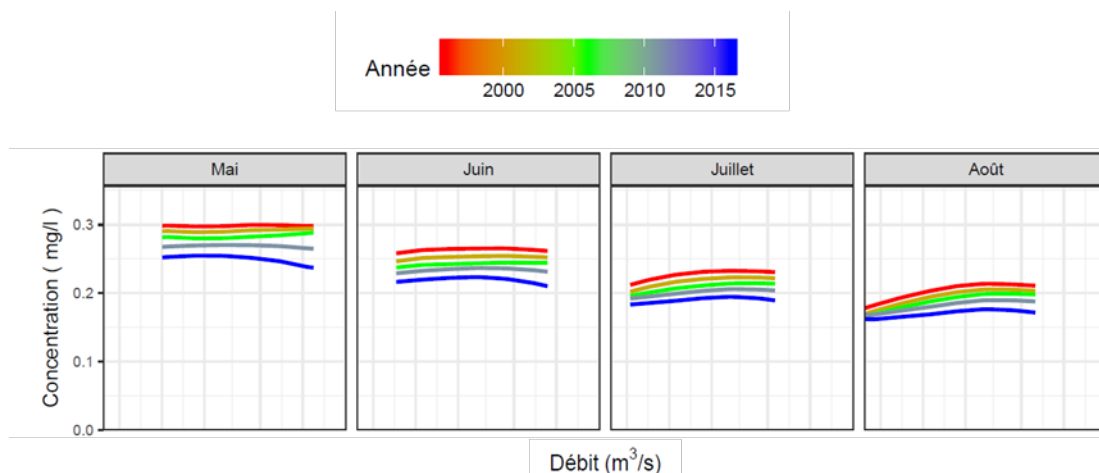


Figure 5 Évolution des concentrations estivales d'azote total de la rivière Magog à Magog, à l'exutoire du lac Memphrémagog mesurées au cours de la période estivale 1996-2017

Enfin, une diminution des concentrations, suivie d'une augmentation avec le débit (courbe en forme de « U »), suggère une influence des sources à la fois ponctuelles et diffuses, soit une dilution lors des débits faibles à moyens (relation C-Q décroissante), puis une augmentation de l'érosion et du transport en fonction de la croissance lors des débits moyens à élevés (relation C-Q croissante). À titre d'exemple, la

figure 6 illustre ce phénomène pour les concentrations d'azote ammoniacal mesurées au mois de mars dans la rivière aux Brochets à Pike River, au cours de la période 1981-2017. Les concentrations mesurées en janvier et février suggèrent davantage un processus de dilution des constituants provenant de sources ponctuelles et, en avril, un processus d'érosion et de transport des constituants provenant de sources diffuses.

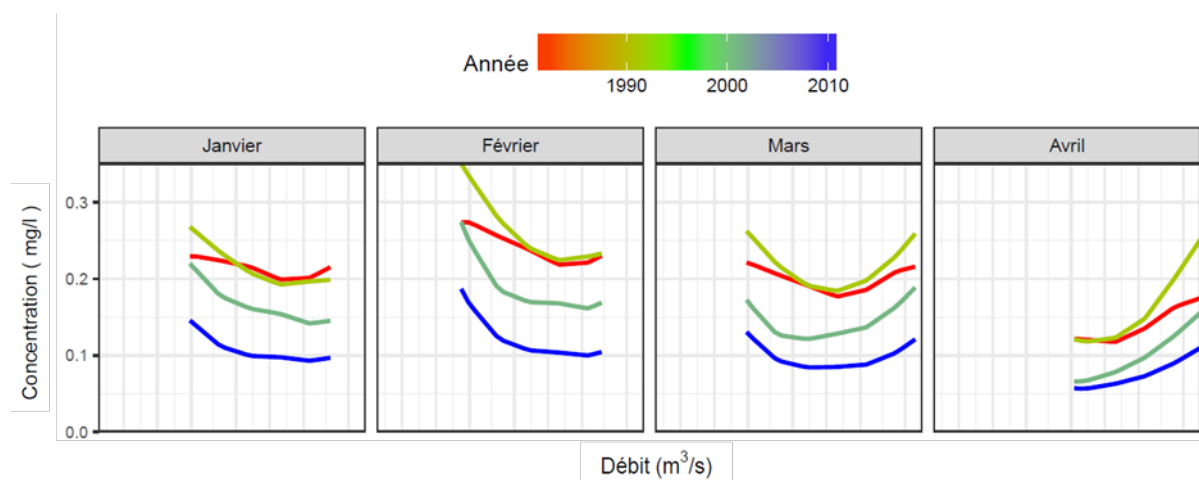


Figure 6 Évolution des concentrations hivernales et printanières d'azote ammoniacal de la rivière aux Brochets à Pike River mesurées au cours de la période 1981-2017

2.3.2. Variations saisonnières et journalières des relations concentration-débit

Certains patrons dans les concentrations observées à l'intérieur d'une année sont attribuables aux saisons qui contrôlent l'occurrence et la distribution des débits les plus faibles et les plus élevés dans les cours d'eau, de même que les processus biogéochimiques. Ainsi, les concentrations de nutriments varient sur une base saisonnière en réponse à des facteurs naturels, comme les fluctuations du débit ou l'assimilation par les organismes aquatiques, et à des facteurs anthropiques qui influencent le type et l'occurrence des sources de nutriments (applications de fertilisants) ou modifient l'écoulement de l'eau (barrages ou prélèvements) (Dubrovsky et collab., 2010). Le ruissellement de surface et l'érosion des sols étant des phénomènes peu importants en hiver (décembre à mars), sauf lors des redoux hivernaux, les concentrations mesurées à cette période de l'année sont attribuables surtout aux apports de sources ponctuelles et de la nappe phréatique. Les concentrations diminuent habituellement avec une augmentation du débit (phénomène de dilution). L'inverse se produit pour les autres saisons, soit une augmentation des concentrations au printemps lors de la fonte des neiges, et par la suite lors de périodes de pluies, en raison de l'érosion et du transport par ruissellement. Pour ces saisons, un apport constant en provenance de sources ponctuelles ou de la nappe phréatique produira une diminution importante de la concentration en fonction du débit.

Selon la durée et l'intensité d'une pluie, les concentrations mesurées pourront aussi varier en fonction du moment du prélèvement d'eau (figure 1c). Selon le paramètre, l'échantillonnage effectué lors de la phase ascendante du débit aura tendance à produire des concentrations plus élevées en raison du phénomène de concentration (*first flush*), tandis que celui qui est effectué lorsque le débit est élevé ou en phase descendante aura tendance à produire des concentrations plus faibles, en raison notamment de l'épuisement du stock de contaminants disponibles pour un transport par ruissellement.

2.3.3. Variation des concentrations et des charges

Le modèle WRTDS offre l'avantage de générer les tendances des concentrations et des charges. Celles-ci sont fortement liées, considérant que la charge est égale à la concentration multipliée par le débit. Ainsi, une tendance à la hausse des concentrations moyennes annuelles, pour une période donnée, induit le plus souvent une tendance à la hausse des charges annuelles (Hirsch et collab., 2010). Toutefois, si l'on considère les relations concentration-débit, un déséquilibre entre les concentrations moyennes annuelles et les charges annuelles peut se produire et être révélateur des types de sources d'altération dominantes. En effet, les concentrations moyennes annuelles reflètent davantage les conditions du milieu aquatique lorsque le débit des cours d'eau est stable (moyen à faible). Elles sont donc davantage liées aux apports provenant de sources ponctuelles ou de la nappe phréatique (niveau de base). Les charges annuelles reflètent davantage les conditions du milieu aquatique lorsque le débit des cours d'eau est élevé. Elles sont donc davantage liées aux apports provenant de sources diffuses (Hirsch et collab., 2010). Par conséquent, selon Hirsch et ses collaborateurs (2010), la tendance dans les concentrations annuelles reflète généralement plus l'évolution dans les contributions des sources ponctuelles ou de la nappe phréatique (écoulement de base), alors qu'une tendance dans les charges annuelles reflète généralement davantage l'évolution dans les contributions en provenance des sources diffuses. Hirsch et De Cicco (2015) indiquent que la comparaison des pourcentages de variation des concentrations moyennes normalisées et des charges annuelles normalisées observées, entre le début et la fin de la période d'étude, apporte ainsi un élément d'information sur la prédominance des sources d'altération.

- Un pourcentage similaire de réduction ou d'augmentation des concentrations et des charges suggère qu'une réduction ou une augmentation des apports de plusieurs sources ponctuelles et diffuses, ou de la nappe phréatique, pourrait être responsable du changement observé.

- Un pourcentage de réduction ou d'augmentation des concentrations plus élevé que celui des charges suggère qu'une réduction ou une augmentation des apports de sources ponctuelles ou de la nappe phréatique pourrait être principalement responsable du changement observé.
- Un pourcentage de réduction ou d'augmentation des charges plus élevé que celui des concentrations suggère qu'une réduction ou une augmentation des apports de sources diffuses pourrait être principalement responsable du changement observé.

Hirsch et ses collaborateurs (2010) et Hirsch et De Cicco (2015) ne mentionnent toutefois pas l'écart entre les pourcentages de variation des concentrations et des charges devant être

considérés comme assez importants pour donner une indication sur la prépondérance de la source du changement observé. De plus, peu d'exemples sont fournis par les auteurs permettant d'appuyer cette thèse. Ainsi, nous suggérons que la base de l'interprétation sur la prépondérance de la source du changement observé soit d'abord basée sur l'interprétation des graphiques des relations concentration-débit, puis appuyée par la comparaison des taux de variation des concentrations et des charges. Il demeure également important de vérifier si l'hypothèse issue de cette comparaison des taux de variation est plausible, par exemple en vérifiant la présence ou la dominance de sources ponctuelles ou diffuses sur le territoire drainé en amont de la station d'échantillonnage au cours de la période étudiée.

3. EXEMPLE DE RÉSULTAT D'ANALYSE : LA RIVIÈRE ETCHEMIN À SAINT-ROMUALD (LÉVIS)

Un exemple d'interprétation des résultats produits par EGRET est présenté dans cette section. Il s'agit des résultats d'analyse des données de phosphore total et de nitrates de la rivière Etchemin, obtenues au cours de la période 1979-2017 à la station 02330001 située près de son embouchure à Saint-Romuald (Lévis). Cet exemple a été retenu parce que l'évolution des pressions anthropiques pour la période 1979-2013 a déjà été documentée dans Duchemin et Simoneau (2016), ce qui facilite l'interprétation des résultats.

Les résultats pour les séries temporelles de sept paramètres physicochimiques peuvent être consultés dans l'*Atlas de l'eau* pour plusieurs autres stations du Réseau-rivières, notamment celles qui sont situées près de l'embouchure des cours d'eau qui alimentent le fleuve Saint-Laurent. Le détail sur les types d'analyses réalisées selon les données disponibles apparaît à l'annexe 1.

3.1. Bassin versant de la rivière Etchemin

La superficie drainée en amont de la station d'échantillonnage de la qualité de l'eau de la rivière Etchemin est de 1469 km². Les milieux forestier et agricole couvrent respectivement 62,4 % et 28,5 % du territoire, tandis que les milieux anthropiques, humides et aquatiques occupent respectivement 3,8 %, 4,1 % et 1,1 % de la superficie du bassin versant.

Dans le cadre des programmes d'assainissement des eaux usées municipales⁹, six stations d'épuration ont été mises en exploitation entre janvier 1980 et décembre 1989, notamment celle de Lévis (Saint-Jean-Chrysostome) en décembre 1988, suivie de neuf autres entre mai 1990 et juin 1997, et d'une dernière en janvier 2012. Ces stations desservent près de 67 % de la population du bassin versant en 2013. La majorité des stations pratiquent une déphosphatation sur

une période de six mois (15 mai au 14 novembre) (MAMROT, 2013, dans Duchemin et Simoneau, 2016).

Selon le Conseil de bassin de la rivière Etchemin (2014, dans Duchemin et Simoneau, 2016), environ 100 industries sont situées sur le bassin versant de la rivière Etchemin, dont 12 qui rejettent des eaux usées susceptibles d'avoir des conséquences sur le milieu aquatique. Plusieurs interventions d'assainissement industriel ont été effectuées entre 1989 et 1998. Les eaux usées de six entreprises raccordées à un réseau d'égout municipal subissent un traitement par une station d'épuration. Deux entreprises importantes du secteur agroalimentaire, soit Supraliment (Olymel-Saint-Henri) et Exceldor coopérative avicole (Saint-Anselme), ont installé des systèmes de traitement indépendants. Enfin, deux autres entreprises agroalimentaires ont mis fin à leurs activités en 1999, soit le Groupe Lactel, à Lac-Etchemin, et l'Abattoir Dubreuil enr., à Sainte-Hénédine. Puisque les systèmes de traitement des eaux usées municipales n'ont pas été conçus pour tous les types d'eaux usées industrielles, il est possible que les rejets de certaines d'entre elles contribuent à la pollution résiduelle des cours d'eau du bassin versant de la rivière Etchemin.

Le bassin versant de la rivière Etchemin a vu sa superficie agricole cultivée diminuer de 4 193 ha entre 1976 et 2011, soit une baisse de 10,8 % en 35 ans. Toutefois, les superficies en cultures fourragères ont diminué au profit des cultures annuelles. Durant la même période, le cheptel total a augmenté de 20 569 unités animales (u.a.), soit une hausse de 35,3 %. La densité animale est ainsi passée de 1,5 u.a./ha à 2,3 u.a./ha, soit une hausse de 53,3 % (Statistique Canada, CBE, 2014, dans Duchemin et Simoneau, 2016). Le Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF)¹⁰, lancé conjointement par le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ)¹¹ et le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) en 1988, a permis de réduire les sources

9. Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), lancé en 1978, et son successeur, le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM), lancé en 1994.

10. Le Programme d'aide à l'investissement en agroenvironnement (PAIA), lancé en 1997, est le successeur du Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF), lancé en 1988.

11. Aujourd'hui : ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC).

ponctuelles agricoles qui étaient liées à l'entreposage déficient ou absent des fumiers et lisiers. En 1997, le *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (RRPOA)¹², qui introduit la mise en place progressive des plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF), a également permis de réduire les apports en nutriments dans les cours d'eau.

3.2. Données disponibles

3.2.1. Qualité de l'eau

Les données physicochimiques et bactériologiques utilisées pour les analyses proviennent de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA, 2020) du MELCC. La station située à l'embouchure de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; 02330001) est échantillonnée une fois par mois, 12 mois par année. La fréquence d'échantillonnage a varié depuis 1979, mais a généralement couvert les 12 mois de l'année. Pour certaines stations du Réseau-rivières, les données disponibles couvrent la période d'avril à novembre (8 mois).

Les paramètres analysés et présentés dans l'*Atlas de l'eau* sont l'azote ammoniacal (NH₃; mg N/l), les nitrates-nitrites (ci-après nommés nitrates, NO_x; mg N/l), l'azote total (NTOT; mg/l), le phosphore total (PTOT; mg/l), les matières en suspension (MES; mg/l), les coliformes fécaux (CF; UFC¹³/100 ml) et la chlorophylle *a* totale (CHLO; mg/l). Cette dernière n'est mesurée que de mai à octobre (6 mois). Tous ces paramètres ont commencé à être échantillonnés à une fréquence et un pas de temps régulier dès 1979 à la station de l'embouchure de la rivière Etchemin, sauf pour les CF et la CHLO pour lesquels ce fut en 1990 et 1995 respectivement.

Pour l'ensemble du Réseau-rivières, l'examen des méthodes analytiques utilisées depuis 1979 pour la mesure des NO_x, du NH₃, des MES et des CF montre qu'elles sont demeurées relativement constantes. Les quelques changements d'appareils de mesure apportés au fil du temps

n'ont pas entraîné de variations significatives qui empêcheraient l'analyse des séries chronologiques de ces données. Il en est autrement pour la mesure du PTOT et du NTOT.

- PTOT : avant avril 2009, le PTOT est obtenu en sommant les résultats obtenus pour les formes dissoutes (PDIS) et en suspension (PSUS), analysées séparément. Les données de PTOT au persulfate, forme utilisée depuis avril 2009, sont corrigées pour les rendre comparables aux données de la méthode précédente au moyen d'une équation de régression.
- NTOT : avant mars 1985, le NTOT correspondait à l'addition des mesures des formes Kjeldahl (N organique + NH₃) et NO_x. La mesure directe de NTOT a débuté en mars 1985.

Les limites de détection (LD) des méthodes ayant varié au cours de la période pour certains paramètres, les valeurs minimales retenues ont été ajustées au niveau de la LD la plus élevée. Les LD considérées sont les suivantes : 0,02 mg/l pour les différentes formes d'azote (NTOT, NO_x et NH₃), 0,011 mg/l pour le PTOT, 3 mg/l pour les MES, 2 UFC/100 ml pour les CF et 0,04 mg/l pour la CHLOA totale. Pour les CF, la limite supérieure a été fixée à 6000 UFC/100 ml afin d'être équivalente pour toute la période à l'étude. Les résultats qui se situaient sous la LD (données censurées) de la méthode analytique ont été rapportés comme étant égaux à LD/2. Cette approche de substitution des valeurs < LD par LD/2 est généralement utilisée pour des contaminants naturellement présents en milieu aquatique, principalement en raison de sa simplicité, ainsi que pour des considérations esthétiques de production des graphiques¹⁴. Pour les stations du Réseau-rivières dont les tendances temporelles n'ont pas été modélisées, en raison d'un manque de données (représentation graphique des données mesurées uniquement), les LD n'ont pas été ajustées.

12. Le Règlement sur les exploitations agricoles (REA), lancé en 2002, est le successeur du Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA), mis en vigueur en 1997.

13. Unité formatrice de colonies.

14. Le progiciel EGRET permet d'utiliser des modèles statistiques pondérés tirés des analyses de durée de vie (*weighted survival regression*) pour les calculs de tendance en présence de données censurées. Cette méthode permet également de tenir compte des changements potentiels en ce qui a trait à la précision des méthodes analytiques. L'utilisation des analyses de durée de vie sera explorée pour les analyses de tendances ultérieures.

Les données en début et en fin de période ont été élaguées afin de réduire l'imprécision aux extrémités des séries de données prédites (en plus de l'utilisation de la fonction *edgeAdjust*). Par exemple, pour les analyses temporelles sur 12 mois, la première et la dernière année doivent être représentées par au moins six données, réparties dans trois saisons sur quatre. Les données des années en début et fin de série ne répondant pas à ces critères ont été retirées.

Les unités des concentrations sont exprimées en mg/l, sauf pour les CF qui sont exprimées en UFC/100 ml et en µg/l pour la CHLOA. Les unités considérées pour les charges ont été uniformisées pour chaque paramètre, à toutes les stations, afin de rendre la modélisation efficace. Cela a également l'avantage de rendre les valeurs des stations d'échantillonnage comparables entre elles, pour un même paramètre. Le PTOT, les différentes formes d'azote (NTOT, NO_x et NH₃) et la CHLO sont représentés en tonne par année (tonne/an), les MES en milliers de tonnes par année (10³ tonnes/an) et les CF en 10⁷ millions d'UFC par jour (10⁷ M_UFC/jour). La tonne métrique (section 2.1.1) est utilisée dans les résultats produits par le MELCC. Ainsi, les valeurs des charges sont exprimées en charges totales annuelles, sauf pour les CF qui sont exprimés en charge moyenne journalière¹⁵. Cette uniformisation a toutefois l'inconvénient de créer de très faibles valeurs pour les milieux dont les charges en MES et en CF sont faibles.

3.2.2. Débit

Les données de débits journaliers utilisées proviennent de la Banque de données hydriques de la Direction de l'expertise hydrique et atmosphérique (DEHA) du MELCC (BDH, 2020). Les débits journaliers ont été ajustés par krigeage (interpolation spatiale) par la DEHA afin qu'ils correspondent à l'emplacement de la station d'embouchure de la rivière Etchemin pour la

période 1979 à 2017. Cette approche d'estimation spatiale a permis de générer une série ininterrompue de débits journaliers pour la plupart des stations de la qualité de l'eau du Réseau-rivières. Elle a été conçue et validée en utilisant des stations hydrométriques présentant une superficie de bassin versant d'au moins 100 km² (Lachance-Cloutier, 2014). Cette estimation des débits est précise lorsqu'une station hydrométrique est située à proximité de la station de qualité de l'eau. L'intérêt de cette approche réside dans le fait qu'elle met à contribution les données de plusieurs stations hydrométriques sélectionnées selon certains critères pour assurer la pertinence (proximité, superficie, etc.). Elle rend ainsi possible la production de séries continues de données hydrométriques journalières requises pour l'utilisation d'EGRET. Le changement dans le temps des stations hydrométriques servant à cette estimation pourrait entraîner une certaine imprécision dans l'estimation des débits. Un examen des caractéristiques des stations hydrométriques utilisées pour l'estimation des débits, et de leur changement dans le temps, pourrait aider à évaluer l'imprécision des débits estimés.

3.3. Évolution temporelle du phosphore total et des nitrates

3.3.1. Concentrations mesurées et charges calculées

Une représentation graphique des concentrations mesurées et des charges calculées à une station, pour chaque paramètre de la qualité de l'eau, est rendue disponible dans l'*Atlas de l'eau*. Quatre graphiques sont produits et sont décrits ci-dessous, pour le phosphore total et les nitrates (figures 7 et 8).

15. Les valeurs journalières peuvent être converties en valeurs totales annuelles en multipliant par 365,25 (jours).

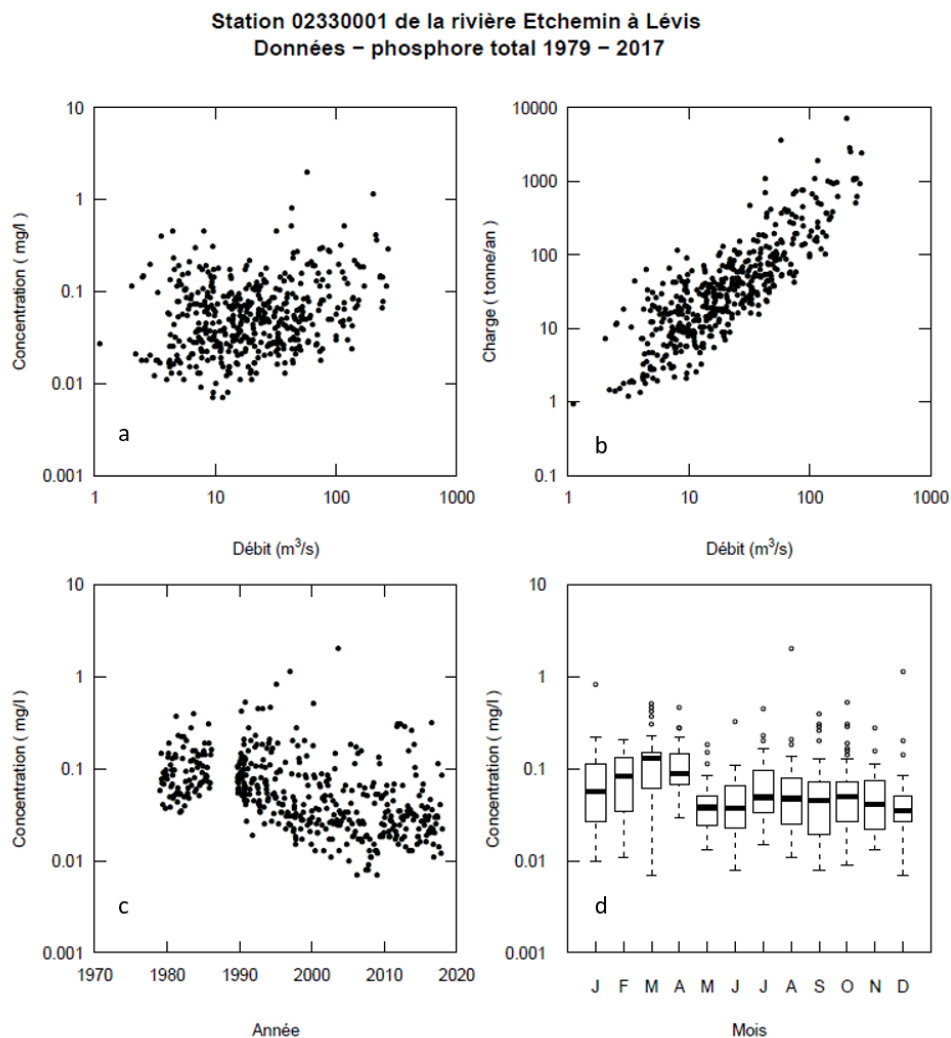


Figure 7 Mesures de phosphore total dans la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017

3.3.1.1. Les concentrations mesurées en fonction du débit pour l'ensemble de la période à l'étude

La figure 7a montre une diminution des concentrations de phosphore total mesurées en fonction du débit pour les faibles débits (jusqu'à environ $10 \text{ m}^3/\text{s}$), suivie d'une augmentation des concentrations avec le débit (environ $10 \text{ m}^3/\text{s}$ et plus). Ce patron en forme de « U » est représentatif de la dilution des apports de sources ponctuelles ou de la nappe phréatique, laquelle est suivie d'une augmentation des apports de sources diffuses générées par l'érosion et le transport des particules.

La figure 8a montre que, durant la période 1979 à 2017, les concentrations les plus élevées de nitrates (entre $0,5$ à 3 mg N/l environ) sont mesurées surtout pour la plage des débits moyens à élevés (environ 15 à $400 \text{ m}^3/\text{s}$), ce qui suggère un apport important de sources diffuses. C'est sous les $15 \text{ m}^3/\text{s}$, soit la plage de variation habituelle des débits d'étiage, que la variabilité des concentrations est plus importante (p. ex. : de $0,01$ à 3 mg N/l environ à $4 \text{ m}^3/\text{s}$). Comme le suggère la distribution des concentrations mensuelles (figure 8d), cette variabilité peut s'expliquer par le fait que la concentration mesurée pour un débit donné sera élevée si elle a été mesurée en hiver, ou faible et plus variable si elle

a été mesurée en été, période où la température élevée de l'eau et l'activité biologique favorisent l'assimilation des nitrates.

Ces patrons observés à partir des données mesurées doivent toutefois être corroborés par la modélisation des relations concentration-débit (figures 11 et 12).

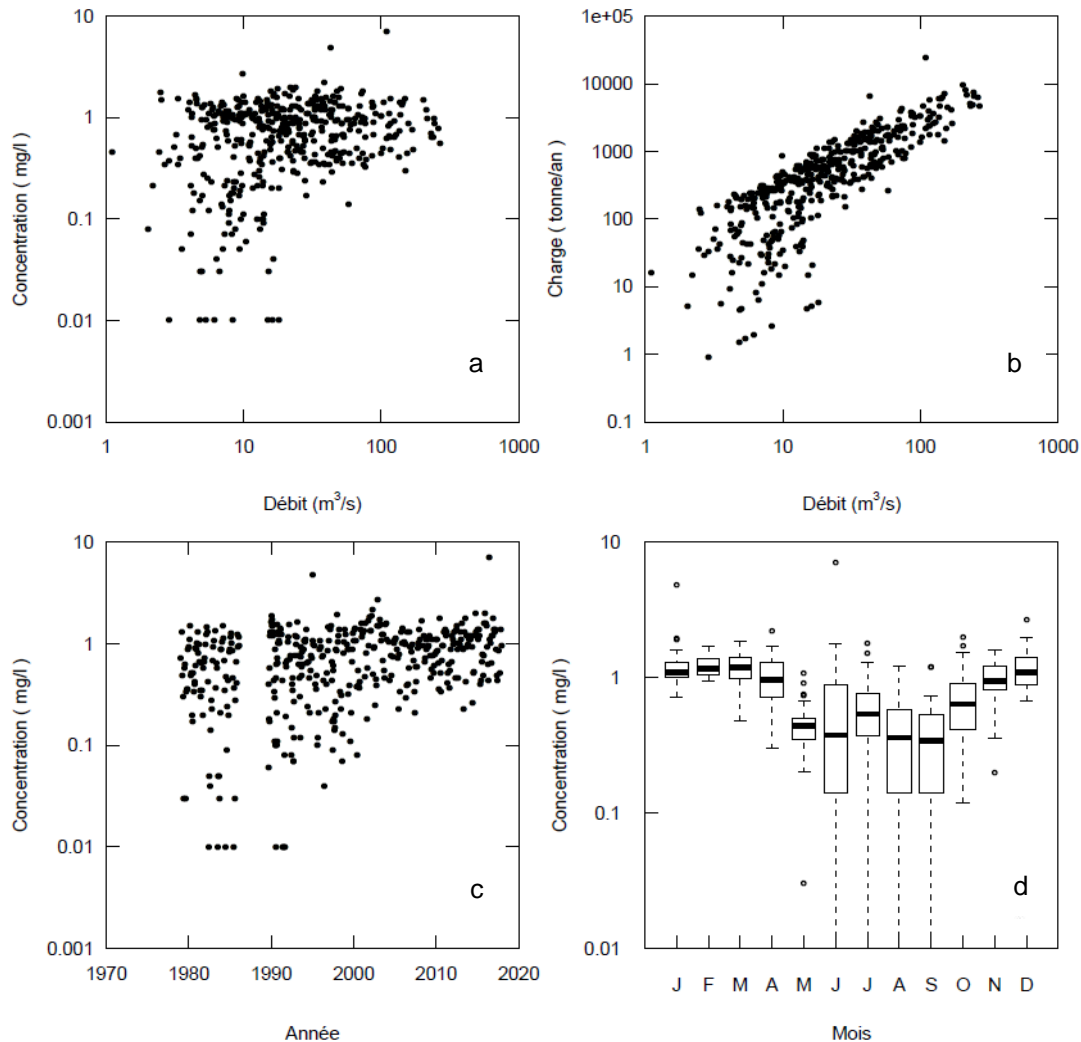


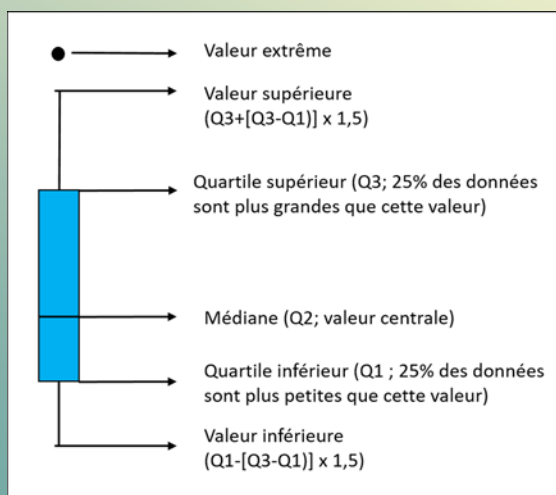
Figure 8 Mesures de nitrates dans la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017

3.3.2.1. Les charges calculées en fonction du débit pour l'ensemble de la période à l'étude

Cette représentation graphique permet d'observer la progression des charges mesurées en fonction du débit. Dans le cas des sources ponctuelles, comme le rejet d'un effluent municipal, la charge est relativement constante,

et ne varie donc pas avec le débit, alors que, dans le cas d'une source diffuse, la charge augmente avec le débit. La figure 7b montre que, durant la période 1979 à 2017, les charges annuelles de phosphore total de la rivière Etchemin augmentent presque proportionnellement en fonction du débit, soit de 1 tonne/an à un débit de 1 m³/s à près de 1000 tonnes/an lorsque le débit atteint environ 400 m³/s.

Légende : La boîte à moustache (*box plot*)



Note : La largeur de la boîte à moustache est proportionnelle au nombre d'échantillons la composant.

La figure 8b montre que les charges de nitrates de la rivière Etchemin augmentent avec le débit. Elles sont très variables (de 1 à 100 tonnes/an environ) pour la plage des débits d'étiage qui se situe sous 30 m³/s environ. Les charges fluctuent ensuite de 100 à 10 000 tonnes/an environ pour la plage des débits moyens à élevés (environ 30 à 400 m³/s). Comme cela a été souligné précédemment, la variabilité des charges en période d'étiage provient de la variabilité des concentrations qui, pour un même débit, seront élevées en hiver et faibles en été.

3.3.2.2. Concentrations mesurées en fonction du temps

Cette représentation graphique permet d'observer la progression des concentrations mesurées au fil des années. La figure 7c montre une diminution des concentrations de phosphore total mesurées suivant la progression des efforts d'assainissement. Davantage stationnaires entre

1979 et 1990, elles semblent diminuer graduellement entre 1990 et 2005, pour finalement demeurer relativement stables par la suite.

La figure 8c montre une progression à la hausse des nitrates entre 1979 et 2000, accompagnée d'une diminution de la variabilité à compter de 1990. Les concentrations de nitrates semblent plus stables à compter de 2000.

Ces patrons observés à partir des données mesurées doivent toutefois être corroborés par la modélisation des concentrations normalisées en fonction des débits (*flow-normalized*, figures 9 et 10).

3.3.2.3. Plage de variation des concentrations mesurées pour l'ensemble de la période à l'étude en fonction des mois de l'année

Cette représentation graphique permet d'observer la distribution des concentrations mesurées chaque mois de l'année. La figure 7d montre que, durant la période 1979 à 2017, les concentrations de phosphore total sont plus élevées de janvier à avril (médianes près de 0,09 mg/l) que de mai à décembre (médianes près de 0,05 mg/l). L'absence de la déphosphatation des eaux usées municipales de novembre à avril est plus ressentie durant la période d'étiage hivernale. De plus, les plus faibles concentrations durant la période estivale soulignent possiblement l'assimilation du phosphore par les plantes aquatiques.

La figure 8d montre que, durant la période 1979 à 2017, les concentrations de nitrates mesurées étaient moins variables et plus élevées en hiver (décembre à mars; médianes près de 1 mg/l). La diminution des concentrations observée de mai à septembre (médianes près de 0,7 mg/l) s'accompagne d'une plus grande variabilité. Elle souligne possiblement l'assimilation des nitrates par les plantes aquatiques.

3.3.3. Tendances des concentrations et charges

3.3.3.1. Conditions d'utilisation du modèle WRTDS et validation du modèle

Les données de phosphore total et de nitrates ont été minimalement mesurées sur une base mensuelle durant près de 40 ans, ce qui respecte le nombre minimal de données requises pour la modélisation. Les débits ont été jugés stationnaires (voir annexe 2). De plus, il est présumé que les débits ne changent pas

rapidement à l'intérieur d'une même journée, en raison de la superficie importante du bassin versant de la rivière Etchemin.

Les modèles ont ensuite été produits et leur capacité à bien reproduire les valeurs mesurées a été évaluée. Selon les boîtes à moustache, la plage des débits moyens journaliers couverte les jours des prélèvements d'eau est similaire à l'ensemble des débits estimés de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017 (annexe 2). Des échantillons d'eau n'ont toutefois pas été prélevés lors de quelques journées auxquelles des débits excédant environ 350 m³/s ont été observés, ce qui peut entraîner une sous-estimation des charges prédites. Ce manque de représentativité des valeurs extrêmes de débits n'a cependant pas affecté la capacité du modèle à bien représenter la réalité, puisque les valeurs de biais des concentrations et des charges de phosphore total et de nitrates sont inférieures à 10 % (comprises entre -0,1 et +0,1)¹⁶.

3.3.3.2. Résultats

Les concentrations moyennes et les charges totales annuelles modélisées, incluant les valeurs normalisées par le débit, ont été calculées pour chaque année de la période étudiée (annexes 3 et 4). Les graphiques présentent les valeurs annuelles (points noirs), la courbe de tendance obtenue à partir des valeurs annuelles normalisées en fonction des débits (traits bleus unis) ainsi que les courbes correspondant à l'intervalle de confiance à 90 % de la tendance (traits bleus pointillés; figures 9 et 10)¹⁷. Un tableau des taux de variation des concentrations moyennes et des charges annuelles pour des intervalles prédéterminés de 5 ans a aussi été produit (annexes 5 à 8)¹⁸.

16. Les valeurs de biais des concentrations et des charges sont rendues disponibles dans l'info-bulle de l'*Atlas de l'eau*.

17. Les valeurs annuelles normalisées des deux courbes de l'intervalle de confiance à 90 % (centiles 5 % et 95 %) sont également produites, de même que les valeurs mensuelles modélisées (incluant les valeurs normalisées). Celles-ci ne sont toutefois pas rendues disponibles dans l'*Atlas de l'eau*.

18. Ces variations étant calculées à partir du tableau des valeurs annuelles normalisées en fonction des années, il est possible pour l'utilisateur de calculer des variations pour tout autre intervalle d'intérêt à partir de la formule apparaissant à la section 2.1.1. Ce calcul peut-être particulièrement approprié lorsque la courbe de tendance montre un changement important de direction (point d'inflexion).

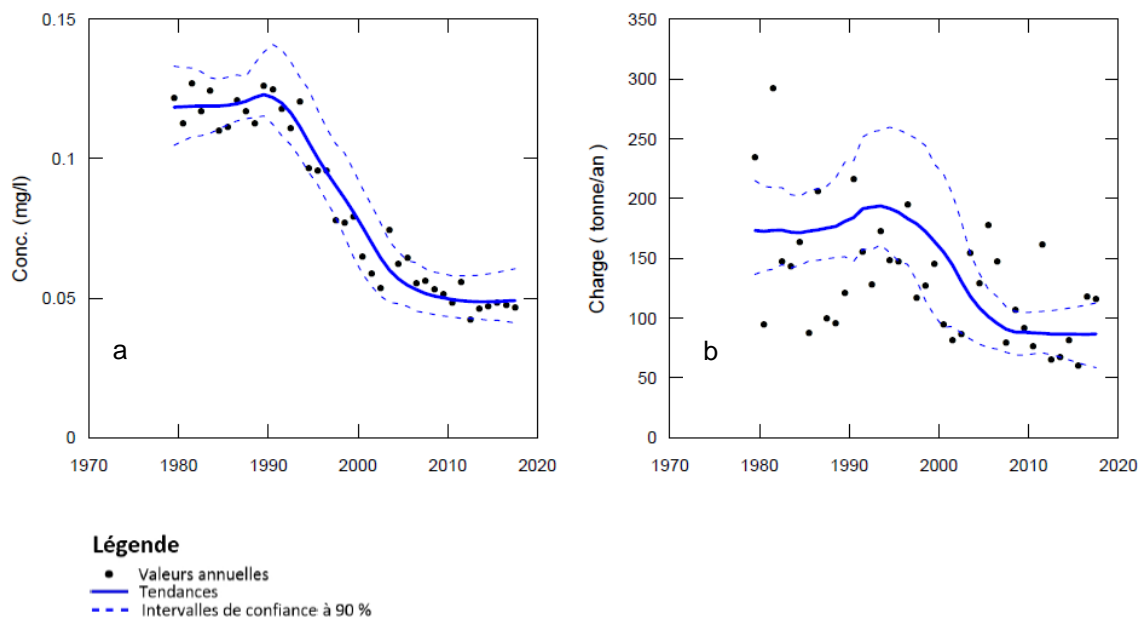


Figure 9 Évolution des concentrations moyennes (a) et des charges totales annuelles (b) de phosphore total de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017

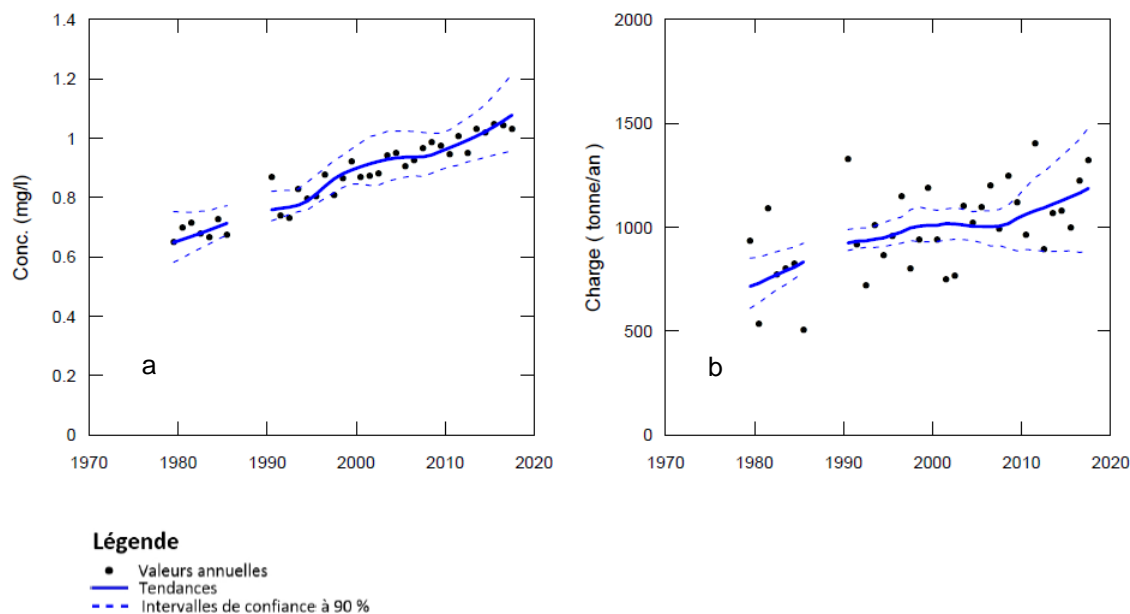


Figure 10 Évolution des concentrations moyennes (a) et des charges totales annuelles (b) de nitrates de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017

La figure 9a montre que les concentrations moyennes annuelles de phosphore total ont diminué de 59 %, passant d'environ 0,12 mg/l en 1979 à 0,05 mg/l en 2017. L'analyse montre que

la tendance à la baisse des concentrations pour cette période est hautement vraisemblable (tableau 1). Les concentrations étaient relativement stables entre 1979 et 1990, puis ont

progressivement diminué jusqu'en 2005, pour demeurer relativement stables jusqu'en 2017. Ce patron de variation était également visible à la figure 7c. Les charges annuelles en phosphore total ont généralement diminué de 50 % (figure 9b), passant d'environ 173 tonnes par année en 1979 à 87 tonnes par année en 2017. La

tendance à la baisse des charges ne s'amorce qu'à compter de 1995 et les charges diminuent très peu à partir d'environ 2007. L'analyse montre que la tendance à la baisse est hautement vraisemblable également pour les charges (tableau 1).

Tableau 1 Évolution des concentrations moyennes et des charges totales annuelles du phosphore total et des nitrates de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017

Tendance 1979 à 2017	Concentration moyenne annuelle ¹			Charge annuelle ¹		
	1979 mg/l	2017 mg/l	Variation %	1979 (tonnes/an)	2017 (tonnes/an)	Variation %
Phosphore total	0,119	0,049	-59	173	87	-50
Nitrites-nitrates	0,65	1,08	66	715	1187	66

Tendance :		Vraisemblance ("likelihood")	
Hautement vraisemblable	Baisse	Hausse	≥ 95 %
Très vraisemblable	Baisse	Hausse	≥ 90 % à < 95 %
Absence	Baisse	Hausse	< 90 %

¹ : Concentration et charge modélisées normalisées par le débit

La figure 10a montre que les concentrations moyennes annuelles de nitrates ont augmenté de 66 %, passant d'environ 0,65 mg N/l en 1979 à 1,08 mg N/l en 2017. L'analyse montre que la tendance à la hausse est hautement vraisemblable pour les concentrations au cours de cette période (tableau 1). Les charges annuelles en nitrates ont généralement augmenté de 66 % (figure 10b), passant d'environ 715 tonnes par année à environ 1187 tonnes par année. L'analyse montre que la tendance à la hausse est hautement vraisemblable également pour les charges (tableau 1). Plus variables que les concentrations, les charges soulignent les fluctuations interannuelles du débit. Malgré la tendance générale à la hausse des charges, entre 1979 à 2017, une période de stabilité relative est observée entre 1998 et 2008 (1005 à 1017 tonnes par année), suivie d'une hausse plus marquée de 17 % de 2008 à 2017 (1017 à 1187 tonnes).

3.4. Interprétation des résultats

Une interprétation des tendances obtenues pour le phosphore total et les nitrates dans la rivière Etchemin est présentée ci-dessous, en s'appuyant

principalement sur l'analyse des graphiques de relations concentration-débit (figures 11 et 12; section 2.3.1). Elle tient compte de la chronologie des mesures d'assainissement déployées à l'échelle du Québec (annexe 9), des changements dans les pressions anthropiques sur le territoire du bassin versant, ainsi que des propriétés et sources des paramètres de qualité de l'eau.

3.4.1. Phosphore total

Les concentrations moyennes et les charges annuelles de phosphore modélisées de la rivière Etchemin montrent des baisses d'environ 59 % et 50 % respectivement entre 1979 et 2017 (figure 9 ; annexes 5 et 6). Comme cela a été rapporté par Duchemin et Simoneau (2016), la diminution des apports en phosphore s'est produite en trois sous-périodes qui correspondent à des étapes importantes dans l'évolution des pressions humaines et des efforts d'assainissement déployés sur le territoire. L'examen des courbes de tendance et des valeurs annuelles révèle toutefois que la baisse des concentrations ne débute véritablement qu'à compter de 1994, tandis que celle des charges survient plus tard à compter de 2000 (figure 9).

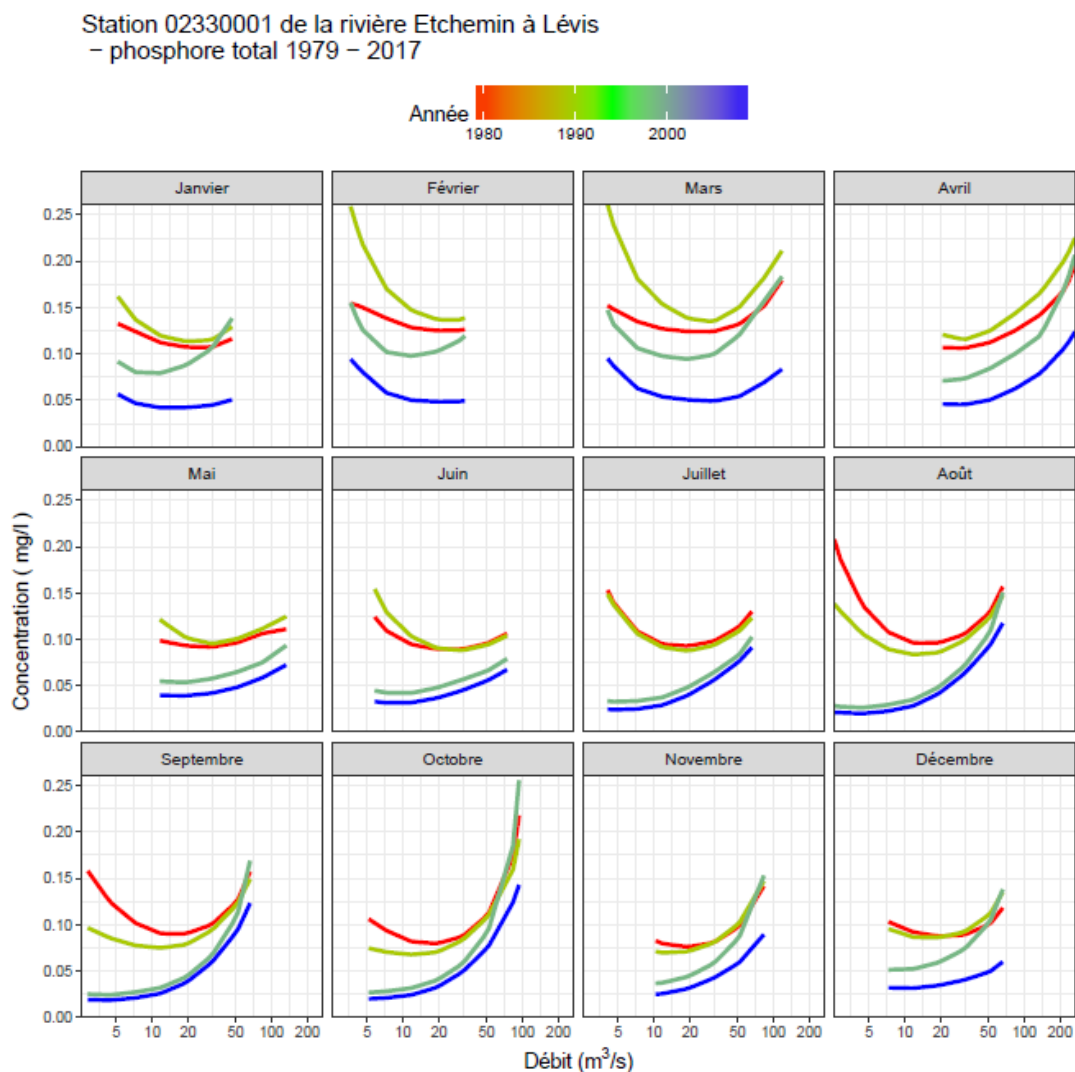


Figure 11 Évolution des relations concentration-débit mensuelles de phosphore total, à intervalles de dix ans, de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017

La diminution des concentrations est observée pour tous les mois et pour toutes les plages de débits au cours de la période (figure 11; traits rouge à bleu). Toutefois, les diminutions ne sont pas uniformes et leur ampleur varie en fonction du débit. Les changements dans les formes des relations concentration-débit sont révélateurs de l'évolution de l'atténuation des pressions dans le temps.

Période 1979 à 1990 (figure 11; traits rouge et vert) – Cette période est marquée par une

stabilité des concentrations en phosphore pour toutes les plages de débits, à l'exception d'une augmentation des concentrations en hiver et au printemps (janvier à mai) vers 1990. Ce constat suggère que les pressions anthropiques ont augmenté en hiver et au printemps avant que les premières interventions d'assainissement commencent à produire un effet. Un patron en forme de « U » des relations concentration-débit¹⁹, pour les mois de mars à octobre (excluant avril), suggère que les pressions anthropiques exercées sur le territoire, avant environ 1995,

19. Forme décroissante indiquant la dilution, puis croissante indiquant l'érosion et le transport.

provenaient de sources ponctuelles et diffuses (figure 11; traits rouge et vert). En effet, cette période a été marquée par un accroissement démographique et un essor de la production porcine. Les premières stations d'épuration des eaux usées (STEP) construites dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) venaient juste d'entrer en service, tandis que le *Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale* (RPPEPA) venait d'être adopté en 1981 (Duchemin et Simoneau, 2016).

Période 1990 et 2000 (figure 11; traits vert et turquoise) – Une diminution importante des concentrations est survenue pour les débits faibles à moyens²⁰, si bien que, vers l'an 2000 (trait turquoise), la forme uniquement croissante des relations concentration-débit, surtout durant la période estivale, suggère une réduction importante des sources ponctuelles de phosphore dans les années 1990. Ce contrôle des sources ponctuelles explique principalement la diminution des concentrations qui s'est effectuée au milieu de cette décennie (figures 9a et 11). Ce constat concorde avec la mise en exploitation des ouvrages de traitement des eaux usées municipales et avec le traitement des eaux usées de plusieurs entreprises agroalimentaires, dans le bassin versant de la rivière Etchemin, qui ont eu lieu progressivement de 1980 à 2012 (Duchemin et Simoneau, 2016). Les eaux usées de la population du bassin versant sont traitées surtout à l'aide d'étangs aérés avec déphosphatation (mai à octobre), sans autre désinfection. Par conséquent, le traitement des eaux usées municipales de quinze stations d'épuration (sources ponctuelles), depuis 1980 jusqu'à 1997, a manifestement contribué à la réduction des concentrations et des charges en phosphore total dans une moindre mesure. Des mesures visant notamment un meilleur stockage des déjections animales et la réduction des rejets des effluents d'élevage ont été mises en place à la suite de l'adoption de règlements et de programmes visant l'assainissement agricole dans les années 1980 (RPPEPA en 1981 et PAAGF en 1988). De plus, le traitement des eaux usées de huit entreprises agroalimentaires a été mis en place entre 1989 et 1998 et deux entreprises ont mis fin à leurs activités en 1999 (voir la section 3.1). Le traitement des sources ponctuelles a eu davantage d'effets sur les

concentrations moyennes annuelles dans les années 1980 et 1990, et moins d'effets sur les charges annuelles, qui traduisent davantage les apports de sources diffuses qui se manifestent lors de la fonte des neiges et des périodes de pluie. La concomitance importante du traitement des eaux usées municipales et industrielles, particulièrement marquée entre 1990 et 2000, explique la forte diminution des concentrations durant cette période.

Fin des années 1990 à 2017 (figure 11; traits turquoise et bleu) – La forme uniquement croissante des relations concentration-débit pendant les périodes estivales et automnales suggère que les apports en phosphore dans la rivière Etchemin sont principalement de sources diffuses. Une réduction de la pollution diffuse a eu lieu surtout au printemps et en automne entre 2000 et 2010 (figure 11; traits turquoise et bleu) et était déjà amorcée à partir de 1990 (figure 11; trait vert) en été (incluant avril), tel que le montre l'écart entre les courbes de concentration ascendantes pour les débits élevés. Ces diminutions des concentrations aux débits élevés à ces périodes expliquent que les diminutions des charges ont été particulièrement importantes entre 1995 et 2007 (figure 9b). Cette période coïncide avec la mise en place de mesures visant le contrôle de la pollution diffuse agricole. En effet, l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF en 1988), l'adoption de règlements ciblant les exploitations agricoles (RRPOA en 1997; REA en 2002), qui ont introduit de nouvelles normes d'épandage, ainsi que les plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF en 2002) ont permis de mieux équilibrer les apports en phosphore provenant des fumiers et lisiers, ainsi que des engrais minéraux par rapport aux besoins des cultures. Cette tendance s'accorde notamment avec la réduction des ventes d'engrais minéraux phosphatés au Québec observée depuis 1990 (Institut international de la nutrition végétale, 2013). Les mesures de contrôle de l'érosion ont sans doute également permis de réduire les apports en phosphore particulière. En effet, bien qu'il n'y ait pas eu de programme particulier ciblant le contrôle de l'érosion, le MAPAQ a fait la promotion de bonnes pratiques agroenvironnementales (travail réduit du sol, semi-direct, etc.). Toutefois, il n'y a pas d'information sur la progression de ces mesures dans le temps à l'échelle du bassin versant.

20. Forme décroissante indiquant la dilution.

Portrait récent (de 2010 à 2017; figure 11; trait bleu) – Depuis environ 2005, les concentrations et les charges annuelles sont relativement stables (figure 9), alors que les concentrations moyennes annuelles modélisées demeurent toujours au-dessus du critère du MELCC (0,030 mg/l) pour la protection de la vie aquatique (figure 9a et annexe 3). Les concentrations les plus élevées sont observées en période d'étiage hivernal (décembre à février) en l'absence de la déphosphatation des eaux usées municipales. Les concentrations sont généralement plus basses de mai à novembre, pour les débits faibles à moyens, en raison de l'assimilation active du phosphore par l'activité biologique des milieux aquatiques, combinée à la déphosphatation des eaux usées municipales. D'avril à décembre, les concentrations augmentent généralement avec le débit, en raison des apports de sources diffuses provenant du ruissellement de surface et du drainage souterrain. Ce constat s'explique notamment par l'importance du milieu agricole, qui occupe 30 % du territoire et se concentre dans la portion inférieure du bassin versant de la rivière Etchemin. Selon Hébert et Blais (2017), qui ont étudié les relations entre les paramètres de qualité de l'eau et le territoire des bassins versants, la proportion de superficies de cultures annuelles et la charge de phosphore liée au cheptel sont les variables agricoles qui contribuent le plus à expliquer la variance des concentrations de phosphore total des rivières du Québec.

En somme, les concentrations en phosphore total ont diminué durant la période de 1979-2017, une baisse attribuable principalement au contrôle des sources ponctuelles municipales, industrielles et agricoles, puis à la réduction des apports de sources diffuses dans une moindre mesure. C'est probablement ce qui explique la réduction un peu plus importante des concentrations (59 %) par rapport aux charges (50 %), entre 1979 et 2017.

3.4.2. Nitrates

Les concentrations moyennes et les charges annuelles de nitrates modélisées de la rivière Etchemin montrent des hausses d'environ 66 % entre 1979 et 2017 (figure 10; annexes 7 et 8). L'examen des courbes de tendance montre que la hausse des concentrations est relativement monotone du début jusqu'à la fin de la période, avec un léger rehaussement vers 1995. Celle des charges présente une progression plus lente au cours de la période médiane 1989-2007 et une hausse vers 2010 (figure 10).

La hausse des concentrations s'est effectuée pour tous les mois et pour toutes les plages de débits, au cours de la période, sauf en février et en mars, mois durant lesquels elles ont diminué (figure 12; traits rouge à bleu). Toutefois, contrairement au phosphore, ces augmentations se sont produites davantage de façon uniforme dans le temps et selon les plages de débits, sauf en hiver (décembre à mars). Ainsi, les patrons saisonniers sont demeurés les mêmes en été et en automne, ce qui suggère une constance temporelle dans la prédominance des sources d'apport durant ces saisons.

Période hivernale (incluant avril) – Depuis 1979, les concentrations en nitrates les plus élevées sont observées en période d'étiage hivernal (décembre à mars; figures 8d et 12). De 1979 à 2017, les concentrations ont globalement augmenté en décembre et en janvier et ont diminué en février et mars. Toutefois, tous les mois d'hiver ont été marqués par une hausse importante des concentrations de 1990 à 2000, puis une diminution (figure 12; traits vert et turquoise). Ce constat suggère que les pressions anthropiques ont augmenté en hiver jusqu'en 2000, puisque des interventions d'assainissement ont ensuite produit un effet en hiver. Vers 1979 et 2010 (figure 12; trait rouge et trait bleu), les courbes presque horizontales montrent un apport hivernal en nitrates avec une concentration constante ou quasi constante, avec un équilibre entre les apports de sources ponctuelles et de la nappe phréatique. Cet apport constant est également observé en avril durant toute la période. Toutefois, dans ce cas, ces apports sont en croissance au cours des décennies et pourraient provenir à la fois de la nappe phréatique, du lessivage des nitrates accumulés dans les sols et du ruissellement de surface.

Station 02330001 de la rivière Etchemin à Lévis
 – nitrites et nitrates 1979 – 2017

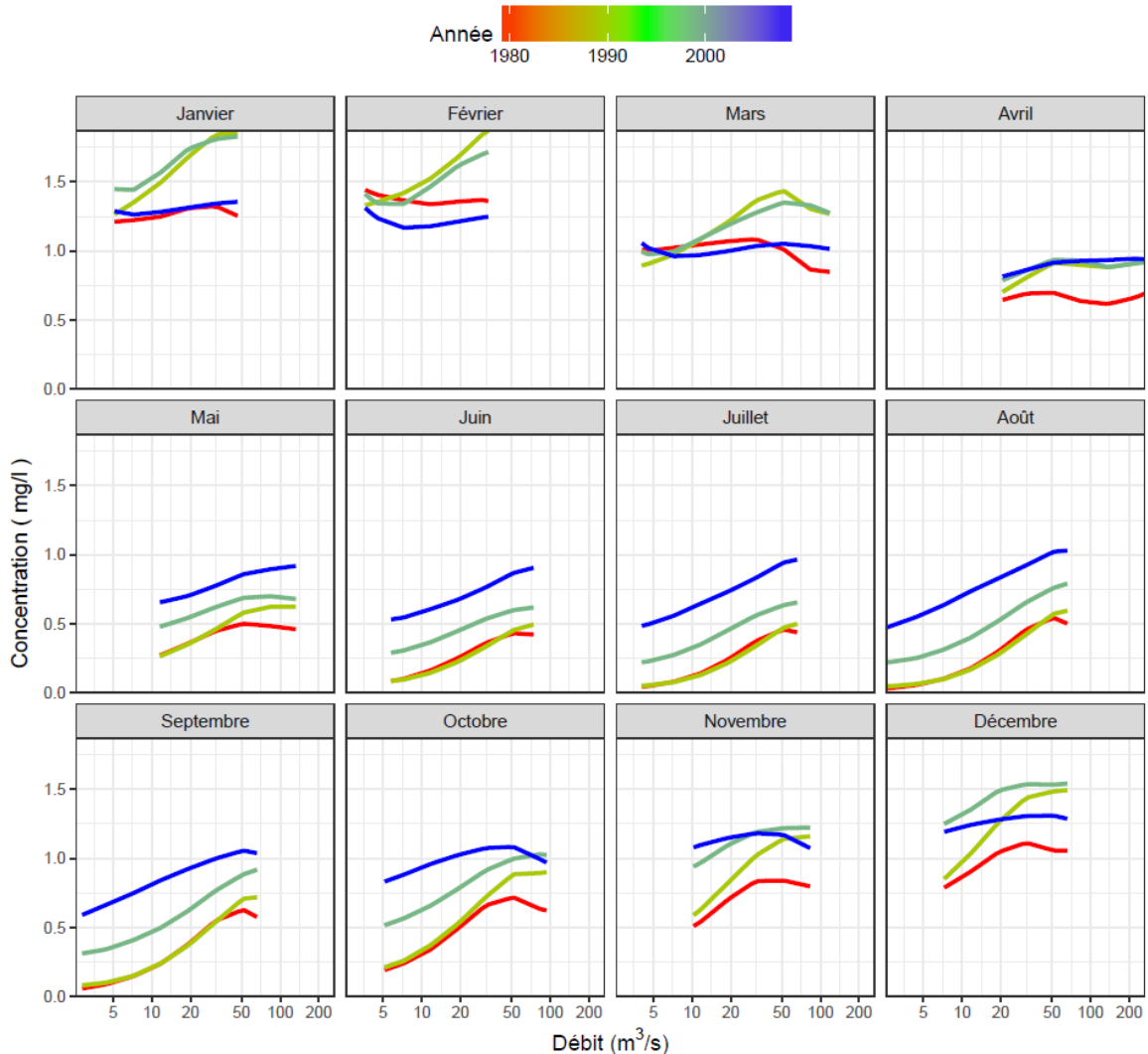


Figure 12 Évolution des relations concentration-débit mensuelles de nitrates, à intervalles de dix ans, de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis, station 02330001) au cours de la période 1979-2017

Période estivale et automnale – La période de mai à novembre se traduit par un rehaussement presque uniforme pour toutes les plages de débits, ainsi que par la forme croissante des relations concentration-débit, suivi d'un plafonnement ou d'une diminution lorsque les débits atteignent près de 50 m³/s (surtout durant la période automnale). Cela suggère que les apports en nitrates en été dans la rivière Etchemin sont principalement de sources diffuses depuis 1979, et que les sources s'épuisent lorsque les débits sont les plus élevés

(dilution des eaux de ruissellement). Une augmentation des concentrations s'est produite surtout à partir de 1990 (figure 12; trait vert), ce qui suggère surtout une augmentation graduelle des apports de sources diffuses à partir de cette période. L'augmentation graduelle des concentrations estivales durant les périodes des faibles débits suggère également une augmentation des apports en provenance des sources ponctuelles et/ou de la nappe phréatique, malgré cette prédominance des sources diffuses. L'évolution des concentrations

d'octobre à décembre se traduit surtout par un rehaussement des concentrations pour la plage des débits élevés, donc de la pollution diffuse, entre 1979 et 1990, qui s'est prolongé jusqu'en 2000 environ, pour ensuite se stabiliser ou diminuer. Un rehaussement des concentrations pour la plage des débits faibles à moyens s'est produit en automne, surtout entre 1990 et 2000 et s'est ensuite poursuivi, ce qui suggère une augmentation des apports de sources ponctuelles et/ou du lessivage des nitrates stockés dans le sol. En automne, ce lessivage est favorisé par le ralentissement de l'activité biologique, combiné à l'augmentation des précipitations par rapport à l'évaporation.

Portrait récent (de 2010 à 2017; figure 12; trait bleu) – Malgré cette hausse progressive observée, les concentrations moyennes annuelles modélisées de nitrates sont encore sous le critère du MELCC (3 mg-N/l) pour la protection de la vie aquatique en 2017. Cependant, les nitrates à eux seuls dépassent la valeur repère de 1 mg-N/l pour l'azote total depuis l'année 2013 environ (annexe 4). Pour l'azote total, une valeur repère de 1,0 mg/l est considérée comme étant indicatrice d'un problème de surfertilisation, selon Hébert et Légaré (2000). Selon les constats établis précédemment, depuis 2010, les apports importants en nitrates en hiver proviendraient principalement des eaux souterraines et des sources ponctuelles, alors que les apports printaniers proviendraient de sources multiples, soit autant de l'érosion de surface que des eaux souterraines et du lessivage des sols. De mai à septembre, les apports proviennent surtout de sources diffuses, alors que, d'octobre à décembre, le transport plus important des nitrates stockés dans le sol s'ajoute davantage à la pollution diffuse et aux apports ponctuels constants annuellement.

Ces hausses similaires des concentrations et des charges (66 %) peuvent être attribuables à l'accroissement des pressions anthropiques de sources multiples exercées sur le territoire. Elles

seraient liées davantage aux apports diffus estivaux et automnaux, en plus des apports des eaux souterraines et du lessivage des sols en automne, en hiver et au printemps. Dans le domaine agricole, des hausses sont cohérentes avec les augmentations de densités animales et des superficies de cultures annuelles dans le bassin versant, entraînant une situation persistante de surplus d'éléments fertilisants en fonction de la capacité de support des sols agricoles (Duchemin et Simoneau, 2016; MENVIQ, 2003). Cette hypothèse est plausible considérant que l'étude d'Hébert et Blais (2017) montre que la proportion de superficies cultivées sur le territoire des bassins versants contribue le plus à expliquer la variance des concentrations de nitrates mesurées en rivière. L'importance des cultures annuelles, grandes utilisatrices d'engrais azotés, et la grande mobilité des nitrates qui sont peu retenus par le sol font en sorte que cette forme soluble d'azote est transportée à la fois par le ruissellement de surface et les eaux de drainage souterrain. La présence des nitrates dans les eaux souterraines pourrait expliquer les fortes concentrations hivernales et printanières à l'embouchure de la rivière Etchemin, mais également durant toute l'année lorsque les débits sont plus faibles. Cette tendance à la hausse des nitrates s'accorde également avec l'augmentation des ventes d'engrais minéraux azotés au Québec observée vers la fin 1990 (Institut international de la nutrition végétale, 2013). Aux niveaux industriel et municipal, le traitement des eaux usées a contribué à la réduction des rejets d'azote sous les formes organique et ammoniacale, mais a peut-être aussi favorisé le rejet de nitrates, la forme oxydée la plus stable dans les eaux de surface (Duchemin et Simoneau, 2016; Painchaud, 1997). Les eaux usées urbaines (p. ex. : débordements des égouts pluviaux) et industrielles (p. ex. : abattoir), les lieux d'enfouissement technique, ainsi que les fosses septiques sont des sources ponctuelles de nitrates d'origine anthropique (CCME, 2012).

4. CONCLUSION

Ce document a pour objectif de présenter, illustrer et faire comprendre l'analyse des séries temporelles de données de la qualité de l'eau à l'aide du progiciel EGRET. Par rapport aux méthodes statistiques usuelles, EGRET permet une analyse plus approfondie et détaillée des séries temporelles de données de qualité de l'eau, par l'entremise des nombreuses statistiques et représentations graphiques des résultats fournis par celui-ci. Elles permettent également d'orienter vers les causes probables des changements de la qualité de l'eau observés à travers le temps.

Dans le présent document, le progiciel EGRET a d'abord été présenté, ses conditions d'utilisation et ses limites ont été énoncées, puis certaines balises d'interprétation des résultats ont été décrites. Un exemple d'application, utilisant les données de phosphore total et des nitrates à l'embouchure de la rivière Etchemin, a ensuite été présenté. Cet exemple a permis d'illustrer la façon dont les résultats produits par EGRET peuvent être utilisés pour visualiser les effets, sur une longue période, des activités anthropiques et des efforts d'assainissement sur la qualité de l'eau et sur les charges exportées d'un bassin versant. Cet exemple montre aussi comment, pour un paramètre de la qualité de l'eau donné, la relation entre la concentration et le débit et les changements dans le temps de cette relation peuvent être utilisés pour déterminer les sources possibles de perturbation et d'amélioration de la qualité de l'eau.

Le logiciel EGRET a été appliqué aux données provenant de plusieurs stations de suivi de la qualité de l'eau du Réseau-rivières du Québec. Il s'agit de stations situées à l'embouchure des principaux tributaires du Saint-Laurent. Les statistiques, figures et tableaux obtenus par la procédure EGRET pour ces stations sont disponibles dans l'*Atlas de l'eau* du MELCC. Ces informations peuvent maintenant faire l'objet d'interprétations similaires à celles qui sont présentées ici pour la rivière Etchemin.

Les constats émis dans le présent rapport concernant le phosphore total et les nitrates dans la rivière Etchemin peuvent faciliter l'interprétation des résultats d'autres stations situées à l'embouchure de bassins versants comparables. Toutefois, chaque bassin versant

constitue un cas particulier et les données qui en sont issues doivent être examinées et interprétées avec attention.

Lorsque des tendances généralisées à la baisse sont observées pour des paramètres de la qualité de l'eau, cela signifie que les mesures d'assainissement mises en place ont eu pour effet de diminuer les pressions sur les milieux aquatiques. Ces tendances à l'amélioration militent en faveur de la poursuite des efforts entrepris en vue de maintenir les acquis et d'améliorer davantage l'état des cours d'eau. À l'inverse, des tendances à la hausse pour des paramètres de la qualité de l'eau indiquent que les pressions anthropiques exercées sur le territoire sont en croissance, et que les interventions d'assainissement déployées ne sont pas encore parvenues à les atténuer. Des tendances opposées pour différents paramètres, telles qu'elles sont illustrées dans le présent rapport pour le phosphore et les nitrates dans la rivière Etchemin, doivent être interprétées à la lumière de la progression des pressions et des interventions d'assainissement dans le bassin versant.

L'absence de tendances à l'amélioration observée pour certains paramètres et cours d'eau, en dépit des interventions effectuées, peut s'expliquer par le phénomène de délai (*lag*; Meals et Dressing, 2010; 2008) qu'il peut y avoir entre l'action posée (mesure d'assainissement) et le résultat attendu (amélioration de la qualité de l'eau). Par exemple, dans les bassins versants à vocation agricole, le phosphore accumulé dans les sols peut alimenter les cours d'eau pendant une longue période avant que la réduction d'apports d'engrais sur les terres se traduise en effets visibles sur les concentrations dans les cours d'eau récepteurs. La qualité de l'eau mesurée est liée aux pratiques actuelles, mais également aux pratiques antérieures. Les pratiques agroenvironnementales actuelles sont bénéfiques pour améliorer la qualité de l'eau, mais elles ne peuvent éliminer rapidement la pollution résiduelle accumulée au fil du temps. De plus, l'absence d'indicateurs permettant de quantifier et de suivre la progression des changements de pratiques agricoles rend souvent difficile l'interprétation des résultats du suivi temporel de la qualité de l'eau. Finalement, l'absence de tendance peut indiquer que les

mesures d'assainissement ont été masquées par une augmentation d'autres pressions anthropiques.

En somme, l'analyse des tendances permet de s'interroger sur les causes des diminutions et des augmentations de certains contaminants, d'orienter les efforts de restauration futurs et de contribuer aux réflexions sur la mise en place des politiques et des programmes d'assainissement des eaux à l'échelle des bassins versants.

En complément à l'analyse des tendances, il est essentiel d'évaluer la qualité actuelle de l'eau, en comparant les valeurs réelles mesurées aux [critères et aux valeurs repères](#) du MELCC. Ces critères et valeurs repères permettent de vérifier si la qualité de l'eau est adéquate pour les différents usages de celle-ci et de statuer sur le degré de protection offert à la vie aquatique. Même si les concentrations et les charges d'un

paramètre sont en forte diminution depuis 1979, il se peut que la qualité de l'eau récente et actuelle soit encore déficiente, avec de fréquents dépassements des critères de qualité. Ce constat peut signifier que les efforts déployés depuis 1979 ont donné des résultats importants, mais pas encore suffisants pour assurer une récupération durable des usages et des conditions propices à la vie aquatique. D'autres mesures devraient donc, dans ce cas, être ajoutées à celles qui sont déjà réalisées. C'est par exemple le cas pour le phosphore total dans le bassin versant de la rivière Etchemin. À l'inverse, les concentrations et les charges d'un paramètre peuvent être en hausse, mais ne dépasser que rarement les critères et valeurs seuils de qualité de l'eau. Des mesures devraient alors être prises avant que les conditions deviennent problématiques. C'est par exemple le cas pour les nitrates dans le bassin versant de la rivière Etchemin.

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BDH, 2020. *Banque de données hydriques*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction expertise hydrique.
- BECK, M., et L.A. 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/> (page consultée le 7 novembre 2019).
- BOUTIN, D., 2004. « Réconcilier le soutien à l'agriculture et la protection de l'environnement : tendances et perspectives », dans le site du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/publi/tendance-perspect.htm (page consultée le 4 juin 2020).
- 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., [En ligne], https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/Rp_final_0811.pdf.
- BQMA, 2020. *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.
- CHOQUETTE, A.F., R.M. HIRCH, J.C. MURPHY, L.T. JOHNSON et R.B. CONFESOR Jr., 2019. « Tracking changes in nutrient delivery to western Lake Erie: Approaches to compensate for variability and trends in streamflow ». *Journal of Great Lakes Research*, vol. 45, p. 21-39, [En ligne], <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0380133018302235>.
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME), 2012. Fiche d'information. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – nitrate. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Extrait de la publication n 1300; 18 p., [En ligne], <https://ccme.ca/fr/res/ion-nitrate-fr-recommandations-canadiennes-pour-la-qualit-des-eaux-protection-de-la-vie-aquatique.pdf>
- DARTOIS, J., et B. DABOVAL, 1999. *25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec : un bilan (Bilan 1970-1995)*, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement, Direction des politiques du secteur industriel, dans le site du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/index.htm> (page consultée le 6 mai 2020).
- DUBROVSKY, N.M., K.R. BUROW, G.M. CLARK, J.M. GRONBERG, P.A. HAMILTON, K.J. HITT, D.K. MUELLER, M.D. MUNN, B.T. NOLAN, L.J. PUCKETT, M.G. RUPERT, T.M. SHORT, N.E. SPAHR, L.A. SPRAGUE et W.G. WILBER, 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., [En ligne], <https://pubs.usgs.gov/circ/1350/pdf/circ1350.pdf>.
- 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, 19 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/etchemin/tendance-qualite1979-2013.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, 30 p., [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf.
- HÉBERT, S., et S. LÉGARÉ, 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes, [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/GuidecorrDernier.pdf
- 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. 148166, [En ligne], <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815215300220>.
- 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], <https://pubs.usgs.gov/tm/04/a10/pdf/tm4A10.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, [En ligne], <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1752-1688.2010.00482.x/pdf>.
- INSTITUT INTERNATIONAL DE LA NUTRITION VÉGÉTALE (IPNI), 2013. Données statistiques sur les ventes annuelles d'engrais minéraux au Canada pour la période de 1966 à 2013 et données statistiques sur les quantités de phosphore et d'azote excrétées par les élevages bovins, porcins et de volailles pour la période de 1971 à 2013, [En ligne], <http://phosphorus.ipni.net/article/NANE-3033> (page consultée le 4 septembre 2020).
- LACHANCE-CLOUTIER. S., 2014. *Estimation de séries de débits journaliers au site de stations de qualité d'eau*, rapport technique, Québec, Centre d'expertise hydrique du Québec, Direction de l'expertise hydrique, avril, document interne, 15 p. et 2 annexes, [disponible sur demande].
- MEALS, D.W., et S.A. DRESSING, 2008. *Lag Time in Water Quality Response to land treatment*. Tech. Notes 4, September 2008. Developed for U.S. Environmental Protection Agency by Tetra Tech Inc., 16 p., [En ligne], https://www.researchgate.net/publication/40847183_Lag_Time_in_Water_Quality_Response_to_Best_Management_Practices_A_Review.
- MEALS, D.W., et S.A. DRESSING, 2010. « Lag Time in Water Quality Response to best Management Practices : A Review ». *J. Env. Qual.*, vol. 39, p. 85-96, [En ligne], https://www.researchgate.net/publication/40847183_Lag_Time_in_Water_Quality_Response_to_Best_Management_Practices_A_Review/link/560d288508ae57bb66d3d5fa/download.
- MEALS, D.W., J. SPOONER, S.A. DRESSING et J.B. HARCUM, 2011. *Statistical analysis for monotonic trends*, Note technique 6, pour U.S. Environmental Protection Agency by Tetra Tech, Inc., Fairfax, VA, 23 p., [En ligne], https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/tech_notes_6_dec2013_trend.pdf.

- 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. et 6 annexes, [En ligne], <http://dx.doi.org/10.3133/ofr20141209>.
- MEDALIE, L., 2016. *Concentration, flux, and trend estimates with uncertainty for nutrients, chloride, and total suspended solids in tributaries of Lake Champlain, 1990–2014*. U.S. Geological Survey Open-File Report 2016-1200, 22 p. et 5 annexes, [En ligne], <https://doi.org/10.3133/ofr20161200>.
- MEDALIE, L., R.M. Hirsch et S.A Archfield, 2012. « Use of flow-normalization to evaluate nutrient concentration and flux changes in Lake Champlain tributaries, 1990-2009 », *Journal of Great Lakes Research*, v. 38, supplement 1, p. 58-67, [En ligne], <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2011.10.002>.
- MEYBECK, M., G. Friedrich, R. Thomas et D. Chapman, 1996. Chapitre 6 dans Deborah V. Chapman, World Health Organization, Unesco & United Nations Environment Programme (1996). *Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*, édité par Deborah Chapman, 2^e édition, Londres : E & FN Spon. 651 p., [En ligne], <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41850>.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENVIQ), 2003. *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025, 143 p. et 2 annexes, [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/synthese-info-enviro-agricole.pdf.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENVIQ), 2000. *Portrait global de la qualité des eaux au Québec, édition 2000*, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/sy-s-image/global/global3.htm#pop> (page consultée le 11 juin 2020).
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC), 2020a. *Critères de qualité de l'eau de surface*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp (page consultée le 19 novembre 2019).
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC), 2020b. *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec, 2020*, 480 p., [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/index.htm>.
- 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. 97 p., [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/portrait/eaux-surface1999-2008/intro.pdf>.
- MULLANEY, J.R., 2016. *Nutrient, organic carbon, and chloride concentrations and loads in selected Long Island Sound tributaries - Four decades of change following the passage of the Federal Clean Water Act: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2015–5189*, 47 p. et 2 annexes, [En ligne], <http://dx.doi.org/10.3133/sir20155189>.
- OELSNER, G.P., L.A. SPRAGUE, J.C. MURPHY, R.E. ZUELLING, H.M. JONHSON, K.R. RYBERG, J.A. FALCONE, E.G. STETS, A.V. VECCIA, M.L. RISKIN, L.A. DE CICCIO, T.J. MILLS et W.H. FARMER, 2017. *Water-quality trends in the Nation's rivers and streams, 1972-2012 – Data preparation, statistical methods, and trend results (ver. 2.0, October 2017)*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2017-5006, 136 p., [En ligne], https://pubs.usgs.gov/sir/2017/5006/sir20175006_ver2.0.pdf.

- PAINCHAUD, J., 1997. *La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, 58 p., [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/portrait/etat-tendance1997/qualite-eau-rivieres-qc-etat-tendances1997.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, 22 p. et 7 annexes, [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/10bassins-1998-2008/tendance-qualite-eau1999-2008-10bv-agricole.pdf>.
- PATOINE, M., et F. D'AUTEUIL-POTVIN, 2015. *Contamination bactériologique des petits cours d'eau en milieu agricole : état et tendances*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 39 p. et 8 annexes, [En ligne], http://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/Rapport_agricole.pdf.
- POHLERT, T., 2020. *Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection*. Work licensed under a Creative Commons License (CC BY-ND 4.0). 18 p., [En ligne], <https://cran.r-project.org/web/packages/trend/vignettes/trend.pdf>.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018. *R : A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche, [En ligne], <https://www.r-project.org/>.
- SAVOIE, J.G., J.R. MULLANEY et G.C. BRENT, 2017. *Analysis of Trends of Water Quality and Streamflow in the Blackstone, Branch, Pawtuxet, and Pawcatuck Rivers, Massachusetts and Rhode Island, 1979 to 2015*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2016-5178, 29 p. et 2 annexes.
- 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, 54 p. + 13 annexes, [En ligne], <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/qualite-eau-tributaires.pdf>.
- SIMONEAU, M., 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], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/evolution1999-2017-portrait2015-2017/rapport.pdf>.
- VAUGHAN, M.C.H., 2019. *Concentration, load, and trend estimates for nutrients, chloride, and total suspended solids in Lake Champlain tributaries, 1990-2017*. Lake Champlain Basin Program Technical Report #86. 77 p., [En ligne], http://lcbp.org/techreportPDF/86_LC_Tributary>Loading_Report.pdf.

ANNEXES

Annexe 1 Stations du Réseau-rivières analysées

Les stations du Réseau-rivières pour lesquelles des analyses de tendance sont disponibles dans l'*Atlas de l'eau* sont d'abord celles qui sont situées près de l'embouchure des cours d'eau qui alimentent le fleuve Saint-Laurent. Toutefois, afin de couvrir le territoire des 40 zones de gestion intégrée de l'eau du Québec, des stations situées à l'embouchure d'autres bassins versants ont également été analysées (p. ex. : rivière Bourlamaque). Lorsque les conditions nécessaires à la réalisation de la modélisation à partir du modèle WRTDS n'étaient pas présentes, des graphiques descriptifs portant sur les concentrations mesurées et les charges calculées ont tout de même été produits. En l'absence de données de débits journaliers, les fonctionnalités liées aux représentations graphiques des concentrations mesurées ont été utilisées. Les données de débit journalier n'étaient pas disponibles pour les stations à l'embouchure des rivières Matapédia, Ferrée, des Outaouais, des Mille Îles, des Prairies, Saguenay, aux Outardes et Manicouagan.

Les données des stations suivantes ont été jointes, considérant qu'il s'agit de la relocalisation de stations situées très près les unes des autres : rivière Rimouski (02200001-02200019), rivière Chaudière (02340033-02340012) et rivière Jacques-Cartier (05080006-05080107-05080105). Seuls le nom et le numéro d'identification des stations encore actives sont indiqués dans les graphiques et tableaux produits.

Quatre groupes d'analyses ont été réalisés en fonction de la disponibilité des données de qualité de l'eau et de débit :

	Type d'analyse disponible			
	Évolution temporelle des paramètres de la qualité de l'eau			
	Concentrations mesurées et charges calculées ²¹	Tendance annuelle	Taux de variation (5 ans)	Relation concentration -débit
<ul style="list-style-type: none"> • Au moins 15 ans de données de qualité de l'eau • Distribuées le plus souvent sur 12 mois • Débits journaliers disponibles 	X	X	X	X
<ul style="list-style-type: none"> • Environ 15 ans de données de qualité de l'eau • Distribuées le plus souvent sur 8 mois (avr. à nov.) • Débits journaliers disponibles 	X	X	X	X
<ul style="list-style-type: none"> • Moins 15 ans de données de qualité de l'eau • Distribuées le plus souvent sur moins de 12 mois • Débits journaliers disponibles 	X			
<ul style="list-style-type: none"> • Pas de débits journaliers disponibles 	X (seulement concentrations)	-	-	-

21. Statistiques descriptives.

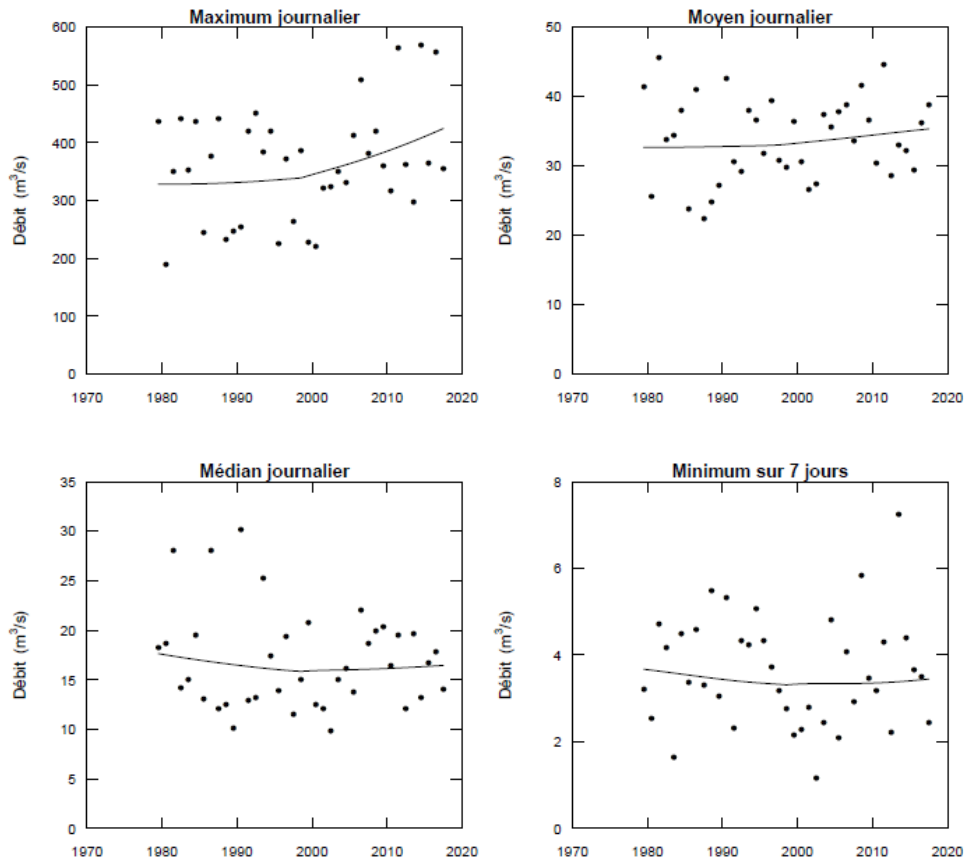
Annexe 2 Analyse des débits : stationnarité et comparaison des débits échantillonnés et de tous les débits journaliers

Stationnarité des débits

Les quatre statistiques retenues pour l'examen global de la stationnarité des débits sont les suivantes : la valeur maximale annuelle des débits moyens journaliers, la moyenne annuelle des débits moyens journaliers, la médiane annuelle des débits moyens journaliers et le débit minimal annuel des débits moyens calculés sur sept jours consécutifs. Les courbes de lissage (LOWESS) ne suggèrent pas qu'il y ait une tendance temporelle pour ces statistiques de débits, sauf peut-être pour les maximums journaliers qui augmentent depuis 2000 (voir la figure ci-dessous). Les débits maximaux journaliers ont varié d'environ 320 m³/s en 1979 à environ 400 m³/s en 2017. Les débits moyens et médians ont été respectivement d'environ 33 m³/s (variation entre 20 et 50 m³/s) et 17 m³/s (variation entre 10 et 30 m³/s) sur toute la période. Finalement, les débits minimaux (7 jours) ont été d'environ 3,5 m³/s (variation entre 1 et 8 m³/s).

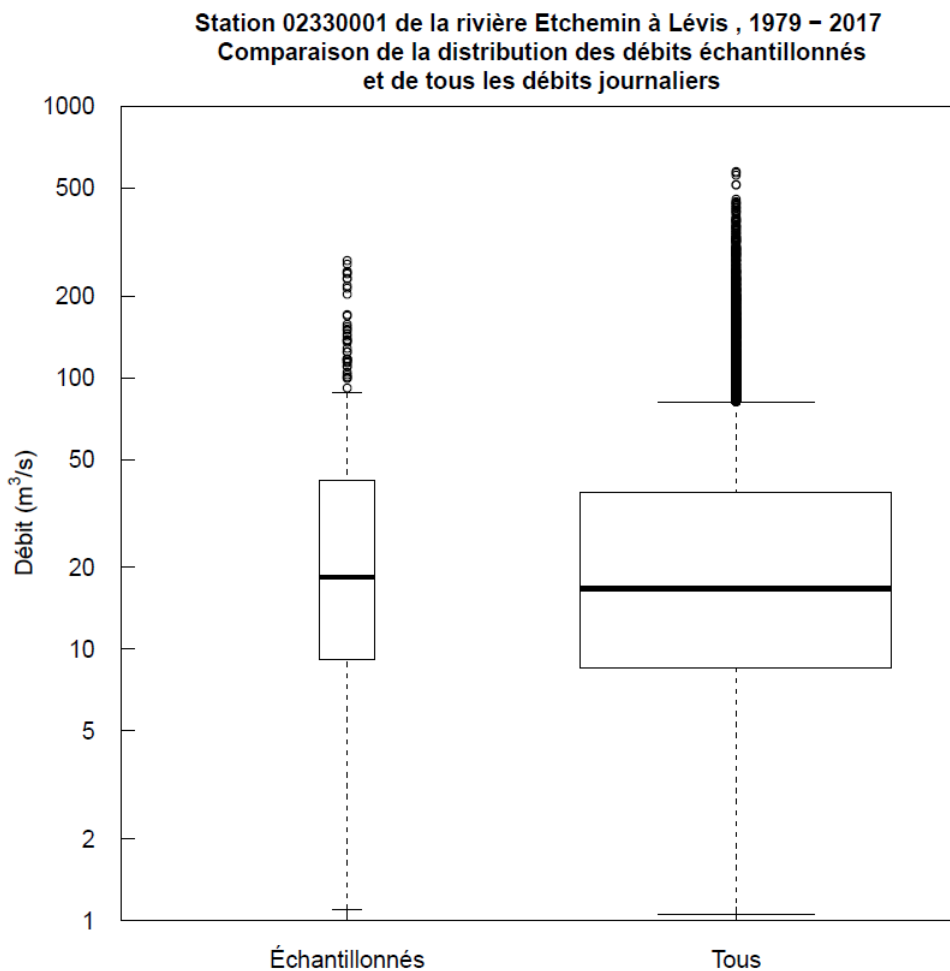
Sur la base de ces observations des débits et de l'absence de changement permanent d'origine anthropique documenté, qui aurait pu affecter la distribution des débits entre le début et la fin de la période, nous considérons que l'hypothèse de stationnarité des débits est respectée. Ainsi, l'approche de normalisation en fonction des débits employée par EGRET est jugée appropriée pour extraire les tendances temporelles de la qualité de l'eau.

Évolution des statistiques annuelles sur les débits estimés de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017



Représentativité des débits pour la modélisation

Selon les boîtes à moustache, la plage des débits moyens journaliers qui couvre les jours des prélèvements d'eau est similaire à l'ensemble des débits estimés de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) au cours de la période 1979-2017. Des échantillons d'eau n'ont toutefois pas été prélevés lors de quelques journées au cours desquelles des débits excédant environ 350 m³/s ont été observés.



Note : La largeur de la boîte à moustache est proportionnelle au nombre d'échantillons.

Annexe 3 Concentrations moyennes et charges annuelles de phosphore total de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période de 1979 à 2017

Année	Débit moyen annuel (m ³ /s)	Concentration moyenne annuelle (mg/l)	Concentration moyenne annuelle normalisée (mg/l)	Charge annuelle (tonnes/an)	Charge annuelle normalisée (tonnes/an)
1979	41.4	0.1218	0.1185	234.4	173.2
1980	25.6	0.1124	0.1186	94.4	172.6
1981	45.6	0.1272	0.1188	292.2	173.3
1982	33.9	0.1171	0.1189	147.2	173.5
1983	34.5	0.1243	0.1188	142.8	171.8
1984	38	0.11	0.1189	163.7	171.3
1985	23.8	0.1114	0.1192	87.9	172.7
1986	41.1	0.1208	0.1197	206.3	173.7
1987	22.4	0.1171	0.1206	99.9	175.3
1988	24.8	0.1127	0.122	95.2	176.7
1989	27.3	0.1262	0.123	121.1	180.9
1990	42.7	0.1248	0.122	216.4	184.1
1991	30.6	0.1177	0.1199	155.5	191.5
1992	29.2	0.1107	0.1164	127.7	192.8
1993	38.1	0.1204	0.1116	172.5	193.8
1994	36.7	0.0965	0.1058	148.3	191.7
1995	31.9	0.0959	0.1002	147.3	188.4
1996	39.4	0.0959	0.0951	194.5	183.2
1997	30.9	0.078	0.0904	117.2	178.9
1998	29.8	0.0771	0.0858	127.4	172.4
1999	36.4	0.0791	0.0808	144.8	164
2000	30.6	0.0648	0.0755	95	155.4
2001	26.6	0.0586	0.0699	81.6	144.5
2002	27.5	0.0537	0.0645	86.6	130.6
2003	37.5	0.0744	0.06	154.7	118
2004	35.7	0.0624	0.0569	128.8	108.5
2005	37.8	0.0645	0.0546	177.6	101.2
2006	38.8	0.0551	0.053	147.5	95.4
2007	33.7	0.0563	0.0517	79	90.6
2008	41.6	0.053	0.0507	107	88.2
2009	36.6	0.0512	0.0501	91.2	88.1
2010	30.3	0.0483	0.0495	76.7	87.6
2011	44.6	0.0557	0.0491	161.1	87.2
2012	28.6	0.0425	0.0488	65	86.7
2013	33	0.0462	0.0487	66.7	86.6
2014	32.3	0.0471	0.0487	81.7	86.5
2015	29.4	0.0483	0.0488	60.5	86.5
2016	36.2	0.0475	0.049	118.3	86.3
2017	38.7	0.0467	0.0491	115.5	86.7

Annexe 4 Concentrations moyennes et charges annuelles de nitrates de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017

Année	Débit moyen annuel (m ³ /s)	Concentration moyenne annuelle (mg/l)	Concentration moyenne annuelle normalisée (mg/l)	Charge annuelle (tonnes/an)	Charge annuelle normalisée (tonnes/an)
1979	41.4	0.648	0.649	936	715
1980	25.6	0.697	0.659	533	730
1981	45.6	0.713	0.669	1089	752
1982	33.9	0.678	0.68	773	771
1983	34.5	0.667	0.691	803	790
1984	38	0.725	0.702	824	808
1985	23.8	0.674	0.714	504	833
1990	42.7	0.869	0.759	1328	924
1991	30.6	0.738	0.764	915	933
1992	29.2	0.733	0.768	719	934
1993	38.1	0.83	0.774	1012	942
1994	36.7	0.797	0.788	862	949
1995	31.9	0.802	0.811	959	963
1996	39.4	0.876	0.838	1147	977
1997	30.9	0.809	0.863	800	997
1998	29.8	0.864	0.88	939	1005
1999	36.4	0.923	0.893	1192	1009
2000	30.6	0.869	0.904	942	1009
2001	26.6	0.873	0.914	751	1018
2002	27.5	0.879	0.922	767	1016
2003	37.5	0.942	0.929	1101	1011
2004	35.7	0.95	0.934	1022	1004
2005	37.8	0.905	0.936	1099	1004
2006	38.8	0.926	0.937	1202	1003
2007	33.7	0.968	0.937	994	1006
2008	41.6	0.986	0.944	1245	1017
2009	36.6	0.973	0.956	1121	1043
2010	30.3	0.947	0.968	963	1062
2011	44.6	1.006	0.98	1405	1079
2012	28.6	0.951	0.993	896	1093
2013	33	1.03	1.007	1068	1111
2014	32.3	1.019	1.022	1079	1128
2015	29.4	1.049	1.039	995	1146
2016	36.2	1.045	1.058	1226	1164
2017	38.7	1.031	1.078	1325	1187

Annexe 5 Variations des concentrations de phosphore total normalisées en fonction des débits de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017

Période	Variation (mg/l)	Taux (mg/l/an)	Variation (%)	Taux (%/an)
1979 à 1982	0.0004	0.0002	0.37	0.12
1979 à 1987	0.0021	0.0003	1.8	0.22
1979 à 1992	-0.002	-0.0002	-1.7	-0.13
1979 à 1997	-0.028	-0.0016	-24	-1.3
1979 à 2002	-0.054	-0.0023	-46	-2
1979 à 2007	-0.067	-0.0024	-56	-2
1979 à 2012	-0.07	-0.0021	-59	-1.8
1979 à 2017	-0.069	-0.0018	-59	-1.5
1982 à 1987	0.0017	0.0003	1.4	0.28
1982 à 1992	-0.0025	-0.0003	-2.1	-0.21
1982 à 1997	-0.029	-0.0019	-24	-1.6
1982 à 2002	-0.054	-0.0027	-46	-2.3
1982 à 2007	-0.067	-0.0027	-57	-2.3
1982 à 2012	-0.07	-0.0023	-59	-2
1982 à 2017	-0.07	-0.002	-59	-1.7
1987 à 1992	-0.0041	-0.0008	-3.4	-0.69
1987 à 1997	-0.03	-0.003	-25	-2.5
1987 à 2002	-0.056	-0.0037	-47	-3.1
1987 à 2007	-0.069	-0.0034	-57	-2.9
1987 à 2012	-0.072	-0.0029	-60	-2.4
1987 à 2017	-0.071	-0.0024	-59	-2
1992 à 1997	-0.026	-0.0052	-22	-4.5
1992 à 2002	-0.052	-0.0052	-45	-4.5
1992 à 2007	-0.065	-0.0043	-56	-3.7
1992 à 2012	-0.068	-0.0034	-58	-2.9
1992 à 2017	-0.067	-0.0027	-58	-2.3
1997 à 2002	-0.026	-0.0052	-29	-5.7
1997 à 2007	-0.039	-0.0039	-43	-4.3
1997 à 2012	-0.042	-0.0028	-46	-3.1
1997 à 2017	-0.041	-0.0021	-46	-2.3
2002 à 2007	-0.013	-0.0026	-20	-4
2002 à 2012	-0.016	-0.0016	-24	-2.4
2002 à 2017	-0.015	-0.001	-24	-1.6
2007 à 2012	-0.0028	-0.0006	-5.5	-1.1
2007 à 2017	-0.0025	-0.0003	-4.9	-0.49
2012 à 2017	0.0003	0.0001	0.62	0.12

Annexe 6 Variations des charges de phosphore total normalisées en fonction des débits de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017

Période	Variation (tonnes/an)	Taux (tonnes/an/an)	Variation (%)	Taux (%/an)
1979 à 1982	0.27	0.091	0.16	0.053
1979 à 1987	2.1	0.26	1.2	0.15
1979 à 1992	20	1.5	11	0.87
1979 à 1997	5.7	0.32	3.3	0.18
1979 à 2002	-43	-1.9	-25	-1.1
1979 à 2007	-83	-3	-48	-1.7
1979 à 2012	-87	-2.6	-50	-1.5
1979 à 2017	-87	-2.3	-50	-1.3
1982 à 1987	1.8	0.36	1	0.21
1982 à 1992	19	1.9	11	1.1
1982 à 1997	5.4	0.36	3.1	0.21
1982 à 2002	-43	-2.1	-25	-1.2
1982 à 2007	-83	-3.3	-48	-1.9
1982 à 2012	-87	-2.9	-50	-1.7
1982 à 2017	-87	-2.5	-50	-1.4
1987 à 1992	17	3.5	10	2
1987 à 1997	3.6	0.36	2.1	0.21
1987 à 2002	-45	-3	-26	-1.7
1987 à 2007	-85	-4.2	-48	-2.4
1987 à 2012	-89	-3.5	-51	-2
1987 à 2017	-89	-3	-51	-1.7
1992 à 1997	-14	-2.8	-7.2	-1.4
1992 à 2002	-62	-6.2	-32	-3.2
1992 à 2007	-102	-6.8	-53	-3.5
1992 à 2012	-106	-5.3	-55	-2.8
1992 à 2017	-106	-4.2	-55	-2.2
1997 à 2002	-48	-9.7	-27	-5.4
1997 à 2007	-88	-8.8	-49	-4.9
1997 à 2012	-92	-6.2	-52	-3.4
1997 à 2017	-92	-4.6	-52	-2.6
2002 à 2007	-40	-8	-31	-6.1
2002 à 2012	-44	-4.4	-34	-3.4
2002 à 2017	-44	-2.9	-34	-2.2
2007 à 2012	-4	-0.79	-4.4	-0.87
2007 à 2017	-3.9	-0.39	-4.3	-0.43
2012 à 2017	0.023	0.0045	0.026	0.0052

Annexe 7 Variations des concentrations de nitrates normalisées en fonction des débits de la rivière Etchemin Saint-Romuald (à Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017

Période	Variation (mg/l)	Pente (mg/l/an)	Variation (%)	Pente (%/an)
1979 à 1982	0.031	0.01	4.7	1.6
1979 à 1992	0.12	0.0091	18	1.4
1979 à 1997	0.21	0.012	33	1.8
1979 à 2002	0.27	0.012	42	1.8
1979 à 2007	0.29	0.01	44	1.6
1979 à 2012	0.34	0.01	53	1.6
1979 à 2017	0.43	0.011	66	1.7
1982 à 1992	0.088	0.0088	13	1.3
1982 à 1997	0.18	0.012	27	1.8
1982 à 2002	0.24	0.012	36	1.8
1982 à 2007	0.26	0.01	38	1.5
1982 à 2012	0.31	0.01	46	1.5
1982 à 2017	0.4	0.011	59	1.7
1992 à 1997	0.095	0.019	12	2.5
1992 à 2002	0.15	0.015	20	2
1992 à 2007	0.17	0.011	22	1.5
1992 à 2012	0.23	0.011	29	1.5
1992 à 2017	0.31	0.012	40	1.6
1997 à 2002	0.059	0.012	6.8	1.4
1997 à 2007	0.074	0.0074	8.6	0.86
1997 à 2012	0.13	0.0087	15	1
1997 à 2017	0.22	0.011	25	1.2
2002 à 2007	0.015	0.0031	1.7	0.34
2002 à 2012	0.071	0.0071	7.7	0.77
2002 à 2017	0.16	0.01	17	1.1
2007 à 2012	0.056	0.011	6	1.2
2007 à 2017	0.14	0.014	15	1.5
2012 à 2017	0.085	0.017	8.5	1.7

Annexe 8 Variations des charges de nitrates normalisées en fonction des débits de la rivière Etchemin à Saint-Romuald (Lévis; station 02330001) pour la période 1979-2017

Période	Variation (tonnes/an)	Pente (tonnes/an/an)	Variation (%)	Pente (%/an)
1979 à 1982	56	19	7.9	2.6
1979 à 1992	219	17	31	2.4
1979 à 1997	281	16	39	2.2
1979 à 2002	301	13	42	1.8
1979 à 2007	290	10	41	1.4
1979 à 2012	378	11	53	1.6
1979 à 2017	472	12	66	1.7
1982 à 1992	163	16	21	2.1
1982 à 1997	225	15	29	1.9
1982 à 2002	245	12	32	1.6
1982 à 2007	234	9.4	30	1.2
1982 à 2012	322	11	42	1.4
1982 à 2017	416	12	54	1.5
1992 à 1997	62	12	6.7	1.3
1992 à 2002	82	8.2	8.7	0.87
1992 à 2007	71	4.7	7.6	0.51
1992 à 2012	159	7.9	17	0.85
1992 à 2017	253	10	27	1.1
1997 à 2002	19	3.9	1.9	0.39
1997 à 2007	9	0.9	0.9	0.09
1997 à 2012	97	6.4	9.7	0.65
1997 à 2017	190	9.5	19	0.96
2002 à 2007	-10	-2.1	-1	-0.2
2002 à 2012	77	7.7	7.6	0.76
2002 à 2017	171	11	17	1.1
2007 à 2012	88	18	8.7	1.7
2007 à 2017	181	18	18	1.8
2012 à 2017	94	19	8.6	1.7

Annexe 9 Chronologie de la mise en place des mesures d'assainissement à l'échelle du Québec

Les tendances et les patrons de variation des paramètres de la qualité de l'eau, de 1979 à 2017, peuvent être expliqués également par les actions associées aux mesures générales d'assainissement mises en place à l'échelle du Québec et par des facteurs liés aux pressions anthropiques et aux mesures d'atténuation particulières appliquées à l'échelle du bassin versant. La chronologie de la mise en place des mesures d'assainissement à l'échelle du Québec, touchant les milieux industriel, municipal et agricole, doit donc être considérée dans cette interprétation. Étant donné que les interventions issues de ces programmes et règlements n'ont pas commencé ni progressé au même rythme, selon le type d'intervention et les bassins versants, leurs effets cumulatifs influencent progressivement l'évolution temporelle de la qualité de l'eau. Les informations sur l'évolution des sources ponctuelles et diffuses recensées sur le territoire du bassin versant peuvent contribuer à expliquer cette évolution de la qualité de l'eau.

Les principaux programmes et règlements mis en place au Québec visant l'assainissement de l'eau, et ayant potentiellement des effets sur les paramètres physicochimiques et bactériologiques, sont présentés à la suite.

- 1977 – Le Règlement sur les effluents liquides des raffineries de pétrole (RELRP). Le règlement contient notamment des normes de rejet sur les eaux usées et pluviales rejetées dans l'environnement. Une raffinerie de pétrole ne doit pas rejeter dans l'environnement un effluent liquide contenant des huiles et graisses, des phénols, des sulfures, de l'azote ammoniacal et des matières en suspension au-delà des normes édictées.
- 1978 – Programmes d'assainissement des eaux. Le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), lancé en 1978, et son successeur, le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM en 1994), ont favorisé la construction de stations d'épuration qui permettaient en 2000 de traiter les eaux usées de 98 % de la population québécoise raccordée à un réseau d'égouts, alors que moins de 2 % de la population desservie par ces réseaux bénéficiaient de stations d'épuration à la fin des années 1970 (Dartois et Daboval, 1999). Ces stations traitent également les eaux usées d'un grand nombre d'entreprises industrielles. À compter de 1978, et jusqu'au début des années 1990, le PAEQ a permis une intervention systématique auprès de tous les établissements industriels existants situés à l'extérieur de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) qui généraient des rejets problématiques d'eaux usées et qui n'appartenaient ni aux deux secteurs réglementés – pâtes et papiers et raffinage du pétrole – ni au secteur minier (Dartois et Daboval, 1999). Ainsi, ces deux programmes ont contribué principalement à réduire la contamination microbienne (coliformes fécaux; CF) et la charge globale aux cours d'eau en ce qui a trait à la matière organique (demande biochimique en oxygène pendant cinq jours ; DBO₅), aux matières en suspension (MES) et au phosphore de source municipale (MENVIQ, 2000). Le traitement des eaux usées a pu également, dans certains cas, réduire les rejets d'azote sous les formes organique et ammoniacale, tout en augmentant les rejets de nitrates.
- 1978 – Règlement sur les déchets solides (RDS). Le RDS met fin aux dépotoirs, devant être remplacés par des lieux d'enfouissement sanitaire. Il prévoit des normes minimales de qualité des eaux avant leur rejet dans le milieu récepteur, notamment pour les composés phénoliques, les chlorures, les cyanures totaux, la DBO₅, la demande chimique en oxygène (DCO), les coliformes fécaux et totaux, les huiles et graisses, huit métaux, les sulfates et les sulfures totaux.
- 1979 – Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers (RFPP). Le règlement impose des normes de rejet dans l'environnement notamment pour le pH, les MES et la DBO₅. Les normes de rejets sont entrées en vigueur le 31 décembre 1983 pour les MES et le 31 décembre 1988 pour la DBO₅.

- 1981 – Réglementation sur les établissements de production animale et sur les résidences isolées. Le *Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale* (RPPEEPA) introduit des normes sur les installations d'élevage, ainsi que sur le stockage et l'élimination ou la valorisation des déjections animales. Ces mesures visaient le contrôle de l'expansion des élevages, notamment dans les municipalités en surplus de fumiers, et la réduction des rejets provenant des effluents d'élevage dans l'environnement, par l'encadrement des méthodes d'entreposage et une disponibilité suffisante des terres en culture selon l'état des connaissances. L'élément clé de ce règlement était la réduction de la contamination des eaux par l'azote (norme N). Les eaux usées des résidences isolées deviennent également assujetties à un règlement d'application municipale, le *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées* (RETEURI). Des normes de rejet sont émises pour les concentrations en MES et en demande biochimique en oxygène après cinq jours, partie carbonée (DBO₅C). Des normes sont parfois à respecter pour les coliformes fécaux et le phosphore total.
- 1987 – Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (PPRLPI). L'objectif de la PPRLPI est d'assurer la pérennité des plans d'eau et des cours d'eau, de maintenir et d'améliorer leur qualité en accordant une protection minimale adéquate aux rives, au littoral et aux plaines inondables. Cette politique doit être intégrée dans les règlements municipaux.
- 1988 – Programmes d'aide en agroenvironnement. Le Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF), lancé en 1988, et ses successeurs, le *Programme d'aide à l'investissement en agroenvironnement* (PAIA en 1997) et le programme Prime-Vert (1999), ont permis la construction de structures d'entreposage étanches des fumiers et des lisiers, de même que la mise en place de certaines autres mesures agroenvironnementales (p. ex. : retrait des animaux au cours d'eau, aménagement de haie brise-vent ou de bande riveraine). Ces mesures ont favorisé une meilleure gestion des engrais de ferme, tout en réduisant les apports directs aux cours d'eau de coliformes fécaux, d'azote et de phosphore.

De plus, le Programme de réduction des rejets industriels (PRRI) a également été mis en œuvre en 1988, avec l'ajout dans la *Loi sur la qualité de l'environnement* de la section IV.2, « Attestation d'assainissement ». Son objectif est de réduire l'ensemble des rejets des entreprises appartenant à la grande industrie, c'est-à-dire les effluents, les émissions atmosphériques et les déchets, selon une approche intégrée et évolutive en accordant une attention particulière aux substances toxiques. Le *Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel* (RAAMI) a été adopté en 1993 et c'est l'outil qui permet de mettre en œuvre le programme. Actuellement, deux décrets gouvernementaux ont assujetti les établissements industriels des secteurs des pâtes et papiers en 1993 et de l'industrie minérale et de la première transformation des métaux en 2002. Les premières attestations d'assainissement pour le secteur des pâtes et papiers ont été délivrées en 2000, alors que, pour les établissements du deuxième décret, la délivrance a débuté en 2007.

Toujours en 1988, un programme conjoint fédéral-provincial, le Plan d'action Saint-Laurent (PASL), est mis en place afin de protéger, de conserver et de restaurer la qualité des eaux du Saint-Laurent en s'intéressant particulièrement aux substances toxiques persistantes présentes dans les effluents. La première phase du programme 1988-1993 visait 50 établissements industriels d'importance préalablement sélectionnés. Parmi les 50 établissements, on compte 15 fabriques de pâtes et papiers, 3 raffineries de pétrole et 32 autres industries dont les plus importantes en matière de pollution avaient déjà signé un programme d'assainissement dans le cadre du PAEQ ou étaient en train de le négocier.

L'entente a été reconduite en 1993 par la mise en œuvre d'une deuxième phase nommée Saint-Laurent Vision 2000 (SLV-2000) qui s'est poursuivie jusqu'en 1998 et visait 56 établissements de plus.

- 1989 – Directive 019 sur l'industrie minière. Ce document est utilisé pour l'analyse des projets miniers et contient notamment des exigences de rejets à l'effluent et dans le milieu récepteur (voir les paramètres cités pour les deux exigences). Cette directive a été modifiée en 2005 et 2012.
- 1992 – Refonte de la réglementation pour le secteur des fabriques de pâtes et papiers (RFPP). Il y a eu un resserrement des normes de rejets des MES et de la DBO₅ qui sont entrées en vigueur en 1995. De plus, il y a eu l'ajout de normes de rejets pour de nouveaux paramètres, soit les composés organiques halogénés adsorbables (COHA), les dioxines et furanes, les biphényles polychlorés (BPC), les hydrocarbures pétroliers, la température et la toxicité aiguë.
- 1993 – Loi sur l'établissement et l'agrandissement de certains lieux d'élimination de déchets. Cette loi marque le début de l'assujettissement des projets d'établissement ou d'agrandissement de lieux d'enfouissement sanitaire ou de dépôts de matériaux secs à la procédure d'évaluation environnementale et permet au gouvernement, pour assurer une protection accrue de l'environnement, d'appliquer par décret des normes différentes de celles qui sont prescrites par le Règlement sur les déchets solides (RDS). À compter de cette date, le calcul et le suivi des objectifs environnementaux de rejets (OER) ont été imposés pour les rejets des lieux d'enfouissement assujettis à la procédure (voir les paramètres cités).
- 1997 – Réglementation sur la pollution d'origine agricole. Le Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA) a remplacé le RPPEPA en 1997. Son principal objectif était la réduction de la contamination des eaux et des sols par l'azote et le phosphore. Il a introduit des limites d'épandage au niveau du phosphore sur les sols déjà riches, ainsi que sur les périodes d'épandage, avec l'obligation d'un plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF) réalisé par un agronome. La norme P apparaît et remplace graduellement la norme N utilisée pour le calcul de la quantité maximale de fertilisants. Les PAEF y ont été introduits comme un moyen de diminuer la pollution associée aux épandages de déjections animales et d'engrais minéraux, en plus des obligations relatives à l'entreposage étanche, qui y ont été reconduites (Patoine et D'Auteuil-Potvin, 2015). Cette réglementation avait pour objectif de diminuer l'apport de phosphore et d'azote dans les sols et les cours d'eau.
- Début des années 2000 – Position ministérielle sur la désinfection des eaux usées traitées. Le MELCC a actualisé la gestion des eaux usées en publiant, notamment, la Position ministérielle sur la désinfection des eaux usées traitées (municipales, industrielles, commerciales, institutionnelles, agricoles et résidentielles), qui prévoit la nécessité d'une désinfection des eaux usées traitées lorsque la protection des usages du milieu récepteur le requiert, et en fixant un objectif environnemental de rejet (OER) pour les coliformes fécaux, afin d'établir les niveaux requis de désinfection.
- 2002 – Règlement sur les exploitations agricoles (REA). Ce règlement résulte d'un exercice de modernisation 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 de l'équilibre en phosphore pour chaque exploitation. Cette mesure se traduit par l'obligation progressive pour les lieux d'élevage ou d'épandage à détenir un bilan de phosphore à l'équilibre. De plus, ce règlement introduit des normes quant au retrait des animaux des cours d'eau, des plans d'eau, ainsi que de leurs bandes riveraines (à partir d'avril 2005). De plus, les exigences administratives sont adaptées au niveau de risque environnemental par l'introduction des avis de projet pour les projets d'implantation ou d'augmentation de faible envergure. Ces mesures,

d'avantage axées sur le phosphore, favorisent également une réduction des apports aux cours d'eau en coliformes fécaux, de certaines formes d'azote et des MES.

- 2004 – Modification du REA. Cette modification vient interdire l'augmentation des superficies utilisées pour la culture des végétaux dans les municipalités se trouvant sur le territoire de bassins versants dégradés, soit ceux ayant dépassé le critère d'eutrophisation (0,03 mg/l de P) et listées dans les annexes du règlement.
- 2006 – Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR). Ce règlement, qui remplace le RDS, oblige notamment l'élimination des matières résiduelles dans des lieux d'enfouissement technique étanches avec captage et traitement des eaux. Les normes de rejets sont plus sévères, particulièrement pour l'azote ammoniacal et les MES, mais moins sévères pour les CF, et le suivi environnemental est obligatoire. Les autres paramètres faisant l'objet de normes sont les composés phénoliques, la DBO₅, le zinc et le pH.
- 2009 – Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique. Celle-ci a été émise pour tenir compte de l'accroissement de la présence des algues bleu-vert dans les plans d'eau du Québec. Cette position vise la réduction des concentrations de phosphore dans les effluents d'eaux usées qui se trouvent en amont d'un lac ou dans un lac, dans les cours d'eau situés dans des bassins présentant un surplus de phosphore ou dans certains cours d'eau, afin d'assurer la protection des usages.

Toujours en 2009, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a adopté la Stratégie pancanadienne sur la gestion des effluents d'eaux usées municipales (Stratégie pancanadienne). Selon cette stratégie, aucune augmentation de la fréquence des débordements d'égouts unitaires, domestiques ou pseudo domestiques due aux projets de développement ou de redéveloppement ne peut être autorisée. De plus, la Stratégie pancanadienne propose la réalisation, à long terme, d'un plan de réduction des débordements d'égout, afin de réduire les conséquences des débordements observés sur le milieu récepteur. Des normes de performance nationales pour les concentrations en DBO₅C, en MES et en chlore résiduel total (CRT) constituent des exigences minimales de qualité à l'égard des effluents rejetés dans les eaux de surface par tous les ouvrages d'assainissement municipaux, collectifs et gouvernementaux. Enfin, la Stratégie pancanadienne recommande que tous les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (OMAEU) fassent l'objet d'une évaluation du risque environnemental propre à leur site, notamment par la réalisation d'une caractérisation initiale de l'effluent final des stations d'épuration (voir les paramètres cités). Bien que le Québec n'ait pas signé la Stratégie pancanadienne, il adhère aux objectifs de cette dernière.

- 2013 (avril) – Position ministérielle sur l'application des normes pancanadiennes de débordement des réseaux d'égout municipaux. Le MELCC a publié cette position dont l'objectif est d'éviter l'augmentation de la fréquence des débordements observés aux ouvrages de surverse. Cette position ministérielle a fait en sorte que le MELCC a révisé toutes les exigences de débordement fixées depuis le début des années 1980. Les exploitants municipaux peuvent prendre connaissance du résultat de cette révision en consultant le système de suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (système SOMAEU).

Toujours en 2013 (décembre), le gouvernement a édicté Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU, Q-2, r. 34.1) afin d'établir le cadre légal de la gestion des eaux usées municipales au Québec. Ce règlement vise les stations d'épuration municipales situées au sud du 54^e degré de latitude nord dont le débit annuel moyen est supérieur à 10 mètres cubes par jour (m³/jour). Il prescrit notamment des normes minimales de performance pour les concentrations en DBO₅C, en MES et pour le pH à l'effluent final d'une station d'épuration et interdit les débordements en temps sec aux

ouvrages de surverse d'un réseau d'égout municipal. De plus, l'effluent final d'une station de traitement ne doit pas présenter de toxicité, et un suivi de la toxicité globale de l'effluent final est prévu aux stations d'épuration de moyenne, grande et très grande taille. Le règlement encadre également les avis au ministre, ainsi que la qualification des opérateurs.

Au niveau industriel, il convient de signaler un certain nombre de mesures gouvernementales relevant du fédéral qui ont contribué, au cours des années, à contrôler directement ou indirectement les effluents industriels : la *Loi sur les pêches* (1985), la *Loi sur les ressources en eau du Canada* (1985), la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) ainsi que divers règlements (Dartois et Daboval, 1999).

Ces mesures gouvernementales, combinées à d'autres facteurs, comme l'évolution des connaissances techniques ou des marchés, ont entraîné divers changements au niveau des populations, des élevages, des cultures et des mesures d'assainissement mises en place. Ces changements peuvent être documentés à l'aide des données recueillies par certains organismes publics, comme Statistique Canada, l'Institut de la statistique du Québec, le MAPAQ¹, le MAMH² et le MELCC ou encore dans des études comme le *Suivi 2007 du portrait agroenvironnemental des fermes du Québec* (BPR-Infrastructure inc., 2008), qui évalue l'évolution des pratiques agroenvironnementales des fermes du Québec pour les années 1998, 2003 et 2007 pour chacune des régions du Québec. Par exemple, Patoine et d'Auteuil-Potvin (2013) ont pu établir un lien entre la diminution de l'utilisation de phosphore en agriculture et la diminution des concentrations de phosphore observée entre 1999 et 2008 dans dix tributaires québécois. Ce lien a pu être établi à l'aide des données sur l'évolution des cheptels, sur l'utilisation de la phytase en remplacement de l'ajout de phosphore minéral dans les moulées porcines et de volailles, ainsi que sur les ventes d'engrais minéraux phosphatés.

Les faits saillants des politiques agroenvironnementales au Québec ont été résumés par Boutin (2004). Les faits saillants des politiques visant l'assainissement des eaux usées municipales et industrielles avant 1995 sont résumés par Dartois et Daboval (1999).



**Environnement
et Lutte contre
les changements
climatiques**

Québec 