

# **Revue de littérature – L'eutrophisation en milieu marin**

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

*Direction de la qualité des milieux aquatiques (DQMA)*

Auteur principal : Gabrièle Deslongchamps (Université Laval)

Chargé de projet : Antoine Caron (MELCC)

Chercheur responsable : Jean-Éric Tremblay (Université Laval)

**\*\* Version finale – 15 décembre 2021 \*\***

# TABLE DES MATIÈRES

RÉDACTION ET SUPERVISION.....	IV
LISTE DES FIGURES.....	IV
LISTE DES TABLEAUX .....	VI
LISTE D'ACRONYMES .....	VII
DÉFINITIONS .....	VIII
MISE EN CONTEXTE .....	1
L'EUTROPHISATION .....	1
DESCRIPTION GÉNÉRALE DE L'ESTUAIRE ET DU GOLFE DU SAINT-LAURENT.....	2
LA SANTÉ DU SAINT-LAURENT .....	6
<b>THÈME 1 : L'EUTROPHISATION DE L'ESTUAIRE MARITIME DU SAINT-LAURENT .....</b>	<b>10</b>
CONSÉQUENCES DE L'EUTROPHISATION SUR L'ESTUAIRE MARITIME .....	10
<i>Développement de zones hypoxiques</i> .....	10
<i>Acidification des eaux</i> .....	13
<i>Floraison d'algues toxiques</i> .....	13
CAUSES DE L'HYPOXIE DANS L'ESTUAIRE MARITIME .....	14
<i>Contribution des masses d'eau dans l'EMSL</i> .....	14
<i>Contributions des apports en matière organique et nutriments dans l'EMSL</i> .....	19
SOURCES ET CONTRIBUTIONS DES DIFFÉRENTES FORMES DE NUTRIMENTS PROVENANT DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT .....	21
<i>Bilan nutritif du système du Saint-Laurent</i> .....	21
<i>Principales sources et puits</i> .....	26
<i>Variabilité et changements anticipés</i> .....	34
<b>THÈME 2 : L'EUTROPHISATION EN MILIEU MARIN AILLEURS DANS LE MONDE.....</b>	<b>41</b>
LA GESTION DE L'EUTROPHISATION EN EUROPE .....	42
<i>Critères de qualité des eaux</i> .....	42
<i>Le cas de la mer Baltique</i> .....	44
<i>Le cas de la mer du Nord</i> .....	49
LA GESTION DE L'EUTROPHISATION EN AMÉRIQUE DU NORD .....	52
<i>Critères de qualité des eaux</i> .....	53
<i>Le cas de la baie de Chesapeake</i> .....	53
<i>Le cas du nord du golfe du Mexique</i> .....	58
<i>Le cas de baie de Tampa</i> .....	60
PROBLÈMES À CONSIDÉRER POUR ÉTABLIR LES SEUILS NUTRITIFS .....	63

<b>THÈME 3 : LES RÉGLEMENTATIONS OU LIMITES ADOPTÉES POUR L'AZOTE AILLEURS AU CANADA .....</b>	<b>64</b>
RÉGLEMENTATION FÉDÉRALE .....	64
RÉGLEMENTATION PROVINCIALE .....	66
<i>Québec</i> .....	66
<i>Île-du-Prince-Édouard</i> .....	68
<i>Grands Lacs et Ontario</i> .....	69
<i>Manitoba</i> .....	74
<i>Alberta</i> .....	75
<i>Colombie-Britannique</i> .....	76
<b>THÈME 4 : LA SYNTHÈSE DES DONNÉES DE QUALITÉ DE L'EAU POUR LES DIFFÉRENTES FORMES D'AZOTE DANS LES MASSES D'EAU DU FLEUVE SAINT-LAURENT ET SES PRINCIPAUX TRIBUTAIRES .....</b>	<b>78</b>
ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU FLEUVE SAINT-LAURENT .....	78
SYNTHÈSE DES DONNÉES POUR L'AZOTE .....	81
<i>État récent</i> .....	81
<i>Tendances temporelles</i> .....	82
<i>Comparaisons avec les autres données disponibles</i> .....	87
<i>Résumé des principaux constats</i> .....	87
<i>Solutions et cibles de réduction</i> .....	88
<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>94</b>
<b>ANNEXE A : DESCRIPTION DES TYPES DE RÉGIONS UTILISÉES POUR DÉFINIR LES CRITÈRES EN ÉLÉMENTS NUTRITIFS EN EUROPE .....</b>	<b>103</b>
<b>ANNEXE B : RECOMMANDATIONS ACTUELLES DES PROVINCES CANADIENNES SUR LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS AINSI QUE LES MÉTHODES QUI ONT SERVI À LEUR ÉLABORATION .....</b>	<b>104</b>
<b>ANNEXE C : CHARGES MOYENNES DES DIFFÉRENTS TRIBUTAIRES DE LA RIVE NORD ET DE LA RIVE SUD DU SAINT-LAURENT POUR LA PÉRIODE 2013-2017 .....</b>	<b>106</b>

## RÉDACTION ET SUPERVISION

Liste des auteurs et superviseurs ayant participé à la rédaction ou à la correction :

Nom	Affiliation	Statut	Coordonnées
Gabrièle Deslongchamps	Université Laval	Auteure principale	<a href="mailto:gabriele.deslongchamps.1@ulaval.ca">gabriele.deslongchamps.1@ulaval.ca</a>
Jean-Éric Tremblay	Université Laval	Chercheur	<a href="mailto:jean-eric.tremblay@bio.ulaval.ca">jean-eric.tremblay@bio.ulaval.ca</a>
Antoine Caron	MELCC	Chargé de projet	<a href="mailto:antoine.caron@environnement.gouv.qc.ca">antoine.caron@environnement.gouv.qc.ca</a>
Caroline Anderson	MELCC	Révisseuse	<a href="mailto:caroline.anderson@environnement.gouv.qc.ca">caroline.anderson@environnement.gouv.qc.ca</a>

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Division du système du Saint-Laurent .....	3
Figure 2. Schéma des différentes masses d'eau de l'estuaire moyen et de l'estuaire maritime .....	4
Figure 3. Carte du complexe des Grands Lacs.....	5
Figure 4. Principaux tributaires et leurs bassins versants reliés au fleuve Saint-Laurent .....	6
Figure 5. Proportion d'utilisation du sol dans les bassins versants des tributaires du fleuve .....	9
Figure 6. Carte de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent, montrant le taux de saturation en oxygène ( <i>oxygen saturation</i> ) .....	12
Figure 7. Concentrations en oxygène dissous en fonction de la profondeur ( <i>depth</i> ) le long du chenal Laurentien à partir de la ville de Québec (climatologie annuelle 1980-2018).....	12
Figure 8. Carte de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent montrant les principaux courants marins .....	15
Figure 9. Températures moyennes le long du chenal Laurentien, en fonction de la profondeur ( <i>depth</i> ) .....	15
Figure 10. Résumé des contributions physiques et biogéochimiques à la baisse en oxygène observée à la tête du chenal Laurentien, pendant deux périodes (1970-1995 et 2008-2018) 16	
Figure 11. Séries chronologiques de différents paramètres pour la période 1970-2020 .....	17
Figure 12. Carte du fleuve Saint-Laurent montrant les stations et les tributaires évalués par Hudon et ses collaborateurs (2017) .....	22
Figure 13. Apports (tonnes an <sup>-1</sup> ) en nitrates-nitrites (à gauche) et en phosphore (à droite) dans le Saint-Laurent.....	24
Figure 14. Diagramme des principales composantes des apports anthropiques et des exportations associées aux bassins versants du Saint-Laurent.....	28
Figure 15. Variations temporelles des différentes sources d'azote et de phosphore dans le Saint-Laurent .....	28

Figure 16. Schématisation simplifiée du cycle de l'azote en milieu marin .....	29
Figure 17. Contribution des trois principales sources de nitrates dans le fleuve Saint-Laurent .....	32
Figure 18. Tendances temporelles des concentrations mensuelles moyennes de nitrates.....	35
Figure 19. Tendances temporelles des concentrations mensuelles moyennes de nutriments .....	36
Figure 20. Variations saisonnières des concentrations de nutriments dans le secteur de Québec	37
Figure 21. Répartition spatiale et saisonnière des concentrations de nutriments dans le fleuve ...	38
Figure 22. Physiographie de la mer Baltique (bathymétrie et courants) .....	45
Figure 23. Sources des apports en nutriments (NT et PT) dans la mer Baltique en 2014.....	46
Figure 24. Évolution temporelle des apports totaux de nutriments dans la mer Baltique.....	48
Figure 25. Tendances de l'état d'eutrophisation de la mer Baltique pour la période de 1900 à 2010 .....	49
Figure 26. Physiographie de la mer du Nord (bathymétrie et courants) .....	50
Figure 27. Évolution temporelle des concentrations hivernales moyennes de nutriments dans la mer du Nord .....	51
Figure 28. Carte de la baie de Chesapeake .....	55
Figure 29. Apports en phosphore et en azote dans la baie de Chesapeake en fonction du débit .....	57
Figure 30. Carte du nord du golfe du Mexique.....	58
Figure 31. Carte de la baie de Tampa et de son bassin versant .....	61
Figure 32. Tendances des Grands Lacs pour les concentrations de phosphore total.....	72
Figure 33. Tendances des Grands Lacs pour les concentrations de nitrates-nitrites .....	73
Figure 34. Processus d'établissement des objectifs de qualité de l'eau en Colombie-Britannique	77
Figure 35. Localisation de 27 des 28 stations du Réseau-fleuve suivies par le MELCC et leur valeur d'IQBP <sub>s</sub> .....	79
Figure 36. Localisation des stations du Réseau-rivières suivies par le MELCC.....	80
Figure 37. Charges moyennes de différentes formes d'azote provenant des principaux tributaires du fleuve .....	82
Figure 38. Tendances pour les concentrations d'azote pour les masses d'eau du fleuve.....	83
Figure 39. Tendances pour les concentrations de phosphore pour les masses d'eau du fleuve...	84
Figure 40. Plage de variations (%) des paramètres physicochimiques et bactériologiques des tributaires.....	85
Figure 41. Approvisionnements en engrais dans les marchés agricoles du Québec .....	89
Figure 42. Étapes pour calculer le budget nutritif d'azote de nouveaux développements utilisées dans l'approche de neutralité nutritionnelle du Natural England .....	93

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Paramètres physicochimiques et bactériologiques utilisés par le MELCC .....	7
Tableau 2. Classes de qualité de l'eau obtenues à l'aide de l'IPBQ.....	7
Tableau 3. Indices de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP <sub>6</sub> ) de 19 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de 3 tributaires de la rivière des Outaouais.....	8
Tableau 4. Proportions des apports annuels totaux de MES, COD, NT et PT qui s'écoulent vers l'estuaire du Saint-Laurent mesurées à la hauteur de la ville de Québec.....	23
Tableau 5. Type d'engrais à base d'azote vendu dans la province de Québec pour l'année 2000 .....	30
Tableau 6. Seuils de concentrations en nutriments utilisés par les différents pays de l'Union européenne.....	43
Tableau 7. Variables mesurées pour déterminer la qualité de l'eau dans la baie de Tampa et de ses ports.....	63
Tableau 8. Comparaison des standards de qualité des eaux pour l'azote total recommandés par d'autres régions canadiennes et américaines .....	68
Tableau 9. Concentrations cibles de phosphore total et de chlorophylle <i>a</i> établies pour les Grands Lacs.....	70
Tableau 10. État de qualité de l'eau des Grands Lacs.....	71
Tableau 11. Lignes directrices pour les éléments nutritifs dans les eaux de surface pour l'Alberta	76
Tableau 12. Charges annuelles et concentrations pondérées d'azote filtré pour les masses d'eau du fleuve .....	81
Tableau 13. Comparaison des médianes des concentrations et charges moyennes annuelles en nutriments.....	86
Tableau 14. Charges annuelles d'azote au fleuve Saint-Laurent .....	87

## LISTE D'ACRONYMES

BQMA	Banque de données sur la qualité du milieu aquatique
C	Carbone
CL	Chenal laurentien
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
COD	Carbone organique dissous
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EGSL	Estuaire et golfe du Saint-Laurent
EMSL	Estuaire maritime du Saint-Laurent
IQBP	Indice de qualité bactériologique et physicochimique
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MES	Matière en suspension
MO	Matière organique
MPO	Pêches et Océans Canada
N	Azote
N <sub>2</sub>	Diazote
NANI	<i>Net Anthropogenic Nitrogen Input</i> (apport anthropique d'azote net)
NAPI	<i>Net Anthropogenic Phosphorus Input</i> (apport anthropique de phosphore net)
NT	Azote total
NH <sub>3</sub>	Azote ammoniacal – Ammoniac
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammonium
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrite
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrate
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote
N <sub>2</sub> O	Oxyde nitreux
OD	Oxygène dissous
PASL	Plan d'action Saint-Laurent
P	Phosphore
PT	Phosphate total
PRS	Phosphore réactif soluble
PST	<i>Paralytic shellfish toxins</i> (toxines paralysantes des coquillages)

## DÉFINITIONS

**Affluent - tributaire** : cours d'eau qui se jette dans un autre, généralement plus important, en un lieu appelé *confluent*.

**Azote (N)** : gaz inerte, incolore et inodore. L'azote et ses composés sont très communs dans la biosphère et les eaux de surface. Les matières organiques en décomposition ainsi que la plupart des végétaux et des animaux contiennent des composés azotés. Dans l'eau, l'azote se présente principalement sous forme d'azote organique, d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates. Ces formes se retrouvent en quantité plus ou moins importante dans les effluents industriels et municipaux ainsi que dans les eaux de ruissellement des terres agricoles. L'azote est un élément nutritif essentiel pour les plantes et les algues. L'azote est abondamment présent sous sa forme gazeuse (diazote; N<sub>2</sub>).

**Azote ammoniacal - ammoniac (NH<sub>3</sub>)** : résultat de la transformation de la matière organique azotée par les microorganismes du sol ou de l'eau. Dans les eaux de surface, l'azote ammoniacal provient principalement du lessivage des terres agricoles ainsi que des eaux usées d'origine municipale et industrielle. Il peut s'avérer toxique pour la vie aquatique lorsque sa concentration est très élevée. L'azote ammoniacal prend la forme d'ammonium lorsque solubilisé dans l'eau (voir la définition ci-dessous).

**Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)** : au pH normal de l'eau, la très grande majorité de l'azote ammoniacal est sous forme d'ammonium, seule forme utilisable par les plantes. Par souci de simplification, le terme NH<sub>3</sub> utilisé dans le présent document inclut aussi sa forme NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

**Azote organique** : azote combiné qu'on trouve dans les molécules organiques, telles que les protéines, les acides aminés et l'urée. Une part non négligeable de la charge en azote contenue dans les eaux de surface se présente sous la forme d'azote organique, notamment d'azote organique dissous et d'azote organique particulaire.

**Bassin versant - bassin hydrographique** : ensemble du territoire dont les eaux de ruissellement et les eaux souterraines sont drainées vers un même exutoire.

**Eutrophisation** : processus naturel rendant un écosystème aquatique de plus en plus riche en nutriments (azote et surtout phosphore), augmentant ainsi la biomasse végétale. L'enrichissement peut conduire, entre autres, à une modification des communautés, à un accroissement de la matière organique et même à un déficit en oxygène dissous. L'eutrophisation peut être accélérée par des apports d'origine anthropique.

**Indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP)** : indice qui sert à évaluer la qualité physicochimique et bactériologique globale de l'eau. L'IQBP<sub>6</sub> (utilisé pour les rivières) est basé sur les six variables suivantes : le phosphore total, les coliformes fécaux, les matières en suspension, l'azote ammoniacal, les nitrites-nitrates et la chlorophylle *a* active. Pour chacun des descripteurs retenus, la concentration mesurée est transformée, à l'aide d'une courbe d'appréciation de la qualité de l'eau, en un sous-indice variant de 0 (très mauvaise qualité) à 100 (bonne qualité). L'IQBP<sub>5</sub> (utilisé pour les masses d'eau du fleuve) est basé sur ces mêmes variables, à l'exception des matières en suspension.

**Matières en suspension (MES)** : petites particules de matière solide dans une eau, provenant de sources naturelles, d'effluents municipaux et industriels, du ruissellement des terres agricoles et des retombées de matières particulaires atmosphériques.



**Matière organique (MO)** : substance chimique d'origine animale ou végétale incluant la plupart des composés du carbone. Peut également être définie comme l'ensemble des produits d'origine biologique provenant des débris végétaux, des déjections et des cadavres d'animaux.

**Nutriments** : substance simple ou composée nécessaire au cycle vital des plantes et des animaux. En tant que polluant, il s'agit de tout élément ou composé, tels le phosphore ou l'azote, qui stimule excessivement la croissance de substances organiques dans les écosystèmes aquatiques (p. ex., l'eutrophisation d'un lac).

**Phosphore (P)** : élément nutritif retrouvé dans les milieux naturels, indispensable à la croissance des organismes vivants et limitant celle du phytoplancton et des autres plantes aquatiques. Présent en trop grande quantité, le phosphore est toutefois responsable de l'eutrophisation des lacs et des eaux côtières. Le phosphore provient des effluents municipaux et industriels, du lessivage et du ruissellement des terres agricoles fertilisées.

**Sources ponctuelles** : points uniques et repérables de déversement, par exemple, l'effluent provenant d'une usine ou d'une station d'épuration.

**Sources diffuses** : sources de pollution due à de multiples rejets de polluants dans le temps et dans l'espace, tels les engrais utilisés en agriculture et les dépôts d'azote atmosphérique.

# MISE EN CONTEXTE

## L'EUTROPHISATION

Le phénomène d'eutrophisation est généralement décrit comme une augmentation des apports en matière organique (MO) et en éléments nutritifs (azote [N] et phosphore [P]) dans un écosystème aquatique qui stimule la production biologique du milieu<sup>1</sup>. Cette production accrue s'accompagne d'une transformation des caractéristiques de l'écosystème aquatique, qui se traduit notamment par une plus grande accumulation de sédiments et de MO, une réduction de l'oxygène dissous (OD) dans l'eau liée à la décomposition bactérienne de la MO (zones hypoxiques), une diminution de la biodiversité locale et le remplacement d'organismes par des espèces mieux adaptées aux nouvelles conditions. Une multitude de variables peuvent influencer sur l'eutrophisation, tels les nutriments (concentrations, formes, ratios, etc.), la production primaire (taxonomie, assemblages spécifiques, biomasse, etc.), les propriétés physiques du milieu (connectivité au milieu terrestre, tributaires, courants, bathymétrie, etc.), et bien d'autres, ce qui rend l'étude de ce phénomène complexe. Bien que plusieurs facteurs influent sur l'eutrophisation, la principale cause en milieux estuarien et côtier est l'apport excessif de nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) qui engendre une hausse de la productivité primaire (Thibodeau, 2010a). Puisque les zones estuariennes sont généralement limitées en N, elles sont particulièrement sensibles aux apports de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et d'autres formes de N assimilables.

À ce jour, l'eutrophisation accélérée par les activités humaines représente l'un des plus gros enjeux associés aux problèmes de pollution en milieux côtiers et estuariens dans le monde (Howarth et collab., 2000; Smith et Schindler, 2009). Toutes les conséquences de l'eutrophisation ont pour effet d'altérer fondamentalement le fonctionnement des écosystèmes atteints ainsi que les services écologiques qui en découlent (Cloern, 2001; Diaz, 2001; Diaz et Rosenberg, 2008). La présente revue de littérature a comme objectif principal de regrouper toutes les informations pertinentes en lien avec les quatre thèmes suivants :

**THÈME 1 :** L'eutrophisation des eaux de l'estuaire maritime du Saint-Laurent

**THÈME 2 :** L'eutrophisation en milieu marin ailleurs dans le monde

**THÈME 3 :** Les réglementations ou limites adoptées pour l'azote ailleurs au Canada

**THÈME 4 :** La synthèse des données de qualité de l'eau pour les différentes formes d'azote dans les masses d'eau du fleuve Saint-Laurent et ses principaux tributaires

---

<sup>1</sup> <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>.

## DESCRIPTION GÉNÉRALE DE L'ESTUAIRE ET DU GOLFE DU SAINT-LAURENT

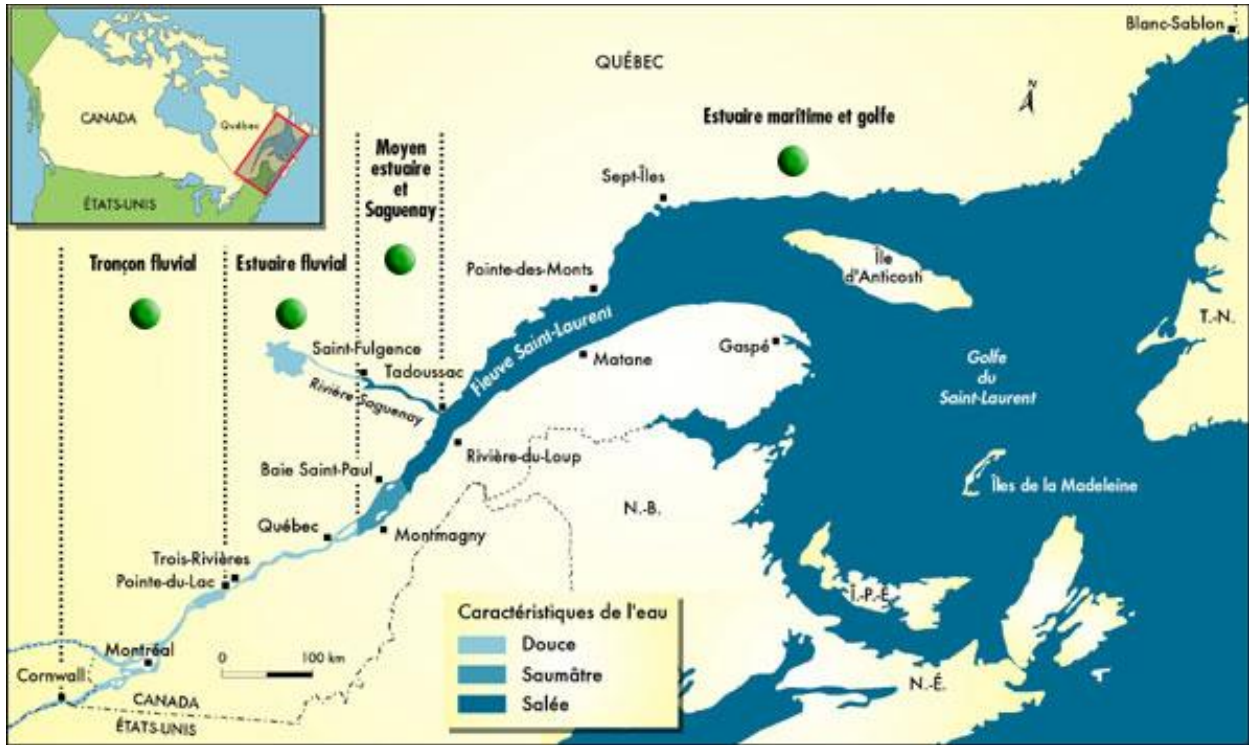
Bien que les estuaires représentent seulement 7 % de la surface océanique mondiale, ceux-ci jouent un rôle important dans les cycles biogéochimiques (Gattuso et collab., 1998). Leurs faibles profondeurs et les grandes quantités de MO terrigènes et de nutriments qu'ils reçoivent par le ruissellement et les eaux souterraines en font les zones les plus actives de la biosphère sur le plan géochimique et biologique. Les estuaires sont sept fois plus productifs que les océans (Walsh, 1991) et peuvent accomplir plus de 40 % de la séquestration de carbone (C) effectuée par l'ensemble des milieux marins (Muller-Karger et collab., 2005).

Le système du Saint-Laurent, qui relie les Grands Lacs à l'océan Atlantique, s'étend sur une distance de 1 600 km, ce qui lui confère le troisième rang en importance des fleuves de l'Amérique du Nord après le Mississippi et le Mackenzie (PASL, 2019). Ses rives sont peuplées par un peu plus de 45 millions d'habitants (Goyette et collab., 2016) et son réseau hydrographique compte plus de 244 tributaires du territoire québécois couvrant un bassin versant d'environ 1,6 million de kilomètres carrés (PASL, 2019). Avec son embouchure de 370 km de longueur et de 48 km de largeur ainsi que son débit moyen annuel de  $13\,000\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (EGSL) réunis forment le plus grand système estuarien au monde (PASL, 2019).

Le système du Saint-Laurent peut être divisé en trois principales régions : le corridor fluvial (tronçon fluvial et estuaire fluvial), qui prend origine dans les Grands Lacs et s'arrête entre les villes de Québec et de Montmagny, l'estuaire, qui s'étend ensuite jusqu'à Pointe-des-Monts, et le golfe, qui débouche sur l'océan (Figure 1). Par ailleurs, l'estuaire se divise également en deux portions, soit l'estuaire moyen et l'estuaire maritime du Saint-Laurent (EMSL), qui se distinguent par des propriétés physiques et des processus hydrologiques différents. L'estuaire moyen, qui correspond à la zone de transition entre les eaux douces de la portion fluviale et les eaux salées de l'estuaire maritime, est caractérisé par un mélange vertical important associé en grande partie aux courants de marée (Saucier et Chassé, 2000). L'estuaire maritime, qui s'étend de la tête du chenal laurentien (CL), près de Tadoussac, jusqu'à Pointe-des-Monts, où débute le golfe du Saint-Laurent, est le lieu de rencontre des eaux marines provenant de l'océan Atlantique avec les eaux douces s'écoulant des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (Gilbert et collab., 2007). Le CL, caractéristique bathymétrique importante de l'estuaire, est une vallée sous-marine profonde de 300 à 500 m de profondeur et d'une longueur de 1 240 km qui s'étend du confluent du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Saguenay jusqu'à la rupture de la plate-forme continentale, au large de Terre-Neuve-et-Labrador.

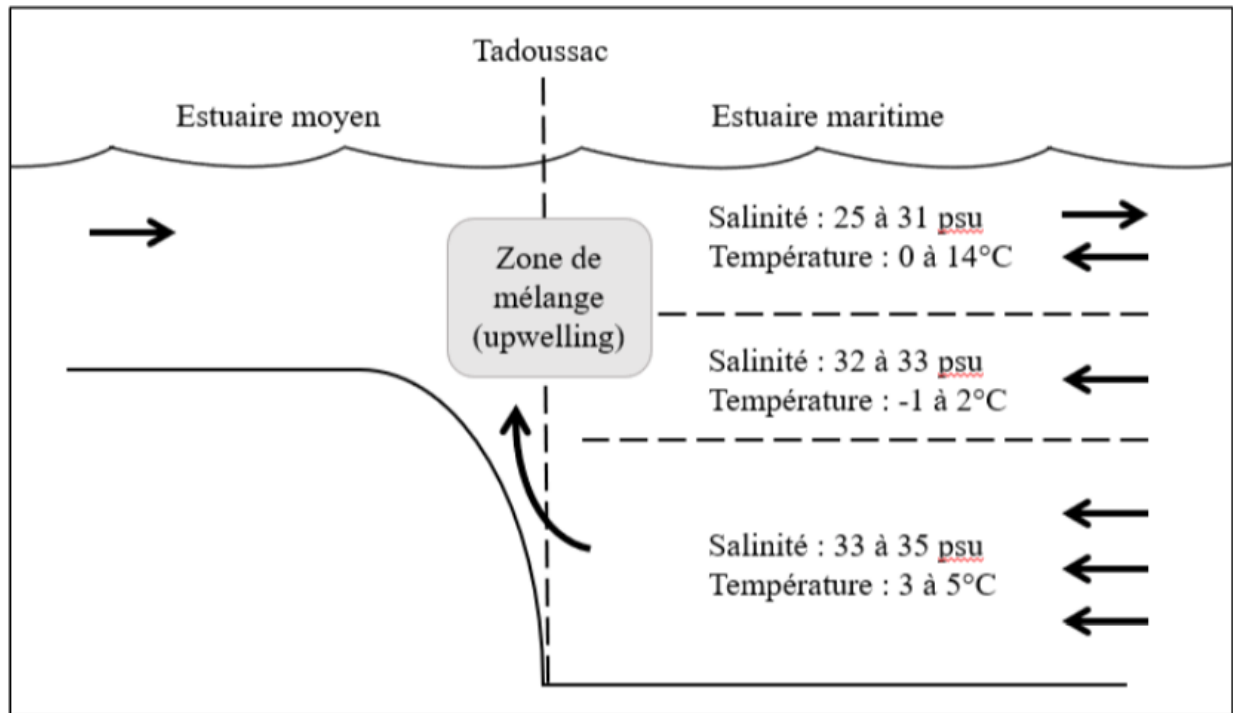
L'EMSL est aussi caractérisé par trois masses d'eau distinctes sur le plan vertical (Figure 2). La couche de surface est constituée des eaux de l'estuaire moyen ainsi que de la rivière Saguenay et s'écoule vers le golfe en longeant la rive sud pour devenir le courant de Gaspé. Les couches profondes et intermédiaires sont constituées en grande partie des eaux en provenance des courants du Labrador et de l'Atlantique Nord qui pénètrent dans l'estuaire vers l'intérieur des terres

(Thibodeau, 2010a). Les eaux profondes remontent vers la surface dans la région de Tadoussac en réaction au changement abrupt de la bathymétrie et au forçage des marées. Les concentrations en nutriments de l'EMSL présentent une variabilité importante sur l'ensemble de la colonne d'eau selon l'origine différentielle des masses d'eau et l'action des processus physiques qui les mélangent.



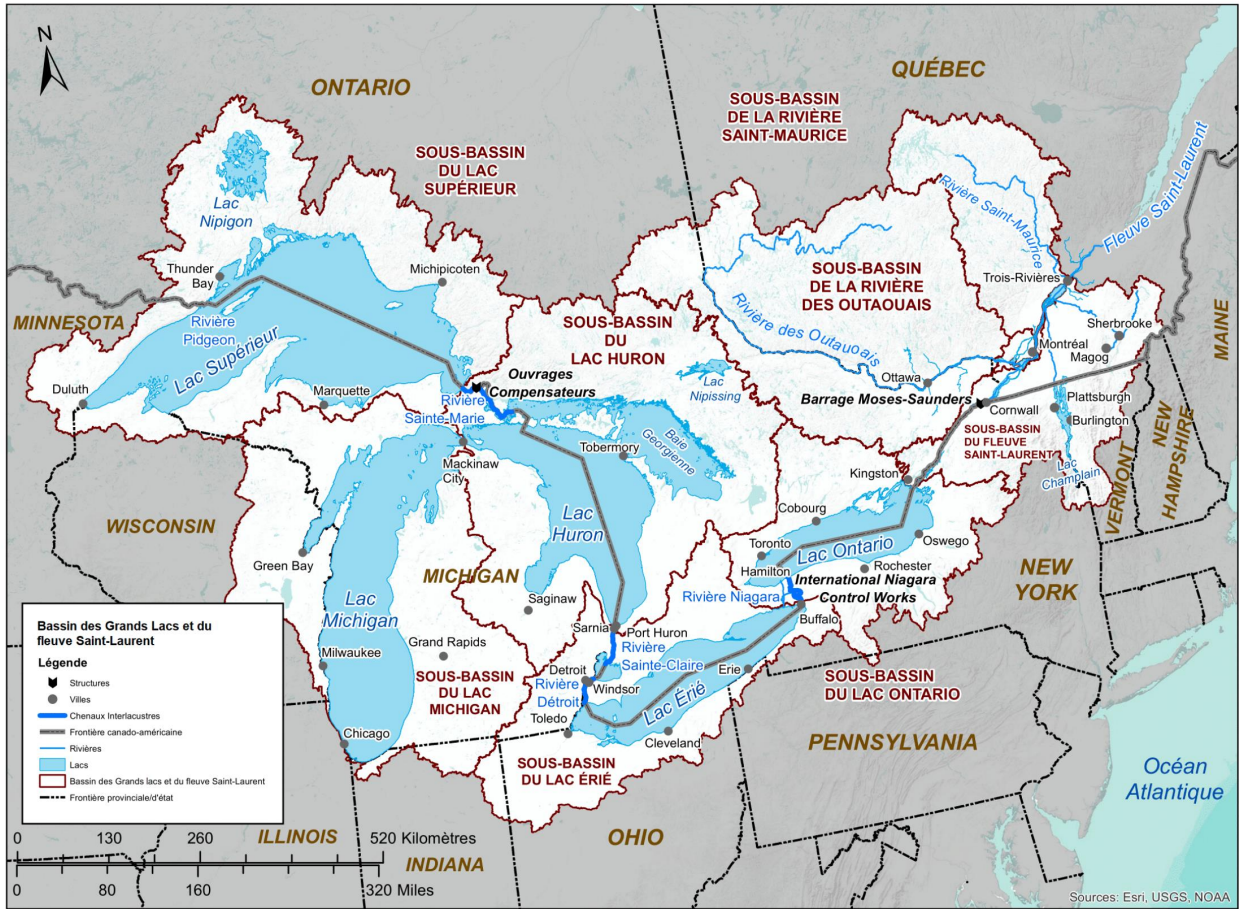
**Figure 1. Division du système du Saint-Laurent**

Le corridor fluvial (qui s'étend des Grands Lacs et s'arrête entre Québec et Montmagny), l'estuaire moyen (qui s'arrête à Tadoussac), l'estuaire maritime (qui s'arrête à Pointe-des-Monts) et le golfe du Saint-Laurent (qui débouche sur l'océan Atlantique). Figure tirée de PASL (2019).



**Figure 2. Schéma des différentes masses d'eau de l'estuaire moyen et de l'estuaire maritime**  
 Les lignes pointillées délimitent les masses d'eau et les flèches indiquent le sens de la circulation.  
 Figure tirée de Thibodeau (2010a).

Le système du Saint-Laurent prend origine dans les Grands Lacs (lacs Supérieur, Michigan, Huron, Érié et Ontario) situés sur la frontière entre le Canada et les États-Unis (Figure 3). Ce complexe, associé au fleuve Saint-Laurent, avec comme émissaire le lac Ontario, constitue l'un des plus importants systèmes d'eau douce au monde. Ces lacs sont reliés entre eux par des rivières appelées « chenaux interlacustres », qui incluent la rivière Sainte-Marie, la rivière Saint-Clair (et le lac Saint-Clair), la rivière Détroit, la rivière Niagara et le fleuve Saint-Laurent. Contrairement à plusieurs systèmes lacustres, l'eau de ces chenaux provient d'un ou de plusieurs lacs plutôt que de l'accumulation d'un ensemble de tributaires. Le système du Saint-Laurent est également influencé par plusieurs tributaires se déversant dans le fleuve (Figure 4), les principaux étant les rivières Saguenay, Manicouagan, Saint-Maurice, Richelieu et des Outaouais.



**Figure 3. Carte du complexe des Grands Lacs**  
 Figure disponible au <https://ijc.org/fr/bassins/grands-lacs>.



l'azote ammoniacal<sup>2</sup> (NH<sub>3</sub>), les nitrites-nitrates (NO<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub>) et la chlorophylle *a* active (Tableau 1). L'IQBP<sub>5</sub>, utilisé pour évaluer la qualité de l'eau des masses d'eau du fleuve, est basé sur ces mêmes variables, à l'exception des MES. Ce paramètre n'est plus inclus dans le calcul de l'indice pour les masses d'eau du fleuve depuis qu'un bilan massique a démontré que les MES à la hauteur de Québec provenaient principalement de l'érosion du lit et des berges du fleuve (Hébert, 2016). Pour chacun des descripteurs retenus, la concentration mesurée est transformée, à l'aide d'une courbe d'appréciation de la qualité de l'eau, en un sous-indice variant de 0 (très mauvaise qualité) à 100 (bonne qualité; Tableau 2).

**Tableau 1. Paramètres physicochimiques et bactériologiques utilisés par le MELCC**

Paramètres couramment utilisés pour le suivi de qualité de l'eau
Azote total
Azote ammoniacal
Nitrates-nitrites
Phosphore total
Turbidité
Carbone organique dissous
Matières en suspension
Chlorophylle <i>a</i>
Coliformes fécaux
Conductivité
pH
Température

Note : Cette liste inclut les paramètres couramment utilisés pour le suivi de la qualité des eaux. L'IQBP<sub>5</sub>, utilisé pour le suivi des masses d'eau du fleuve, est calculé à l'aide des paramètres en vert. L'IQBP<sub>6</sub>, utilisé pour évaluer la qualité de l'eau des rivières, inclut les matières en suspension comme paramètre supplémentaire.

**Tableau 2. Classes de qualité de l'eau obtenues à l'aide de l'IPBQ**

IQBP	Cote de qualité de l'eau
A (80-100)	Eau de bonne qualité
B (60-79)	Eau de qualité satisfaisante
C (40-59)	Eau de qualité douteuse
D (20-39)	Eau de mauvaise qualité
E (0-19)	Eau de très mauvaise qualité

Information disponible au <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/sys-image/glossaire2.htm#iqbp>

La santé du Saint-Laurent et la qualité de ses eaux dépendent indéniablement des apports et des effluents provenant de son bassin versant, qu'ils soient de sources naturelles ou anthropiques (PASL, 2019). Le plus récent *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes*

<sup>2</sup> Pour soucis de simplification, l'azote ammoniacal (NH<sub>3</sub>) inclut aussi l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), soit sa forme solubilisée.



aquatiques du Québec (MELCC, 2020), qui présente les données de suivi pour différents paramètres de qualité de l'eau, montre que les rivières de bonne qualité sont toutes situées sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, soit les rivières Gatineau, Saint-Maurice, Batiscan, du Lièvre et Jacques-Cartier. À l'opposé, les cours d'eau de qualité mauvaise ou très mauvaise sont les rivières Yamaska, Châteauguay et Boyer, sur la rive sud, et les rivières la Chaloupe, Bayonne et L'Assomption, sur la rive nord (Tableau 3). Ce constat serait associé à la proportion de territoire agricole qui occupe le bassin versant des tributaires (Figure 5). En effet, de façon générale, les tributaires dont les bassins versants sont majoritairement occupés par le milieu agricole (> 55 %) possèdent une cote de qualité très mauvaise. C'est particulièrement le cas des terres agricoles utilisées pour les cultures annuelles qui font l'objet d'épandages de fertilisants azotés et phosphatés sur de grandes superficies. De plus, ces parcelles subissent généralement un travail qui laisse les sols à nu à l'automne, ce qui les rend vulnérables au ruissellement de surface, à l'érosion des sols et, par conséquent, aux pertes de nutriments et de MES (MELCC, 2020). Ainsi, les bassins versants des rivières les plus dégradées sont majoritairement occupés par le milieu agricole et affectent principalement le tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent et le lac Saint-Pierre. À l'inverse, les eaux de meilleure qualité sont associées à des bassins versants dont la superficie occupée par le territoire agricole est faible (MELCC, 2020).

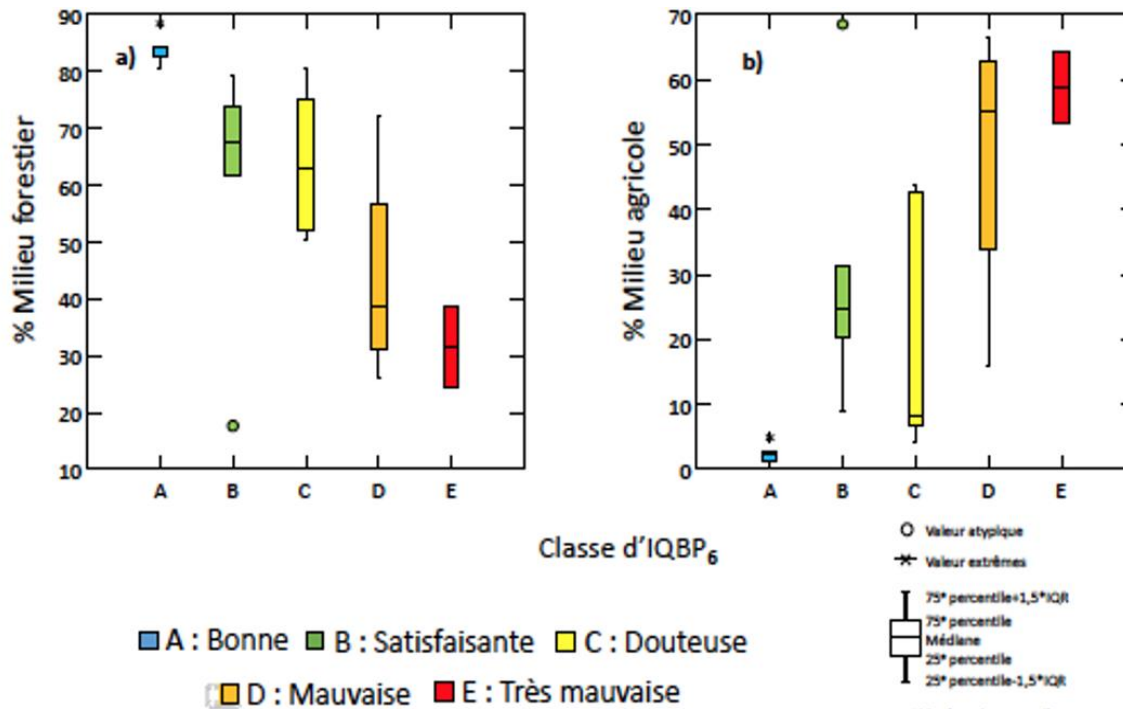
**Tableau 3. Indices de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP<sub>6</sub>) de 19 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de 3 tributaires de la rivière des Outaouais**

RIVE SUD			RIVE NORD		
BOYER		38	DU NORD <sup>1</sup>		59
ETCHEMIN		61	DU LIÈVRE <sup>1</sup>		88
CHAUDIÈRE		79	GATINEAU <sup>1</sup>		92
BÉCANCOUR		69	SAINT-AURICE		91
NICOLET		52	BATISCAN		89
NICOLET SUD-OUEST		48	JACQUES-CARTIER		83
SAINT-FRANÇOIS		69	SAINT-CHARLES		56
YAMASKA		0	L'ASSOMPTION		39
RICHELIEU		67	LA CHALOUBE		13
CHÂTEAUGUAY		26	BAYONNE		35
			MASKINONGÉ		69
			DU LOUP		57

Classes de l'IQBP <sub>6</sub>		
Qualité	Code	Valeur
Bonne	■	≥ 80
Satisfaisante	■	≥ 60 à < 80
Douteuse	■	≥ 40 à < 60
Mauvaise	■	≥ 20 à < 40
Très mauvaise	■	< 20

Note : Les indices ont été mesurés à l'embouchure des tributaires, de mai à octobre, pour la période 2015-2017. Tableau tiré de MELCC (2020).



**Figure 5. Proportion d'utilisation du sol dans les bassins versants des tributaires du fleuve**

L'utilisation du sol de 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais a été évaluée en fonction de leur indice de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau (IQBP<sub>6</sub>). Les proportions de milieux forestiers (a) et de milieux agricoles (b) observées dans les bassins versants sont réparties selon les classes de l'IQBP<sub>6</sub>, allant de « bonne » à « très mauvaise ». Figure tirée de MELCC (2020).

Les données de qualité de l'eau, plus particulièrement celles en lien avec les concentrations, les charges et les tendances dans les éléments nutritifs, sont détaillées au thème 4.

# THÈME 1 : L'EUTROPHISATION DE L'ESTUAIRE MARITIME DU SAINT-LAURENT-

## **OBJECTIFS**

- Cerner les causes de l'eutrophisation de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent. Est-il possible de déterminer s'il s'agit principalement des apports d'azote, de matière organique ou d'eau plus chaude et moins oxygénée en provenance du Gulf Stream?
- Déterminer les sources des différentes formes d'azote dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent et détailler la contribution relative de chaque source. Il faudrait idéalement 1) préciser quelles sont les formes émises par les principales sources connues (agricoles et municipales), 2) lier ceci à un bilan de charges global par type de source. Autrement dit, il faudrait bien préciser quelles sont les principales formes émises par les deux plus grandes sources, en mentionnant si possible la contribution des Grands Lacs et des États-Unis.

Dans l'EMSL, les apports en carbone organique et en éléments nutritifs (P et N) associés aux activités anthropiques en amont peuvent avoir des conséquences néfastes sur l'écosystème, tels qu'une eutrophisation entraînant la prolifération d'algues toxiques ou nuisibles et le développement de zones acidifiées et hypoxiques. De telles conséquences ont déjà été repérées dans les eaux de fond de l'estuaire et s'avèrent inquiétantes pour la vie aquatique (PASL, 2019). En effet, depuis quelques années, on observe dans la portion maritime de l'estuaire l'apparition de régions où la concentration d'oxygène diminue à des niveaux assez faibles pour avoir des effets néfastes sur la survie de certaines espèces (Gilbert et collab., 2005), ainsi qu'une acidification concurrente des eaux (Mucci et collab., 2011). De plus, une hausse de la fréquence et de l'intensité de la floraison d'algues, parfois toxiques, a été observée dans les dernières années (PASL, 2019; Starr et collab., 2017).

## **CONSÉQUENCES DE L'EUTROPHISATION SUR L'ESTUAIRE MARITIME**

### Développement de zones hypoxiques

Les flux accrus de MO vers les eaux profondes à la suite de la prolifération du phytoplancton favorisent la décomposition bactérienne, provoquant l'appauvrissement en oxygène dans le milieu. Le terme hypoxie est utilisé lorsque les concentrations en OD sont inférieures à 2 mg L<sup>-1</sup> (équivalent à 62,5 µmol L<sup>-1</sup> ou 30 % de saturation), seuil sous lequel la plupart des espèces fauniques aquatiques ne peuvent survivre (Diaz, 2001; Rabalais et collab., 2010). Plusieurs facteurs naturels (bathymétrie, stratification des eaux, action des marées, etc.) influent sur les teneurs en oxygène d'un milieu. La fréquence et l'intensité de ce phénomène sont notamment influencées par la propension du milieu à développer des zones hypoxiques (Helly et Levin, 2004), mais également par les pressions environnementales reliées aux activités anthropiques (Rabalais et collab., 2010).

Depuis la fin du 20<sup>e</sup> siècle, on observe le développement d'une zone hypoxique dans l'EMSL, située entre 300 et 400 m de profondeur dans le CL, entre Tadoussac et l'océan Atlantique (Thibodeau, 2010a; Figure 6 et Figure 7). Cette région hypoxique persistante est restreinte à l'estuaire maritime dû à la forte productivité locale, mais aussi à la stratification importante des masses d'eau. En effet, l'EMSL est caractérisé par une circulation de type estuarienne, c'est-à-dire par une couche d'eau douce en surface, provenant du ruissellement du bassin versant, et une couche d'eau salée en profondeur, provenant de l'océan Atlantique.

Les données historiques ont montré une perte d'environ 50 % de la teneur en OD entre 1930 et 2003 dans les eaux profondes de l'EMSL (Gilbert et collab., 2005; 2007). Les concentrations en OD dans les eaux du fond de l'EMSL sont passées de 125  $\mu\text{mol L}^{-1}$  (37,7 % de saturation) dans les années 1930 à une moyenne de 65  $\mu\text{mol L}^{-1}$  (20,7 % de saturation) pendant la période de 1984 à 2003. En 2003, les teneurs en OD des eaux de fond de l'EMSL étaient inférieures au seuil critique d'hypoxie (< 30 % de saturation en oxygène) sur une superficie d'environ 1 300 km<sup>2</sup> (Gilbert et collab., 2005). Le record minimum de 17 % ensuite enregistré en 2017 (PASL, 2019) a été battu en 2021, où une concentration de 10 % a été rapportée (Shields, 2021). À titre de comparaison, de 2003 à 2019, la concentration moyenne se situait à environ 20 %, soit un seuil qui représentait déjà une hypoxie sévère.

On estime qu'environ les deux tiers du problème d'hypoxie seraient attribuables à un changement dans les proportions relatives des deux masses d'eau qui se mélangent sur le plateau continental et pénètrent dans le golfe par le détroit de Cabot (Gilbert et collab., 2005). L'appauvrissement en oxygène resterait de processus locaux, soit par l'augmentation de la respiration microbienne favorisée par les températures plus chaudes des eaux profondes (Genovesi et collab., 2011) et par l'eutrophisation qui favorise la déposition saisonnière de MO dans l'estuaire (Benoit et collab., 2006; Thibodeau et collab., 2006).

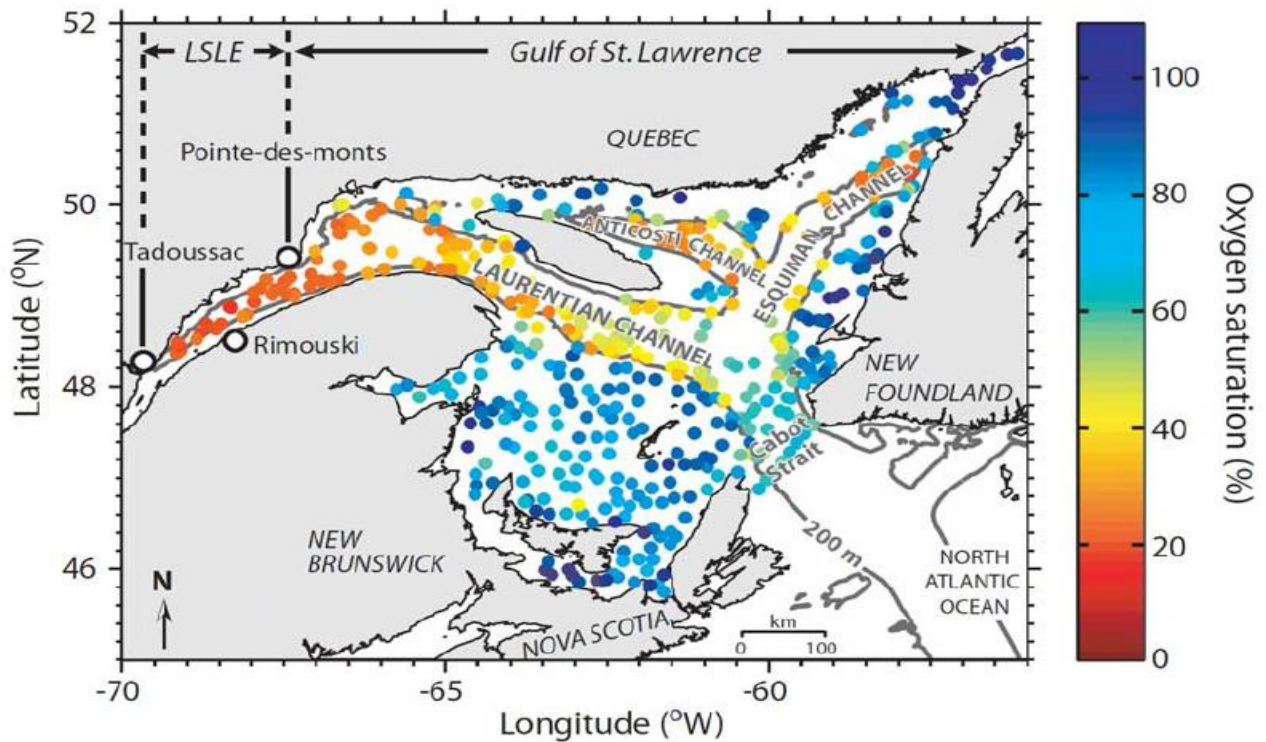


Figure 6. Carte de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent, montrant le taux de saturation en oxygène (oxygen saturation)  
 Figure tirée de Lefort (2012).

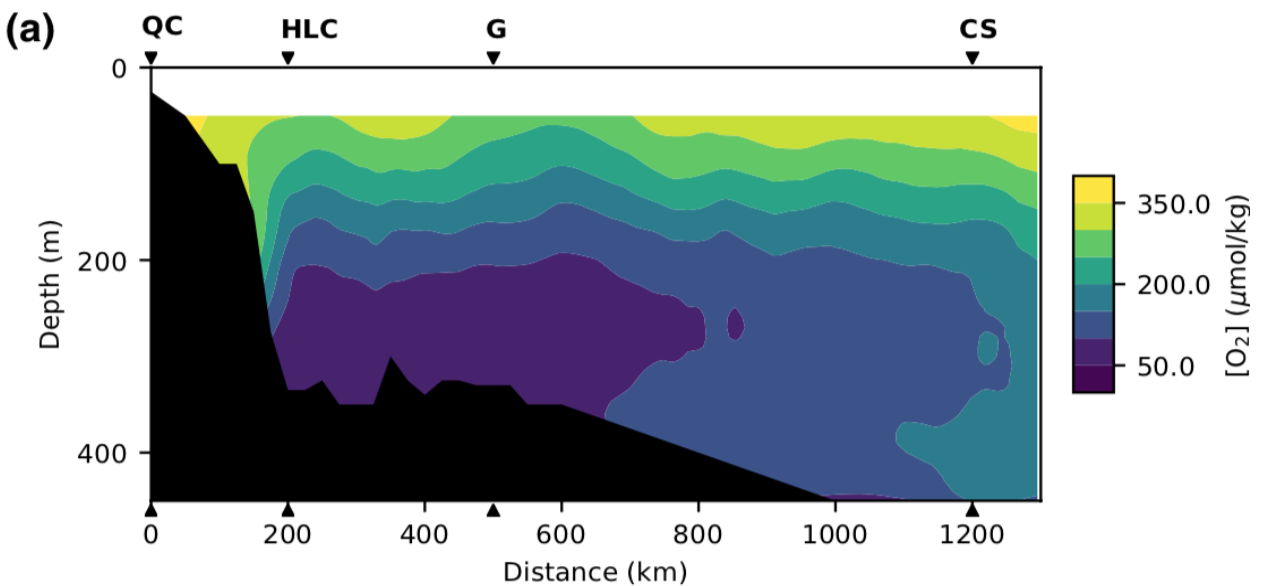


Figure 7. Concentrations en oxygène dissous en fonction de la profondeur (depth) le long du chenal Laurentien à partir de la ville de Québec (climatologie annuelle 1980-2018)  
 Légende : QC = Québec; HLC = tête du chenal Laurentien; G = frontière entre l'estuaire et le golfe; CS = détroit de Cabot. Figure tirée de Jutras et ses collaborateurs (2020a).

## Acidification des eaux

Une deuxième conséquence de la dégradation microbienne de la MO générée par l'eutrophisation côtière est la production de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et l'acidification subséquente des eaux (Wallace et collab., 2014). Parallèlement à la réduction en oxygène, le pH des eaux profondes sous 300 m a diminué de 0,2 à 0,3 unité, soit une augmentation de l'acidité d'environ 100 % (en comparant la période 2008-2012 avec la période 2013-2017). Cette acidification entraîne une réduction de la disponibilité du carbonate de calcium, un composé nécessaire à la construction des coquilles et des squelettes de plusieurs organismes. L'accumulation de CO<sub>2</sub> provenant de l'atmosphère, l'origine des masses d'eau (décrite plus en détail à la section « Contribution des masses d'eau dans l'EMSL ») et la décomposition de MO dans les eaux profondes seraient les principaux facteurs responsables de l'acidification du Saint-Laurent (PASL, 2019).

## Floraison d'algues toxiques

La productivité biologique accrue associée à l'eutrophisation d'un système provoque occasionnellement une hausse de la fréquence et de l'intensité d'efflorescences algales, qui peuvent mener à l'apparition des phénomènes de marées rouges. Ces phénomènes sont souvent associés à la prolifération du dinoflagellé *Alexandrium tamarense*, une microalgue qui produit des neurotoxines très puissantes appelées toxines paralysantes des coquillages (de l'anglais *paralytic shellfish toxins*; PST). Bien que plusieurs événements de mortalité massive de poissons d'élevage et d'accumulation de cette toxine dans les coquillages aient été rapportés dans le passé, les cas de mortalité sur la faune marine associés à la prolifération d'algues toxiques produisant des PST sont extrêmement rares. Dans l'EMSL, des efflorescences récurrentes d'*A. tamarense* sont observées durant l'été (Larocque et Cembella, 1990), généralement lorsque la température des eaux de surface est maximale (8 à 15 °C) et lorsque la salinité est relativement faible (21 à 30 ‰). Bien que les causes exactes des efflorescences soient encore méconnues, des expériences en milieu de culture ont montré que le taux de croissance d'*A. tamarense* est positivement corrélé à la concentration en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> du milieu (Parkhill et Cembella, 1999). Dans le fleuve Saint-Laurent, un phénomène exceptionnel de marée rouge, observé entre Tadoussac et Sainte-Anne-des-Monts à l'été 2008, a provoqué une mortalité inhabituellement élevée de plusieurs espèces de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins et serait associé à la production de PST (Starr et collab., 2017). Cet événement a été observé à la suite de fortes précipitations (> 130 mm en quatre jours) et d'un ruissellement élevé des rivières. Cette association typique entre *A. tamarense* et le ruissellement a été précédemment attribuée aux effets bénéfiques d'une faible salinité et d'une température élevée sur le taux de croissance cellulaire ainsi qu'à l'apport fluvial de MO dissoute d'origine terrestre, de nutriments et d'autres matériaux qui favorisent la prolifération et la rétention des cellules algales (Weise et collab., 2002).

## CAUSES DE L'HYPOXIE DANS L'ESTUAIRE MARITIME

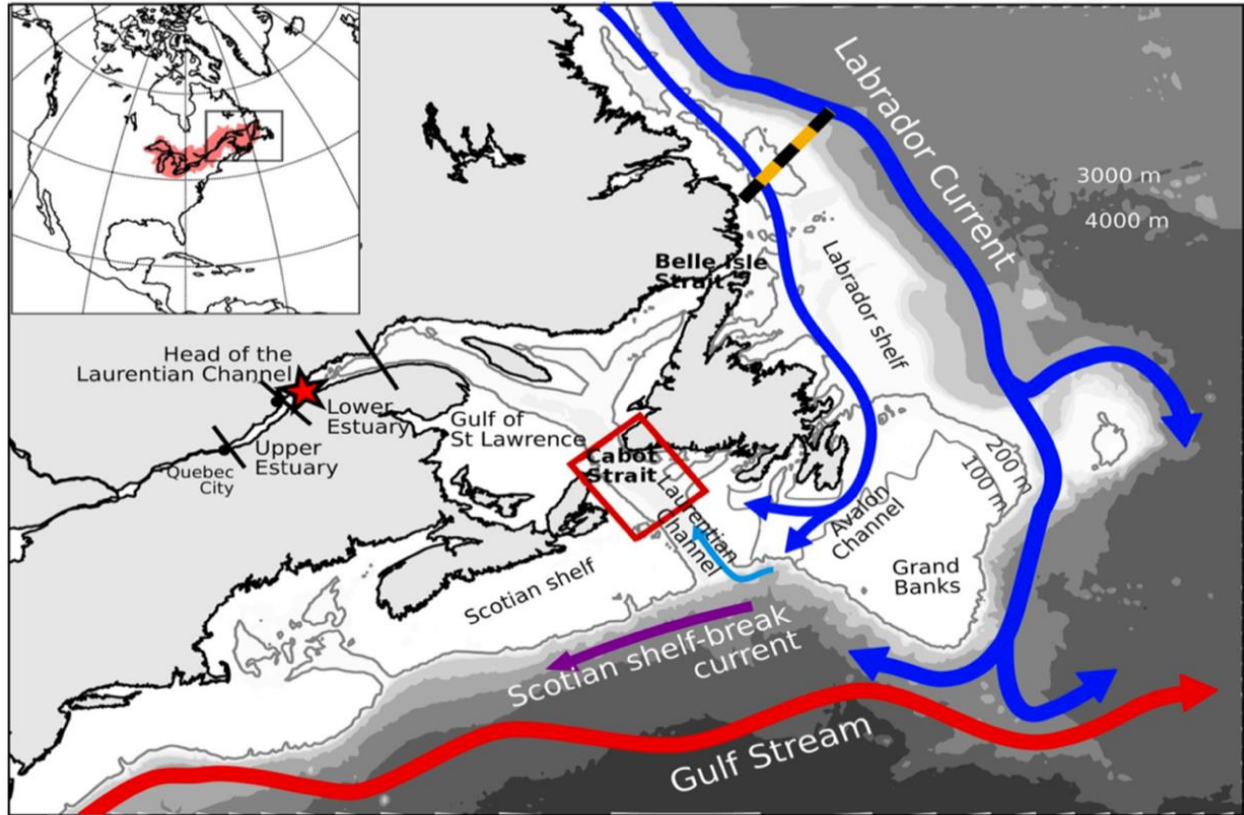
Depuis l'apparition d'une zone hypoxique dans la portion maritime du fleuve, plusieurs études tentent d'expliquer ce phénomène. Deux causes principales semblent avoir contribué à la diminution de la concentration en oxygène dans les eaux du fond de l'EMSL depuis les années 1930 :

- 1) Un changement dans les propriétés des masses d'eau à l'embouchure du CL qui pénètrent dans l'estuaire;
- 2) Une augmentation de la demande en OD par la dégradation de la MO dans la colonne d'eau et le sédiment.

Une troisième hypothèse, soit un ralentissement de la circulation estuarienne provoquant une augmentation subséquente du temps de résidence des eaux profondes dans le CL, a été rejetée (Bugden, 1991; Benoit et collab., 2006) en raison de l'absence de preuve à partir de données de terrain (Gilbert, comm. pers.) et de données de modélisation (Saucier et Chassé, 2000; Saucier et collab., 2009) qui ne montrent pas de diminution notable de la vitesse d'advection des eaux de fond depuis les années 1930.

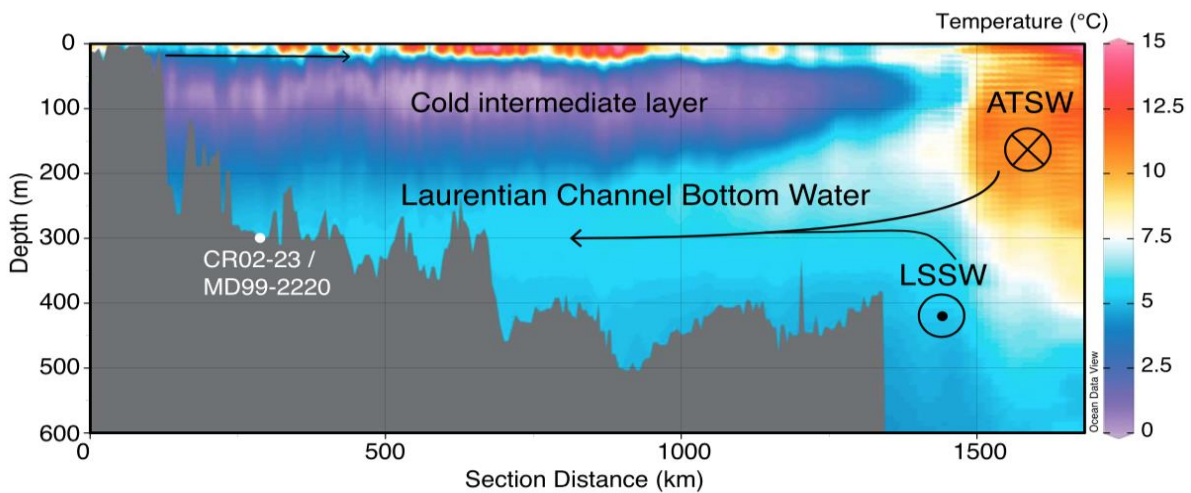
### Contribution des masses d'eau dans l'EMSL

La masse d'eau profonde de l'estuaire maritime est composée en partie des eaux du courant du Labrador et des eaux de l'Atlantique Nord qui se mélangent dans le golfe du Saint-Laurent (Figure 8 et Figure 9). Les caractéristiques de cette masse d'eau profonde varient en fonction de la proportion de chacune des masses d'eau provenant du golfe qui la constitue (Bugden, 1991; Gilbert et collab., 2005). La masse d'eau du courant du Labrador est caractérisée par des eaux froides ( $\sim 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), peu salées ( $\sim 34$ ) et riches en oxygène ( $\sim 300\text{ }\mu\text{mol L}^{-1}$ ), alors que la masse d'eau de l'Atlantique Nord, transportée par le Gulf Stream, est associée à des eaux plus chaudes ( $\sim 9\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), salées ( $> 35$ ) et pauvres en oxygène ( $\sim 60\text{ }\mu\text{mol L}^{-1}$ ; Thibodeau et collab., 2010b).



**Figure 8. Carte de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent montrant les principaux courants marins**

Les flèches indiquent les positions approximatives du courant du Labrador (*Labrador current*; en bleu), du Gulf Stream (en rouge) et du courant de rupture du plateau néo-écossais (*Scotian shelf-break current*; en mauve). L'étoile rouge désigne la tête du chenal Laurentien (*Head of the Laurentian Channel*) où la zone d'hypoxie est observée. Figure tirée de Jutras et ses collaborateurs (2020a).

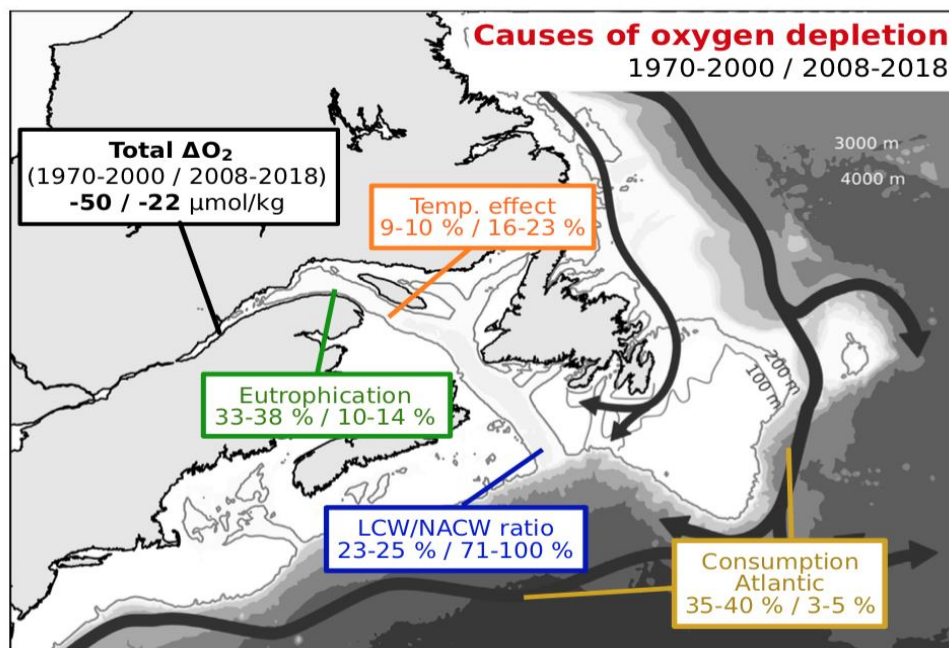


**Figure 9. Températures moyennes le long du chenal Laurentien, en fonction de la profondeur (depth)**

Les données sont présentées pour la période de 2000 à 2010. L'océanographie de l'Atlantique Nord-Ouest est caractérisée par l'interaction entre les masses d'eau formées dans la mer du Labrador qui se déplacent vers le sud et le Gulf Stream qui s'écoule vers le nord. Les abréviations anglaises sont définies comme suit : LSSW = Labrador Subarctic Slope Water; ATSW = Atlantic Temperate Slope Water. Figure tirée de Thibodeau et ses collaborateurs (2018) à partir des données de Levitus et ses collaborateurs (2013).

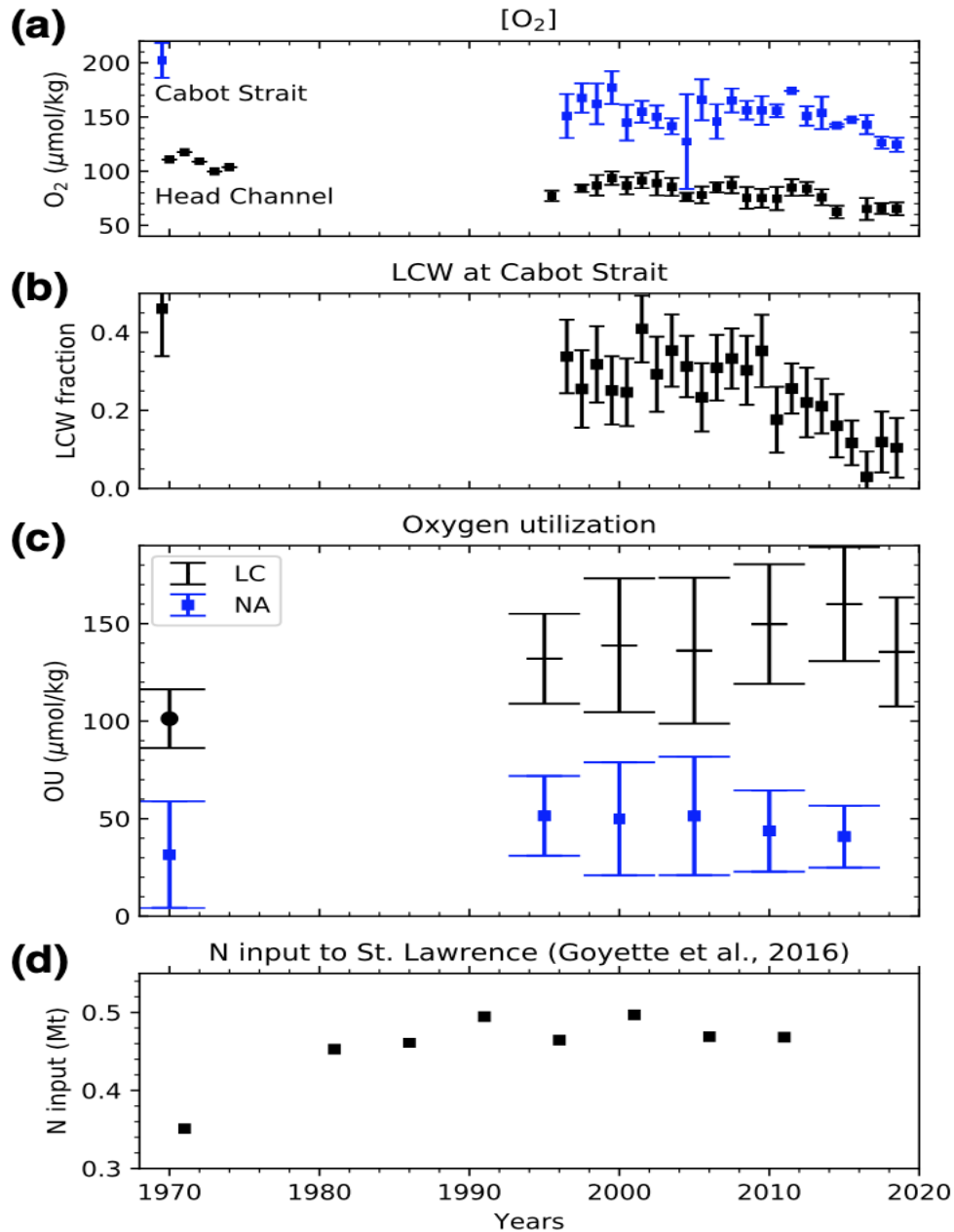


Les changements majeurs dans la proportion des masses d'eau entrant dans le CL influent fortement sur l'océanographie régionale et, en conjonction avec l'eutrophisation, seraient responsables du développement de la zone hypoxique permanente dans l'EMSL (Benoit et collab., 2006; Gilbert et collab., 2005; Lefort et collab., 2012; Thibodeau et collab., 2006; Thibodeau et collab., 2010b). Une analyse des propriétés physiques des eaux profondes de l'EMSL entre le début des années 1930 et 2003 a montré qu'environ les deux tiers de la baisse d'oxygène observée à la tête du CL seraient causés par une augmentation dans la contribution relative des eaux de l'Atlantique Nord aux eaux profondes (Gilbert et collab., 2005), tandis que le reste a été attribué à l'eutrophisation. Pendant les épisodes de faible convection, qui sont caractéristiques des conditions actuelles (Rahmstorf et collab., 2015), une plus grande proportion de l'eau chaude du Gulf Stream (provenant de l'Atlantique Nord) est retrouvée dans les eaux de fond du CL. L'analyse de nouvelles données biophysicochimiques a montré que les causes de la baisse en oxygène dans l'EMSL auraient varié au cours des 50 dernières années (Figure 10 et Figure 11; Jutras et collab., 2020a).



**Figure 10. Résumé des contributions physiques et biogéochimiques à la baisse en oxygène observée à la tête du chenal Laurentien, pendant deux périodes (1970-1995 et 2008-2018)**

Les abréviations anglaises sont définies comme suit : LCW = Labrador Current Water (eaux du courant du Labrador); NACW = North Atlantic Central Water (eaux de l'Atlantique Nord). Figure tirée de Jutras et ses collaborateurs (2020a).



**Figure 11. Séries chronologiques de différents paramètres pour la période 1970-2020**

(a) : concentration en oxygène ( $[O_2]$ ) au détroit de Cabot (bleu) et à la tête du chenal Laurentien (noir); (b) : fraction d'eau du courant du Labrador (LCW fraction) à l'entrée du golfe; (c) utilisation de l'oxygène (OU) entre le détroit de Cabot et la tête du chenal Laurentien (LC; noir) et entre le détroit de Cabot et les eaux de l'Atlantique Nord (NA; bleu); (d) apport net d'azote anthropique (N input) estimé à partir des données provenant de 76 bassins versants du Saint-Laurent (St. Lawrence).

Figure tirée de Jutras et ses collaborateurs (2020a) à partir des valeurs d'azote obtenues par Goyette et ses collaborateurs (2016).

### **Période 1930--1980**

Entre les années 1930 et 1980, un réchauffement de 1,65 °C des eaux profondes de l'EMSL a été observé (Gilbert et collab., 2005), constituant le plus important réchauffement des 1 000 dernières années (Thibodeau, 2010a). Concrètement, ce réchauffement observé pendant le 20<sup>e</sup> siècle a été attribué à une diminution de la proportion d'eau froide provenant du courant du Labrador (baisse de 72 à 53 %) entrant dans le CL, qui se traduit par une diminution en OD (baisse de  $9,9 \pm 3,3$  %; Gilbert et collab., 2005).

Le réchauffement observé de manière instrumentale par Gilbert et ses collaborateurs (2005) dans les eaux de fond du CL a été confirmé par l'étude de Thibodeau et ses collaborateurs (2018), qui ont analysé la composition isotopique de l'oxygène ( $\delta^{18}\text{O}$ ) de foraminifères benthiques (*Globobulimina auriculata*) présents dans les sédiments, qui sont considérés comme un bon indicateur du changement de température dans le CL au cours du siècle dernier (Thibodeau et collab., 2010b). En effet, la variation isotopique en  $\delta^{18}\text{O}$  des foraminifères entre les années 1940 et 2000 semble synchrone avec l'augmentation de température d'environ 2 °C des eaux de fond de l'EMSL. La signature en  $\delta^{18}\text{O}$  des foraminifères permet aussi de constater un changement de la proportion des masses d'eau entrant dans le CL puisque ces eaux sont caractérisées par des signatures isotopiques différentes (Atlantique = 0,5 ‰ et Labrador = -0,5 ‰). En utilisant la signature isotopique des deux masses d'eau, il a été estimé que la proportion de ces masses d'eau est actuellement égale (50 %-50 %; Thibodeau et collab., 2010b). En se basant sur les données instrumentales d'oxygène et de température, il a été émis comme hypothèse que la proportion d'eau atlantique entrant dans le CL était beaucoup plus faible en 1940, soit environ 30 % (Gilbert et collab., 2005). Les résultats de Thibodeau et ses collaborateurs (2018) ont permis de confirmer que l'ampleur de l'augmentation de la proportion d'eau atlantique entrant dans le CL déduite des données instrumentales (Gilbert et collab., 2005; Thibodeau et collab., 2010b) est cohérente avec les analyses isotopiques.

### **Période 1970-1995**

Entre les années 1970 et la fin des années 1990, la diminution en oxygène dans l'EMSL serait principalement attribuable aux changements biogéochimiques, soit par une augmentation de l'utilisation microbienne de l'oxygène dans l'EMSL (en réponse à des températures plus chaudes et à l'eutrophisation) ainsi que par une baisse des concentrations en OD provenant des différentes masses d'eau (Figure 11). Cette demande accrue en oxygène est corroborée par une hausse des apports de nutriments dans le bassin versant du Saint-Laurent, principalement sous forme de  $\text{NO}_3^-$  (élément limitant pour la production biologique; Figure 11d; Jutras et collab., 2020a; Goyette et collab., 2016). Ainsi, pour cette période temporelle, la perte d'oxygène découlant des processus biologiques dans le CL est attribuée à 80 % à l'eutrophisation, tandis que le 20 % restant serait attribuable à l'augmentation de l'activité métabolique résultant du réchauffement des eaux profondes (Jutras et collab., 2020a).

### **Période 1995-2008**

De 1995 à 2008, l'utilisation en l'oxygène dans le CL et dans l'Atlantique Nord est demeurée relativement stable, ce qui est cohérent avec une stabilisation de l'apport de N par le bassin versant du Saint-Laurent au cours de la même période (Goyette et collab., 2016; MDDEP, 2012). L'augmentation des températures des eaux de fond depuis 1995 (+ 1,02 °C) aurait probablement entraîné une légère augmentation de l'utilisation de l'oxygène, mais les incertitudes sont plus grandes que la hausse attendue (Jutras et collab., 2020a).

### **Période 2008-2018**

Entre 2008 et 2018, la diminution en oxygène dans l'EMSL serait principalement attribuable aux changements de circulation dans l'ouest de l'Atlantique Nord associés à un afflux réduit du courant du Labrador (riche en oxygène) dans les eaux profondes du système en faveur du courant de l'Atlantique Nord (faible en oxygène), atteignant un minimum historique en 2016. Pendant cette période, entre 75 % et 100 % de la baisse d'oxygène à la tête du CL serait due à une réduction de la contribution des eaux du courant du Labrador aux eaux profondes. Cette réduction de la fraction des eaux du courant du Labrador représente une augmentation de 200 % du taux de perte en oxygène par rapport à la période 1970-1995 (Jutras et collab., 2020a).

## **Contributions des apports en matière organique et nutriments dans l'EMSL**

Les estuaires sont particulièrement sensibles aux apports en nutriments et en MO (Gearing et Pocklington, 1990), causant l'acidification et l'hypoxie des systèmes. Ces apports provoquent une augmentation de la consommation d'oxygène dans les zones estuariennes profondes, soit directement (par dégradation bactérienne de la MO), soit indirectement (par stimulation de la productivité primaire en surface; Thibodeau et collab., 2006). De façon générale, la productivité a tendance à être limitée par le N en milieu marin et par le P dans la plupart des systèmes d'eau douce (Nixon, 1995). Dans les estuaires, il est reconnu que les surplus de N sont fortement associés au développement de zones eutrophes (Nixon, 1995; Howarth et collab., 2006). Au cours des dernières décennies, des changements majeurs dans le traitement des eaux usées urbaines (Marcogliese et collab., 2014), les pratiques agricoles (Clair et collab., 2013) et les régimes thermiques et hydrologiques (Hudon et collab., 2009) se sont produits dans le bassin versant du Saint-Laurent, ayant comme conséquence des changements dans les flux de C, de N et de P vers l'estuaire. Quelle que soit la source, toute augmentation des flux en MO métabolisable vers les eaux profondes et les sédiments du CL se traduit par une plus grande demande en oxygène (Gilbert et collab., 2005). Les apports en MO et en nutriments dans l'estuaire maritime peuvent être d'origine marine (autochtone) ou terrigène (allochtone; Gilbert et collab., 2007).

Par l'usage de la modélisation, il a été démontré que l'EMSL est un système particulièrement sensible aux apports de MO et que la dégradation de cette dernière serait en cause dans le développement récent de la zone hypoxique qui y est observée (Benoit et collab., 2006). De plus, un enrichissement de la composition isotopique de la MO ainsi que des variations dans les

assemblages de microfossiles suggèrent une augmentation de productivité primaire, ce qui laisse supposer que l'eutrophisation pourrait avoir joué un rôle dans la diminution des concentrations en OD. Les analyses sédimentaires de Thibodeau et ses collaborateurs (2006) ont montré une accélération du flux de C organique au cours des dernières décennies ainsi que l'apparition soudaine, aux alentours de 1960, de deux espèces de foraminifères benthiques (*Brizahna subaenariensis* et *Bulimina exilis*) qui sont spécialement adaptées à des conditions environnementales pauvres en oxygène et riches en MO. L'étude de St-Onge et ses collaborateurs (2003) a également montré un enrichissement en  $\delta^{13}\text{C}$  sédimentaire depuis les années 1970, que les auteurs interprètent comme une contribution plus élevée de la MO marine aux sédiments découlant d'une augmentation de la productivité marine. L'intégration des résultats de modélisation de flux de C (Benoit et collab., 2006) avec des proxys micropaléontologiques (foraminifères benthiques *B. subaenariensis* et *B. exilis*; Thibodeau et collab., 2006) et géochimiques (St-Onge et collab., 2003) permet de démontrer que, dans l'estuaire maritime, une augmentation progressive des flux de MO liée à l'eutrophisation du système serait en partie responsable de l'appauvrissement en OD.

Des changements dans le patron de circulation de l'Atlantique Nord-Ouest pourraient également modifier les propriétés nutritives des eaux profondes qui pénètrent dans le golfe et atteignent l'EMSL (Gilbert et collab., 2005; Claret et collab., 2018). Les eaux du courant du Labrador qui atteignent le plateau continental ont des concentrations en nutriments plus faibles ( $\text{NO}_3^- \sim 17 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) que les eaux côtières du Gulf Stream qui ont été enrichies par l'écoulement des rivières et les remontées d'eau ( $\text{NO}_3^- \sim 24 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Townsend et collab., 2006). Le retrait anticipé du courant du Labrador et le déplacement vers le nord du Gulf Stream (Claret et collab., 2018) pourraient provoquer une poussée accrue d'eaux riches en nutriments vers le plateau continental (Townsend et collab., 2006), augmentant ainsi les apports en nutriments des eaux profondes et, par conséquent, les concentrations de surface dans l'EMSL. Ces eaux plus riches en nutriments augmenteront la production primaire, et, par le fait même, le flux de MO particulière vers le fond marin et le taux de respiration microbienne en profondeur. Les résultats de modélisation révèlent que les changements attendus de la circulation dans l'Atlantique Nord-Ouest (diminution des eaux du courant du Labrador qui atteignent l'embouchure du CL) contribueront probablement à l'hypoxie de l'EMSL, s'ajoutant à celle favorisée par l'apport croissant de nutriments du fleuve Saint-Laurent.

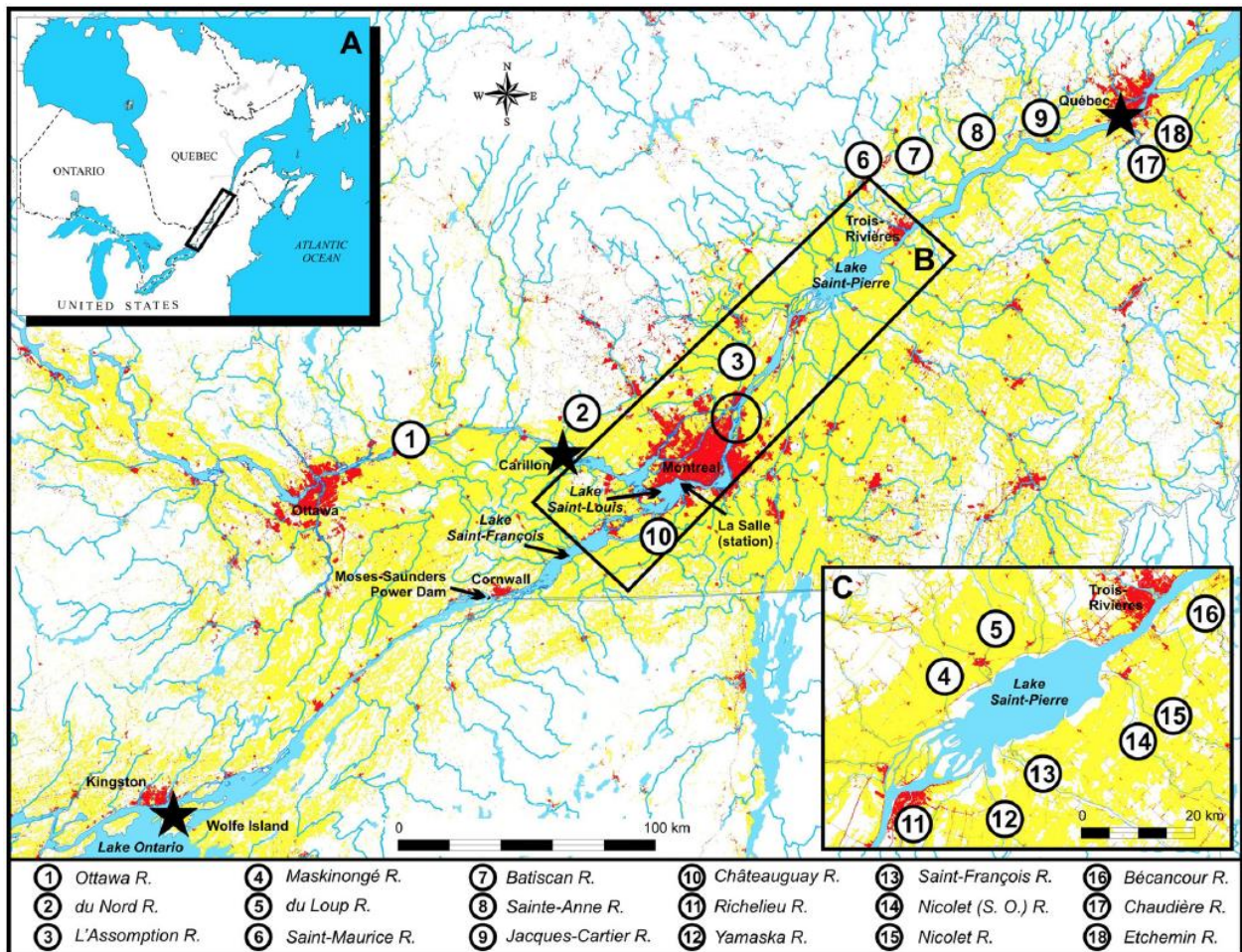
Par ailleurs, en plus des processus naturels qui ont des répercussions sur l'hypoxie des eaux profondes de l'estuaire maritime, divers facteurs anthropiques ont probablement contribué à augmenter des flux verticaux de MO d'origine terrigène (allochtone) ou marine (autochtone) qui caractérisent le processus d'eutrophisation (Nixon, 1995). Différentes formes de N ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ) lié à la MO peuvent stimuler la production primaire dans les estuaires et les zones côtières. Les différentes sources de N provenant du fleuve Saint-Laurent et de son bassin versant ainsi que leur contribution relative sont discutées dans la section ci-dessous.

## **SOURCES ET CONTRIBUTIONS DES DIFFÉRENTES FORMES DE NUTRIMENTS PROVENANT DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT**

Les éléments nutritifs (N et P) qui atteignent le fleuve, ou qui y pénètrent via ses tributaires, sont apportés en partie par l'érosion et le lessivage de plusieurs sources naturelles (p. ex., déchets animaux, roches, MO végétale, etc.). Les activités humaines représentent également une source importante d'apport en éléments nutritifs via l'agriculture, les industries, les eaux usées domestiques et les dépôts de pollution atmosphérique (PASL, 2019). Ces activités anthropiques, accentuées par la croissance démographique, ont contribué à l'augmentation du flux de MO et de nutriments vers l'EGSL au fil des dernières décennies, favorisant l'augmentation de la productivité des eaux de surface ainsi que l'acidification et l'hypoxie subséquente des eaux profondes de l'EMSL (Gilbert et collab., 2007; Hudon et collab., 2017). En mettant l'accent sur les apports de N, la présente section détaille les différentes sources et contributions au système du Saint-Laurent, alors que les données détaillées de suivi de qualité de l'eau pour le fleuve et ses tributaires sont discutées au thème 4.

### **Bilan nutritif du système du Saint-Laurent**

Les apports en nutriments au Saint-Laurent varient considérablement en fonction de la zone étudiée. L'étude de Hudon et ses collaborateurs (2017) s'est penchée sur la dynamique du C, du N et du P afin de quantifier les apports annuels de matière en suspension (MES), de carbone organique dissous (COD), d'azote total (NT) et de phosphore total (PT) provenant des différents secteurs et tributaires du fleuve Saint-Laurent. Cette étude présente une évaluation du bilan nutritif de la portion fluviale du Saint-Laurent à partir de mesures effectuées à deux points d'entrée (lac Ontario [station de l'île Wolfe] et rivière des Outaouais [station Carillon]) et à son exutoire (ville de Québec) pour la période 1995-2011 (Figure 12). À noter que la comparaison entre les données de Hudon et ses collaborateurs (2017) et les données issues des stations de suivi du MELCC sont discutées au thème 4.



**Figure 12. Carte du fleuve Saint-Laurent montrant les stations et les tributaires évalués par Hudon et ses collaborateurs (2017)**

Les étoiles représentent les deux principaux points d'entrée du secteur fluvial étudié, soit à la station de l'île Wolfe (lac Ontario) et à la station Carillon (rivière des Outaouais), et son exutoire à Québec (situé en amont de la portion estuarienne). Les numéros représentent les principaux tributaires du secteur étudié.

Figure tirée de Hudon et ses collaborateurs (2017).

Sur les 260 premiers kilomètres du fleuve Saint-Laurent (de l'exutoire du lac Ontario jusqu'en aval du lac Saint-François), les eaux sont relativement pauvres en MES, en COD et en P. L'érosion, le long du lit de l'estuaire et de ses rives, représente la majeure partie des charges en MES (65 %) et de PT (29 %) mesurés à Québec (Tableau 4). Les apports du lac Ontario (47 % de NT et 28 % de PT), de la rivière des Outaouais (13 % de NT et 14 % de PT) et des tributaires des deux rives (20 % de NT et 27 % de PT), qui drainent les terres agricoles, représentent une fraction importante des charges totales en éléments nutritifs au Saint-Laurent, dépassant largement les sources municipales (6 % pour le NT et le PT). Les dépôts atmosphériques représenteraient quant à eux une source comparativement mineure (environ 1 %) d'enrichissement en nutriments dans l'estuaire du Saint-Laurent.

**Tableau 4. Proportions des apports annuels totaux de MES, COD, NT et PT qui s'écoulent vers l'estuaire du Saint-Laurent mesurées à la hauteur de la ville de Québec**

	MES	COD	NT	PT
<i>Lac Ontario (station de l'île Wolfe)</i>	2 %	42 %	47 %	28 %
<i>Rivière des Outaouais (station Carillon)</i>	8 %	28 %	13 %	14 %
<i>Tributaires nord</i>	8 %	18 %	7 %	9 %
<i>Tributaires sud</i>	25 %	15 %	13 %	18 %
<i>Rejets urbains (eaux usées)</i>	1 %	3 %	6 %	6 %
<i>Dépôts atmosphériques</i>	S. O.	1 %	1 %	1 %
<i>Érosion</i>	65 %	S. O.	S. O.	29 %
<b>TOTAUX *</b>	<b>109 %</b>	<b>107 %</b>	<b>87 %</b>	<b>105 %</b>

\* La sous-estimation et la surestimation des totaux sont expliquées dans Hudon et ses collaborateurs (2017).

Tableau adapté de Hudon et ses collaborateurs (2017).

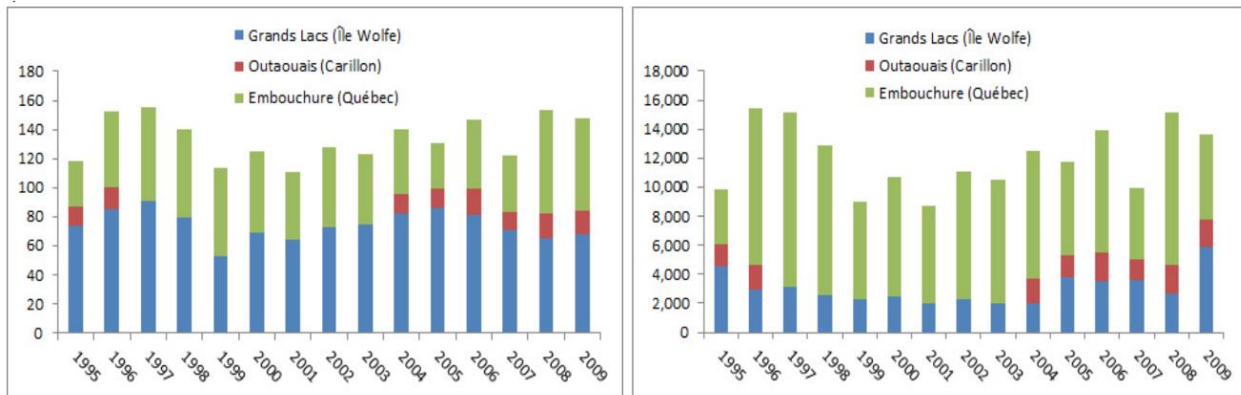
Il est à noter que le bilan obtenu par Hudon et ses collaborateurs (2017) comprend certaines lacunes, soit l'absence des surverses d'eaux usées non traitées municipales comme source, de même que l'absence de la ville de Québec dans les calculs. En effet, les rejets urbains ont été évalués pour la grande région de Montréal jusqu'à Trois-Rivières à partir des données enregistrées à 50 stations de traitement des eaux usées dont l'effluent est rejeté directement dans le fleuve. En conséquence, les différents tributaires incluent les rejets des municipalités qui s'y déversent. Plus particulièrement, les rejets de la ville de Gatineau (et des grandes villes ontariennes situées le long de la rivière des Outaouais) sont inclus dans le bilan de la rivière des Outaouais, alors que les effluents municipaux des villes ontariennes et américaines bordant les Grands Lacs sont intégrés dans celui du lac Ontario. Au final, il a été estimé que les rejets d'eaux usées représentaient plutôt entre 20 % et 30 % du NT exporté vers l'estuaire, dont environ 8 % à 12 % du NT pour le Québec seulement (A. Caron, comm. pers., 18 novembre 2021).

Les données de charges de MES et de nutriments, mesurées aux trois mêmes stations (île Wolfe, Carillon et Québec), sont également rapportées dans les fiches de suivi du PASL<sup>3</sup> (issues des données d'Environnement et Changement climatique Canada [ECCC]) pour la période 1995-2009. Les apports en NO<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub> et P aux stations d'entrée (île Wolfe et Carillon) et la station de sortie (Québec) pour la période 1995-2009 sont illustrés à la Figure 13. À noter que ces mêmes données (mesurées aux trois stations surveillées par ECCC) ont été intégrées à l'étude de Hudon et ses collaborateurs (2017). Sur une base annuelle, le débit du Saint-Laurent à Québec provient à 60 % des Grands Lacs et à 15 % de la rivière des Outaouais, son plus grand tributaire (PASL, 2019). Les apports en N (essentiellement sous forme de NO<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub>) provenant du lac Ontario à la hauteur de Québec (47 %) correspondent ainsi à une proportion légèrement inférieure au débit d'eau provenant du lac. Comme indiqué au tableau 4, la somme des charges annuelles de MES calculées aux deux stations

<sup>3</sup> <https://www.planstlaurent.qc.ca/suivi-de-letat/les-fiches-de-suivi/la-qualite-de-leau-du-secteur-fluvial>.



d'entrée au fleuve (île Wolfe et Carillon) représente moins de 10 % de la charge à l'exutoire du Saint-Laurent à Québec. En fait, seulement 2 % de la charge de MES à Québec provient du lac Ontario parce que celui-ci agit comme un vaste bassin de sédimentation (PASL, 2019). Une étude précédente a démontré que la principale source de MES au Saint-Laurent proviendrait de l'érosion des berges et du lit du fleuve (65 %; Rondeau et collab., 2000).



**Figure 13. Apports (tonnes an<sup>-1</sup>) en nitrates-nitrites (à gauche) et en phosphore (à droite) dans le Saint-Laurent**

Les apports ont été mesurés à deux stations d'entrée (île Wolfe et Carillon) et une station de sortie (Québec) pendant la période de 1995 à 2009. Figure tirée du PASL, disponible au <https://www.planstlaurent.gc.ca/>.

Le PT mesuré au niveau de la station de l'île Wolfe présente quant à lui une situation intermédiaire entre celles des MES et des NO<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. Une partie non négligeable (environ 60 %) de ce P provenant des Grands Lacs serait associée aux particules en suspension (PASL, 2019). La proportion importante de P ajouté entre l'île Wolfe et Québec proviendrait des tributaires des basses terres du Saint-Laurent et serait liée en partie aux activités agricoles, mais également à l'érosion et aux effluents urbains (PASL, 2019). Si aucune tendance à la hausse ou à la baisse des charges, autant pour les MES que pour les nutriments, n'est observable entre 1995 et 2009 à la station de Québec, on note en revanche une forte variabilité interannuelle reliée aux niveaux d'eau du Saint-Laurent.

En plus des apports provenant de l'amont, les activités humaines dans les différents bassins versants reliés au Saint-Laurent contribuent à augmenter les charges d'éléments nutritifs et de MES dans les rivières du Québec et, conséquemment, dans le fleuve Saint-Laurent. L'étude détaillée de Patoine (2017) a permis de rapporter les apports en P, en N et en MES à 59 stations de qualité de l'eau du Réseau-rivières qui drainent les bassins versants se déversant dans la baie des Chaleurs, le fleuve Saint-Laurent ou la baie James. Une charge moyenne annuelle tolérable a été calculée par la multiplication du débit moyen annuel pour la période de 2009 à 2012 par le critère

de qualité de l'eau pour le P<sup>4</sup> et par une valeur repère pour le N<sup>5</sup> et les MES<sup>6</sup>, et ce, pour repérer les stations présentant une charge excédentaire. Pour cette période, les charges estimées à l'embouchure de ces rivières totalisent annuellement environ 3 800 tonnes de P, 63 000 tonnes de N et plus de deux millions de tonnes de MES. La charge tolérable était dépassée à 68 % des stations analysées pour le P et les MES ainsi qu'à 42 % des stations pour le N. Les apports de P mesurés dans les principales rivières du Québec méridional proviennent, par ordre d'importance, des sources diffuses anthropiques (55 %), qui sont majoritairement liées au secteur agricole, des sources naturelles (27 %), des rejets municipaux ponctuels (17 %) et des papetières (1 %; Patoine et collab., 2017). Les proportions pour les apports en N ne sont toutefois pas disponibles.

La qualité des eaux des tributaires qui se jettent dans le fleuve est généralement influencée par l'utilisation du sol dans leurs bassins versants (Figure 5; MELCC, 2020). À titre d'exemple, les affluents de la rive nord en amont de la ville de Québec, comme la rivière Saint-Maurice, présentent des concentrations en nutriments plus faibles puisqu'ils traversent une région plus boisée que les terres de la rive sud (ECCC, 2021). À l'opposé, les affluents de la rive sud qui traversent les terres fortement influencées par l'agriculture contribuent à environ trois fois plus d'apports en NT que celles qui drainent les bassins versants moins cultivés de la rive nord (Patoine, 2017; Hudon et collab., 2017). Ainsi, bien que les rivières qui coulent sur la rive sud du Saint-Laurent ne drainent que 6 % de la superficie du bassin versant du Québec, celles-ci contribuent à 13 % et 18 % du flux annuel de NT et de PT vers l'estuaire (Hudon et collab., 2017). Au niveau du lac Saint-Pierre, la rive nord est toutefois influencée par le panache de plusieurs tributaires locaux (rivières Bayonne, Chicot, Maskinongé, du Loup, et Yamachiche) qui apportent d'importantes quantités de MES (16 à 150 mg L<sup>-1</sup>) et de PT (30 à 175 mg P L<sup>-1</sup>; Hudon, 2008). Le long de la rive sud du lac Saint-Pierre, le panache d'eau, qui provient principalement de la rivière Yamaska, est lui aussi caractérisé par de fortes concentrations de MES (10 à 50 mg L<sup>-1</sup>), de PT (> 30 mg P L<sup>-1</sup>), de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (400 à 2 000 mg N L<sup>-1</sup>) et de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (30 à > 70 mg N L<sup>-1</sup>; Hudon, 2008). Parmi tous les affluents documentés, c'est la rivière Yamaska, avec 55 % de superficie cultivée, qui apporte les plus grandes quantités de MES (42 t km<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>), de NT (1 579 kg km<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) et de PT (90 kg km<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>; Hudon et collab., 2017).

Toutefois, les concentrations et les charges en N des tributaires se reflètent peu dans les masses d'eau du fleuve. En effet, bien qu'on observe une hausse des concentrations dans les tributaires, surtout dans les bassins versants agricoles, une diminution des concentrations est observée dans les eaux du fleuve pour la période estivale (mai à octobre). Les analyses à plus long terme (période de 1979 à 2017) montrent une tendance significative à la baisse dans la plupart des rivières pour

---

<sup>4</sup> Phosphore : la charge tolérable est basée sur le critère de qualité de l'eau utilisé pour la protection du milieu aquatique de 0,03 mg P L<sup>-1</sup> qui permet de limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques (MDDEFP, 2013).

<sup>5</sup> Azote : en l'absence de critère de qualité de l'eau, une valeur repère de 1 mg N L<sup>-1</sup> est utilisée (MELCC, 2020).

<sup>6</sup> Matière en suspension : en raison de la difficulté à déterminer la concentration naturelle pour l'application du critère de qualité de l'eau, une valeur repère de 13 mg MES L<sup>-1</sup> est utilisée à titre indicatif (MDDEP, 2012).

les concentrations et les charges en PT et en NH<sub>3</sub>, tandis qu'elles sont à la hausse pour le NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (voir les détails au thème 4; MELCC, 2020).

Les résultats de l'étude de Hudon et ses collaborateurs (2017) suggèrent que les apports au tronçon fluvial sont importants et indiquent qu'il existe une forte connectivité entre la portion fluviale du Saint-Laurent et son aval. De plus, ces estimations pour les flux de PT et de NT vers la portion maritime de l'estuaire démontrent l'importance de l'enrichissement pour la production microbienne estuarienne. En aval de Québec, le mélange, causé par les marées, de l'eau douce riche en C, en N et en P et de l'eau salée stimule la production microbienne et induit la floculation de la MO dissoute et colloïdale terrigène. Une fraction importante de la MO apportée en amont se dépose au fond du CL (Annane et collab., 2015), où une augmentation de la teneur organique des sédiments et une baisse des concentrations en oxygène ont été signalées (Gilbert et collab., 2005; Thibodeau et collab., 2006). À son tour, la minéralisation de la MO en CO<sub>2</sub> contribue à l'acidification estuarienne (Mucci et collab., 2011). Ainsi, les apports en C, en N et en P des eaux douces vers l'estuaire contribuent probablement de manière substantielle à l'hypoxie et à l'acidification des eaux profondes de l'EMSL, soit directement par la consommation d'O<sub>2</sub> nécessaire à la décomposition du C organique, soit indirectement, par la stimulation de la productivité estuarienne découlant des apports accrus de N et de P. Toutefois, bien que l'exportation et la dégradation de C vers l'estuaire maritime contribueraient probablement à l'hypoxie des eaux profondes, on ignore dans quelle mesure l'estuaire moyen agit comme filtre pour les nutriments et la MO qui s'échappent de Québec vers l'aval (Villeneuve, 2020).

## Principales sources et puits

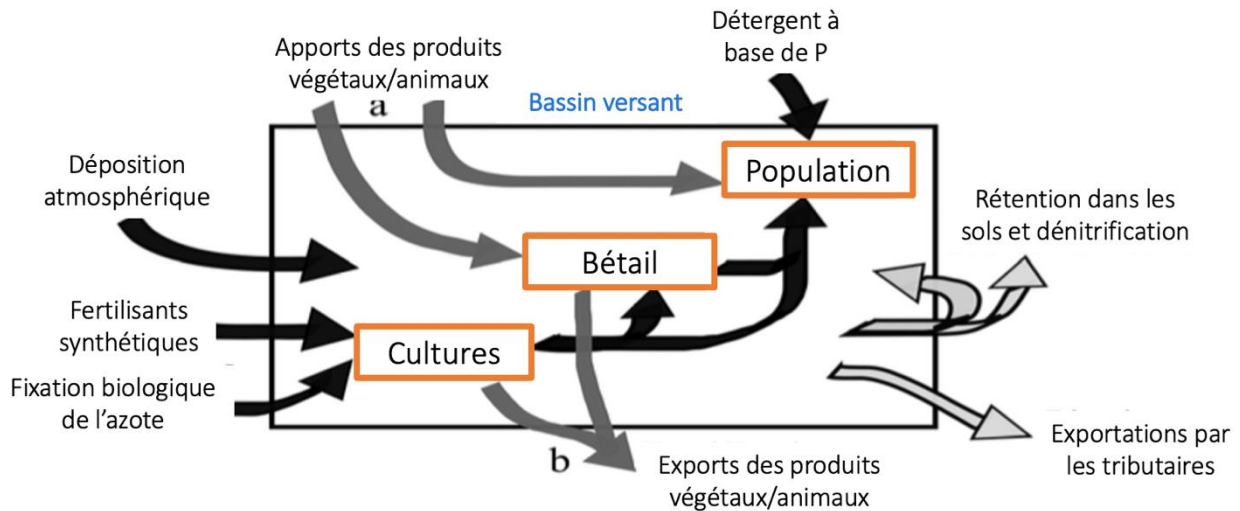
Les sources d'éléments nutritifs peuvent être définies comme étant ponctuelles ou diffuses. Les sources ponctuelles sont des points uniques et identifiables de déversement, tel l'effluent d'une usine ou d'une station d'épuration. Les sources diffuses sont quant à elles associées à une variété d'activités qui n'ont pas de point de rejet précis, comme les apports provenant de l'agriculture et des dépôts atmosphériques (EEA, 2020). Bien que les sources diffuses soient généralement les principaux contributeurs aux flux de nutriments à l'exutoire des bassins versants, les sources ponctuelles peuvent jouer un rôle important dans les zones plus urbanisées dans de nombreuses régions du monde comme au Canada (Goyette et collab., 2016), aux États-Unis (Howarth et collab., 2012) et en Europe (Hong et collab., 2012).

## Évolution des apports anthropiques en nutriments

Les activités humaines réalisées à l'échelle des bassins versants constituent des sources de nutriments susceptibles de s'écouler vers les lacs et les rivières, puis vers le fleuve. Plus particulièrement, ce sont les sources anthropiques d'origine municipale et agricole dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent qui ont retenu l'attention dans la littérature scientifique puisque les apports de ces sources ont considérablement augmenté au cours des dernières décennies, dépassant aujourd'hui largement les apports naturels (Hudon et collab., 2017; Clair et collab.,

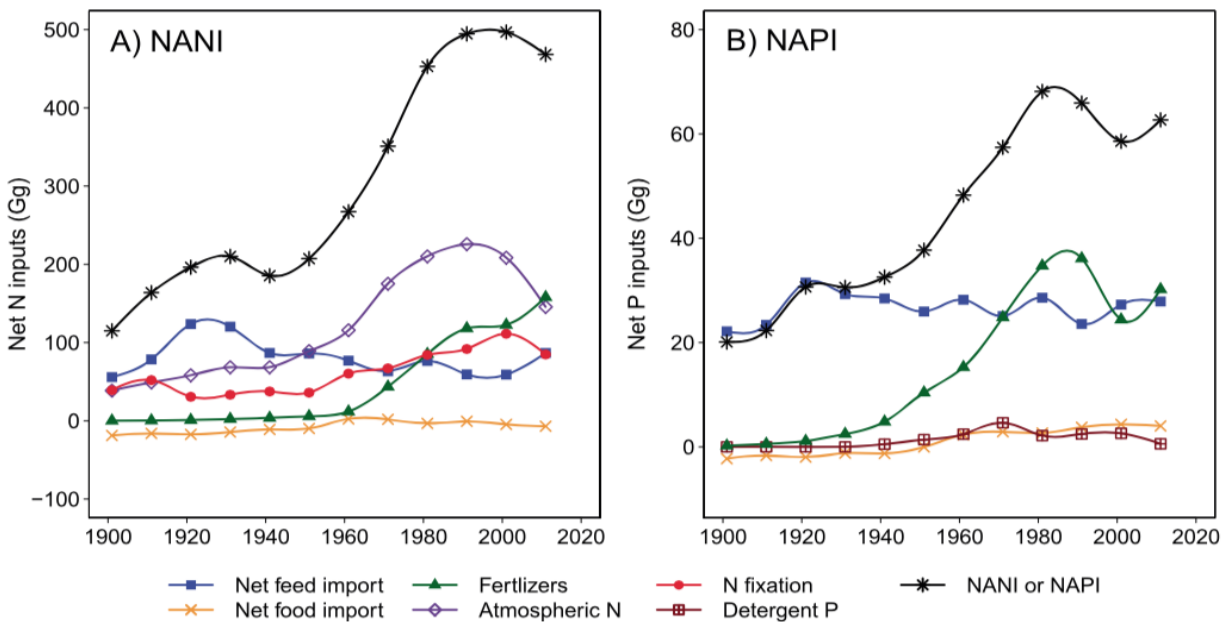
2013; Marcogliese et collab., 2014). En milieu urbain, le ruissellement sur les surfaces, le rejet d'eaux usées (domestiques et industrielles), la présence de mauvais raccordements de réseaux d'égouts ainsi que les débordements d'égouts survenant par temps de pluie amènent leur lot de nutriments vers les milieux aquatiques. En milieu agricole, le ruissellement et le drainage des terres sur lesquelles sont épandus des engrais chimiques et du fumier, la superficie en culture et la densité animale ont été liés à un accroissement des concentrations ou des charges en nutriments dans les cours d'eau (MELCC, 2020).

L'étude de Goyette et ses collaborateurs (2016) a permis de mieux visualiser la transition et les changements dans les sources de N et de P de nature anthropique (de l'anglais *Net Anthropogenic N/P Input*; NANI/NAPI) sur le territoire des 76 bassins versants reliés au Saint-Laurent (Figure 14). Malgré la capacité de rétention du milieu terrestre qui diffère d'un bassin versant à l'autre, cette étude indique que par la forte connectivité du milieu terrestre au système aquatique, les apports dans le Saint-Laurent ont augmenté au cours du dernier siècle. En effet, depuis les années 1900, une augmentation de NAPI (3,8 fois) et de NANI (4,5 fois) a été observée, avec un maximum enregistré en 1991 (Figure 15). Dans le cas du NAPI, la principale source provient des engrais phosphatés utilisés en agriculture. Les changements observés les plus importants dans les NANI sont l'augmentation des dépôts atmosphériques (depuis les années 1950) et l'utilisation des engrais azotés (depuis les années 1960). Les apports en N étaient principalement issus de la déposition atmosphérique dans le passé, mais une baisse considérable a été observée depuis l'amendement sur la qualité de l'air qui a entraîné une réduction importante des émissions d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>; groupe de gaz hautement réactifs qui sont formés d'azote et d'oxygène). Depuis les années 1990, c'est maintenant l'utilisation d'engrais azotés en agriculture qui représente la principale source de NANI. Ainsi, les changements dans les pratiques agricoles et l'augmentation de la population humaine, maintenant associée à un régime plus riche en protéines animales, seraient les principales causes de la hausse de NANI/NAPI depuis le dernier siècle (Goyette et collab., 2016).



**Figure 14. Diagramme des principales composantes des apports anthropiques et des exportations associées aux bassins versants du Saint-Laurent**

Les acronymes sont définis comme suit : NANI = *Net Anthropogenic Nitrogen Input* (apport anthropique d'azote net); NAPI = *Net Anthropogenic Phosphorus Input* (apport anthropique de phosphore net). Figure tirée de Goyette et ses collaborateurs (2016) adaptée de Swaney et ses collaborateurs (2012).

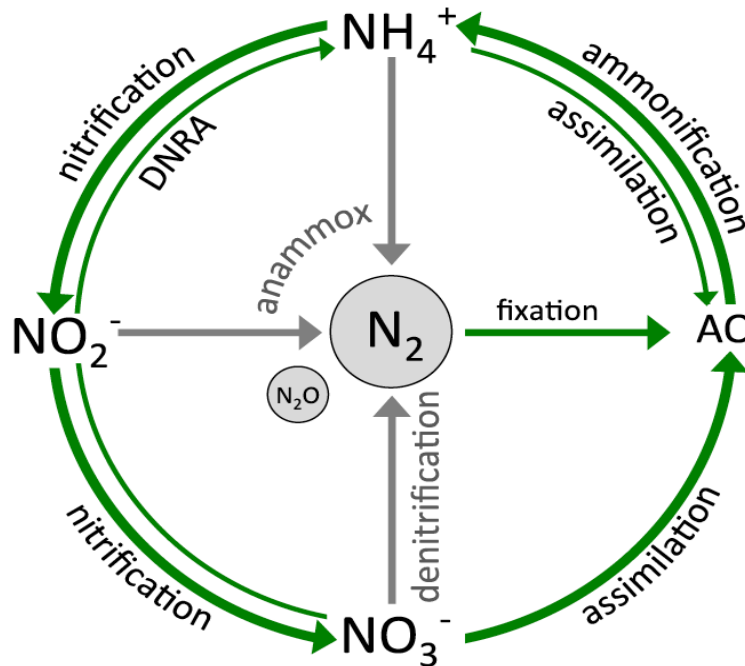


**Figure 15. Variations temporelles des différentes sources d'azote et de phosphore dans le Saint-Laurent**  
 La ligne noire montre les variations pour la période de 1900 à 2010 pour A) les apports anthropiques nets d'azote (NANI) et B) les apports anthropiques nets de phosphore (NAPI).  
 Figure tirée de Goyette et ses collaborateurs (2016).

### Apports en azote

Le cycle de l'azote peut être divisé en quatre étapes majeures : la fixation, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (Figure 16). La fixation du N est effectuée par les organismes qui possèdent l'enzyme nitrogénase permettant la réduction du diazote ( $N_2$ ) en  $NH_3$ , qui se retrouve ensuite sous forme de  $NH_4^+$  une fois dissous dans le milieu aquatique. L'ammonification (ou

recyclage du  $\text{NH}_4^+$ ) regroupe tous les processus qui permettent la transformation du N organique dissous en  $\text{NH}_4^+$ , tels que l'excrétion par le zooplancton et la décomposition bactérienne. La nitrification est quant à elle accomplie par des bactéries issues des groupes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* ou encore par certaines archées qui permettent l'oxydation du  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_2^-$ , puis en  $\text{NO}_3^-$  (Gruber, 2008; Ward, 2007). Un des mécanismes naturels permettant de retirer le N du système est la dénitrification, une réaction microbienne qui permet la réduction du  $\text{NO}_3^-$  et du  $\text{NO}_2^-$  en oxyde nitrique (NO), en oxyde nitreux ( $\text{N}_2\text{O}$ ) et en  $\text{N}_2$  dans la colonne d'eau ou dans les sédiments lorsqu'il y a présence de conditions suboxiques ( $\text{OD} < 5 \text{ à } 10 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Gruber, 2008). Des études récentes ont également cerné un processus anaérobie (anammox) qui s'ajoute à la dénitrification par l'oxydation du  $\text{NH}_4^+$ , permettant ainsi le retour en  $\text{N}_2$  (Ward, 2007). Une perte de N est également observée lors des réactions de nitrification et de dénitrification, qui engendrent son retour dans l'atmosphère sous forme de  $\text{N}_2\text{O}$  (Gruber, 2008) (voir la section *Puits de N via la dénitrification*).



**Figure 16. Schématisation simplifiée du cycle de l'azote en milieu marin**  
 Les abréviations sont définies comme suit : AO = azote organique (incluant la fraction particulaire et dissoute); DNRA = réduction dissimilatrice du  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NH}_4^+$  (de l'anglais *dissimilatory nitrate reduction to ammonium*).  
 Figure adaptée de Tremblay et ses collaborateurs (2015).

En tant que nutriment limitant, la biodisponibilité du N fixé est l'un des facteurs les plus importants contrôlant l'eutrophisation estuarienne et, par conséquent, la santé des écosystèmes côtiers (Nixon, 1995; Howarth et collab., 2000). Les différentes sources naturelles de N fixé incluent la décomposition de la MO et l'exposition de sources de composés azotés solubles par l'érosion et le lessivage. Les activités anthropiques représentent également une source importante de N fixé par son utilisation dans certains engrais destinés à l'agriculture ainsi que par la pollution

atmosphérique provenant de la combustion des combustibles fossiles. De plus, la nitrification du  $\text{NH}_3$  provenant des eaux usées urbaines, des lieux d'enfouissement technique ou des abattoirs contribuent également aux apports de N en rivières (MELCC, 2020). Le ruissellement agricole représente une source importante de l'apport en  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  dans les eaux de surface, mais on peut également en retrouver en fortes concentrations dans les eaux usées municipales et dans les rejets industriels.

Parmi les différents composés azotés retrouvés en milieux aquatiques, le  $\text{NO}_3^-$  est généralement la forme la plus abondante de N biologiquement disponible dans les environnements oxygénés (Brandes et collab., 2007). De façon générale, le  $\text{NO}_3^-$  dans les grands bassins hydrographiques provient des zones agricoles (engrais chimiques et fumier), des sols et des précipitations (Kendall et collab., 2007). Bien que peu d'études se soient penchées sur les apports en  $\text{NH}_4^+$  et en urée dans le Saint-Laurent, il est possible qu'une portion de ces composés soit apportée au fleuve par ruissellement puisqu'ils sont souvent très utilisés sous forme d'engrais en agriculture (Korol et Rattray, 2001; Tableau 5).

**Tableau 5. Type d'engrais à base d'azote vendu dans la province de Québec pour l'année 2000**

Type d'engrais	Quantité totale vendue (tonnes)	Proportions
Urée	93 493	47 %
Ammonium sulfate	4 078	2 %
Ammonium nitrate	16 465	8 %
Ammoniac anhydre	4 502	2 %
Solutions azotées	32 226	16 %
Nitrate de calcium-ammonium	49 830	25 %

Valeurs tirées de Korol et Rattray (2001)

Comme l'urée est une forme de N organique dissous très utilisée dans les engrais en agriculture (correspondant à 47 % du total d'engrais azoté vendus; Korol et Rattray, 2001; Korol, 2002), on peut supposer qu'une portion de ces composés serait apportée au fleuve par ruissellement, ce qui pourrait conséquemment influencer sur la proportion de N organique dans le NT. Toutefois, Villeneuve (2020) a rapporté de faibles concentrations en urée dans divers secteurs du fleuve et a constaté que la prise de N par le phytoplancton relèverait majoritairement de composés inorganiques. En effet, l'analyse de la contribution relative des différentes formes de N à la prise totale de N indique que le  $\text{NH}_3$  et le  $\text{NO}_3^-$  sont généralement équivalents dans la consommation par le phytoplancton, alors que l'urée ne représente qu'une faible portion. Comme la molécule d'urée figure parmi les formes les plus simples de N organique dissous et qu'elle est facilement assimilable par plusieurs types d'algues (McCarthy, 1972), sa faible contribution à la prise de NT suggère que l'ensemble du N organique dissous est peu assimilé par le phytoplancton dans le fleuve (Villeneuve, 2020). Les basses concentrations d'urée mesurées dans le fleuve pourraient toutefois expliquer les faibles taux de prise observés. Les résultats de Villeneuve (2020) suggèrent tout de même que la

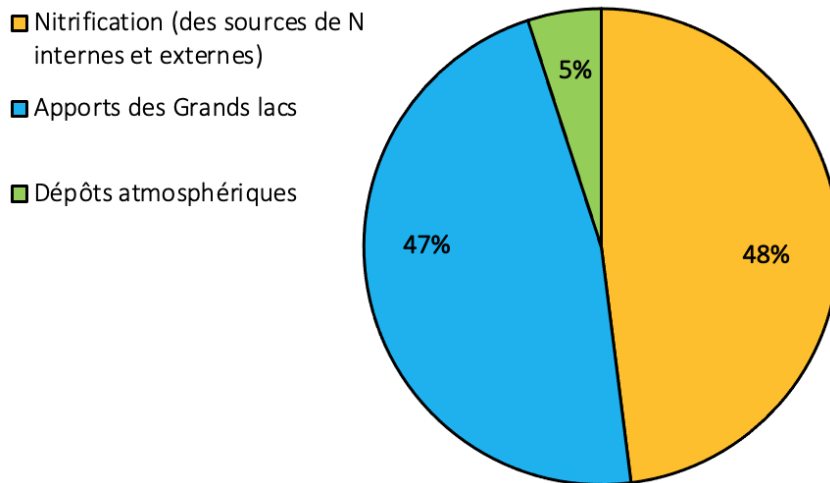
croissance du phytoplancton dans le fleuve reposerait principalement sur des formes de N inorganiques ( $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_3$ ), alors que la prise de N organique dissous (urée) serait négligeable.

À partir de la composition isotopique en  $\delta^{15}\text{N}$  et  $\delta^{18}\text{O}$ , Thibodeau et ses collaborateurs (2013) ont tenté de déterminer l'origine des sources de  $\text{NO}_3^-$  dans le système du Saint-Laurent. L'approche isotopique utilisée dans cette étude est basée sur le fait que les  $\text{NO}_3^-$  d'origines différentes ont des signatures isotopiques distinctes. À titre d'exemple, les engrais riches en  $\text{NO}_3^-$  inorganique présentent des valeurs de  $\delta^{18}\text{O}$  plus élevées et de  $\delta^{15}\text{N}$  faibles, alors que le  $\text{NO}_3^-$  dérivé de sources organiques a des caractéristiques inverses (Amberger et Schmidt, 1987). Bien que ces généralisations soient utiles pour les analyses simples, la situation est beaucoup plus complexe dans les systèmes comme le Saint-Laurent. En effet, la composition isotopique du  $\text{NO}_3^-$  dans le Saint-Laurent n'est pas uniquement modulée par des sources variables, mais peut aussi dépendre du fractionnement isotopique pendant les processus d'élimination (dénitrification et assimilation) ou de nitrification (régénération du  $\text{NO}_3^-$  avec une signature isotopique différente de celui provenant des sources externes). Ainsi, la double approche isotopique ( $\delta^{15}\text{N}$  et  $\delta^{18}\text{O}$ ) permet de cerner et d'évaluer les processus tels que l'élimination, la nitrification et l'entrée de sources externes de  $\text{NO}_3^-$  (Kendall et collab., 2007; Burns et collab., 2009). Dans les systèmes fluviaux, il existe diverses sources externes potentielles de  $\text{NO}_3^-$ , telles que le  $\text{NO}_3^-$  provenant de la fixation naturelle de  $\text{N}_2$  (suivie d'une reminéralisation et d'une nitrification), le  $\text{NO}_3^-$  dérivé des apports anthropiques (fumier, engrais inorganiques, eaux usées, etc.) ou encore le  $\text{NO}_3^-$  issu des dépôts atmosphériques de  $\text{NO}_x$ .

Les résultats des analyses isotopiques de Thibodeau et ses collaborateurs (2013) ont montré que l'assimilation du  $\text{NO}_3^-$  par les organismes et son élimination par la dénitrification ne serait pas la cause principale des variations de la concentration et de la signature isotopique du  $\text{NO}_3^-$  dans le Saint-Laurent. Leurs résultats indiquent plutôt que la variabilité isotopique du  $\text{NO}_3^-$  serait en partie modulée par sa régénération (nitrification) le long de l'estuaire, mais principalement par des changements dans les sources externes de  $\text{NO}_3^-$  pendant leur transit vers Québec. Ainsi, selon cette étude, le  $\text{NO}_3^-$  dans le Saint-Laurent (mesuré à la hauteur de Québec) proviendrait probablement de trois principales sources : 1) la régénération du  $\text{NO}_3^-$  (nitrification) à partir de sources de N internes et externes au fleuve ( $48 \pm 22\%$ ); 2) les apports de  $\text{NO}_3^-$  provenant du réservoir des Grands Lacs ( $47 \pm 28\%$ ); 3) les dépôts atmosphériques de N ( $5 \pm 4\%$ ; Figure 17). Le pool de  $\text{NO}_3^-$  nitrifié, observé à Québec, proviendrait à la fois de la nitrification interne au fleuve (entre les Grands Lacs et la ville de Québec) et de la nitrification des sources externes de N provenant des affluents des tributaires ou des sols des bassins versants (Thibodeau et collab., 2013). Il est à noter que l'étude de Thibodeau et ses collaborateurs (2013) traite spécifiquement des apports en  $\text{NO}_3^-$  estimés par l'utilisation d'une approche isotopique, alors que les résultats mentionnés précédemment, qui proviennent de l'étude de Hudon et ses collaborateurs (2017) (revoir le Tableau 4), découlent plutôt d'estimations d'apports totaux en N mesurés par méthode biochimique. Malgré certaines différences, les deux études rapportent une contribution



relativement faible des dépôts atmosphériques, soit 5 % de  $\text{NO}_3^-$  pour Thibodeau et ses collaborateurs (2013) et 1 % de NT pour Hudon et ses collaborateurs (2017). Les disparités observées ici pourraient être associées à la marge d'erreur sur les mesures ou encore à la différence entre les types de N mesurés ( $\text{NO}_3^-$  comparativement à NT). De plus, les études rapportent des contributions identiques pour les apports provenant des Grands Lacs (47 % de  $\text{NO}_3^-$  et de NT).



**Figure 17. Contribution des trois principales sources de nitrates dans le fleuve Saint-Laurent**

Les valeurs ont été mesurées à la hauteur de la ville de Québec à l'aide d'analyses isotopiques. Figure produite à partir des estimations de Thibodeau et ses collaborateurs (2013).

Comme indiqué plus haut, les dépôts atmosphériques représenteraient une source minime de  $\text{NO}_3^-$  au Saint-Laurent, mais qui varie considérablement de façon saisonnière (été = 0 à 4 %; printemps = 4 à 11 %; Thibodeau et collab., 2013). Au printemps, l'augmentation observée des concentrations en  $\text{NO}_3^-$  pourrait être associée à la fonte des neiges (Thibodeau et collab., 2013; Kämäri et collab., 2018), ce qui suggère que le N atmosphérique capté par les précipitations de neige serait relâché lors de la fonte et rejoindrait les différents cours d'eau avoisinants par ruissellement. Ces apports en N provenant du ruissellement seraient principalement sous forme de  $\text{NO}_3^-$  puisque l'activité bactérienne des sols au printemps n'est pas encore assez importante pour permettre le recyclage en  $\text{NH}_4^+$ .

À l'aide d'un modèle linéaire reflétant les conditions de stratification estivale, Jutras et ses collaborateurs (2020b) ont proposé que les apports estivaux de  $\text{NO}_3^-$  dans les eaux de surface à la tête du CL seraient majoritairement (60 %) associés à la remontée des eaux profondes (*upwelling*), suggérant ainsi que les apports en nutriments de nature anthropique provenant du Saint-Laurent ne seraient pas le joueur principal dans le développement ou l'intensification des zones hypoxiques de l'EMSL. Toutefois, Villeneuve (2020) a montré que les concentrations en  $\text{NO}_3^-$  observées le long de la rive sud de l'estuaire maritime (courant de Gaspé) ne présentent pas d'augmentation particulière par rapport aux concentrations observées en amont de la rivière Saguenay. Les résultats de Villeneuve (2020) suggèrent que la remontée de  $\text{NO}_3^-$  préconisée par

Jutras et ses collaborateurs (2020b) pourrait être contrebalancée par divers processus de retrait du  $\text{NO}_3^-$  avant même que ces apports rejoignent le courant de Gaspé, ou que cette remontée serait moindre ou aurait peu d'influence sur la portion sud de l'estuaire. Jutras et ses collaborateurs (2020b) mentionnent également que l'estuaire représenterait plutôt une pompe à nutriments pour le golfe du Saint-Laurent et que deux à sept fois plus de nutriments seraient apportés aux eaux du golfe par rapport à ce qui entre dans l'estuaire via les courants en provenance de l'Atlantique. Toutefois, selon Villeneuve (2020), cette idée serait difficile à réconcilier avec les travaux de Thibodeau (2010a) qui démontrent que les taux d'élimination de N par dénitrification (voir la section ci-dessous) dans l'estuaire maritime sont en équilibre avec les flux entrants. Contrairement aux hypothèses précédentes, l'étude récente de Bluteau et ses collaborateurs (2021) à partir de données hivernales de  $\text{NO}_3^-$  dans l'EGSL a montré que les apports fluviaux seraient la source la plus importante de  $\text{NO}_3^-$  dans l'estuaire. Le flux de  $\text{NO}_3^-$  provenant du mélange vertical dépasserait les apports de sources fluviales seulement à la fin de l'été, lorsque les apports fluviaux atteignent leur minimum annuel. Ces divergences dans les conclusions des différentes études soulignent le besoin d'évaluer de façon plus détaillée les apports de  $\text{NO}_3^-$  à l'estuaire maritime.

### **Puits de N via la dénitrification**

En opposition aux différentes sources qui apportent du N dans le système, certains processus, tels que la dénitrification, permettent d'en retirer. En entraînant la libération de formes gazeuses de N, qui sont retirées de l'écosystème ou qui deviennent indisponibles pour la plupart des organismes autotrophes, la dénitrification est considérée comme une voie d'élimination importante du N fixé. À l'échelle régionale et mondiale, la dénitrification (et d'autres processus de production de  $\text{N}_2$ ) est considérée comme étant le principal puits de N dans l'océan (Brandes et Devol, 2002, dans Brandes et collab., 2007). La dénitrification étant un processus anaérobie, le taux de réduction du  $\text{NO}_3^-$  benthique par ce processus est étroitement lié à l'oxygénation des eaux de fond.

Thibodeau et ses collaborateurs (2010c) ont montré que les taux de dénitrification benthique dans le CL seraient suffisamment élevés pour maintenir un déficit en  $\text{NO}_3^-$  dans l'EMSL et que l'élimination de N dans les sédiments serait en quasi équilibre avec les apports actuels de N fixé dans le Saint-Laurent. Ces données suggèrent que l'augmentation de la fertilisation en N dans le bassin versant du Saint-Laurent au cours des dernières décennies pourrait avoir favorisé la productivité primaire localement, près de l'embouchure du fleuve et dans l'EMSL (Thibodeau et collab., 2006), mais ne semblerait pas encore s'étendre au golfe grâce à l'élimination efficace par la dénitrification (Genovesi et collab., 2011).

La dénitrification par l'activité microbienne permettrait également d'expliquer le faible taux d'exportation de N du fleuve Saint-Laurent par rapport à d'autres systèmes fluviaux agricoles densément peuplés (Clair et collab., 2013). Dans le Saint-Laurent, ce processus est renforcé par le faible débit estival, le long temps de résidence des eaux fluviales, la stratification verticale importante et d'autres facteurs liés à l'hydrologie du système (Seitzinger et collab., 2006).

Ensemble, ces conditions favorisent l'anoxie à l'interface entre les sédiments et l'eau, ce qui stimule la dénitrification bactérienne et expliquerait la forte rétention du N dans le système du Saint-Laurent (Hudon et collab., 2010; Hudon et Carignan, 2008). Il a été estimé que la dénitrification bactérienne à l'interface sédiment-eau dans le secteur du lac Saint-Pierre pourrait à elle seule consommer environ 1,5 tonne de  $\text{NO}_3^-$  par jour pendant la période estivale (Hudon et Carignan, 2008).

### **Apports en carbone**

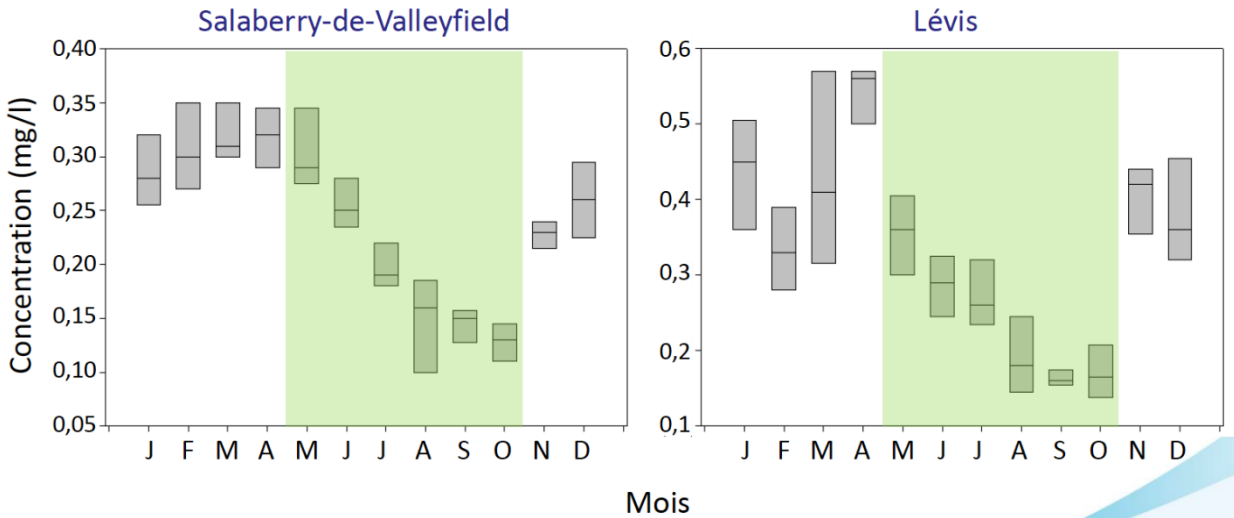
Hudon et ses collaborateurs (2017) ont estimé que les charges de COD variaient de 1,40 à 1,67 million de tonnes par an et qu'entre 5,42 et 7,09 millions de tonnes d'oxygène seraient potentiellement consommées annuellement dans l'estuaire par la dégradation du C organique exporté de la portion fluviale du Saint-Laurent. Les apports de COD estimés par Hudon et ses collaborateurs (2017) soutiennent également la conclusion selon laquelle la proportion de C, par rapport au N, associée aux différents tributaires refléterait l'utilisation des sols de leur bassin versant (Clair et collab., 2013). En effet, le ratio N:C permet de faire la distinction entre les zones largement boisées (N:C < 0,1) et les bassins versants intensivement cultivés (N:C > 0,1). Ainsi, de faibles ratios N:C, correspondant à de faibles exportations de N par rapport à des émissions élevées de C provenant des zones boisées, sont généralement mesurés dans les affluents de la rive nord (Hudon et collab., 2017).

## Variabilité et changements anticipés

### **Variabilité temporelle et spatiale**

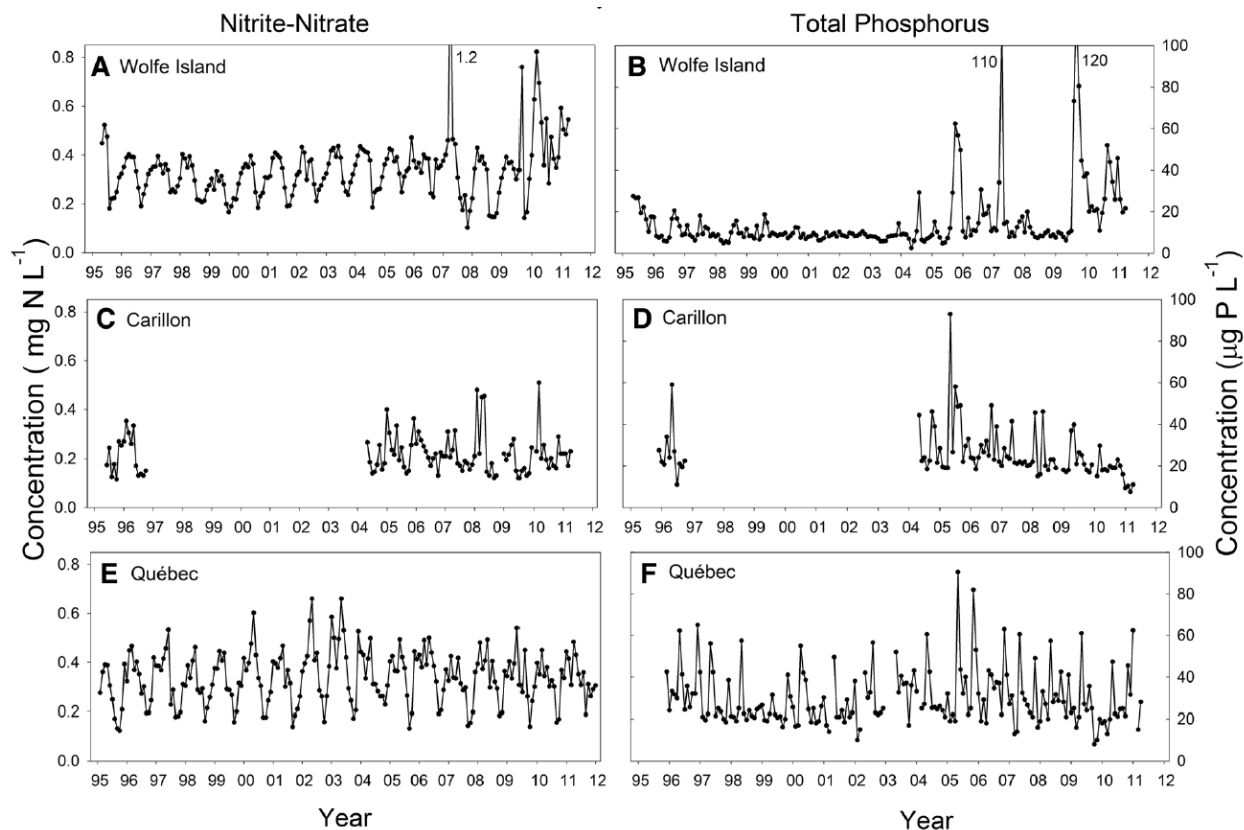
Bien que les processus géochimiques et hydrologiques déterminent en grande partie les charges annuelles livrées au Saint-Laurent, les processus biologiques modulent également les variations saisonnières des apports et des concentrations de C, de N et de P. En effet, les flux saisonniers vers l'estuaire sont contrôlés par les processus tels que la fixation du C ainsi que l'assimilation et la transformation des nutriments. Alors que les apports mensuels sont plus élevés au printemps, ils sont fortement réduits pendant la période de croissance des plantes, transformant temporairement le Saint-Laurent en un puits de nutriments pendant la période estivale où le débit fluvial est à son plus faible (Hudon et collab., 2017).

Une forte variation saisonnière dans les concentrations de toutes les formes de N dissous, incluant le  $\text{NH}_3$  et les  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$ , a également été rapportée dans le fleuve Saint-Laurent (Hudon et collab., 2017; Villeneuve, 2020). En dépit des différences hydrographiques entre les sites, les concentrations maximales de N sont généralement observées pendant les mois les plus froids, alors que les minimums annuels sont mesurés à la fin de l'été (Figure 18; Anderson et Grenier, 2021).



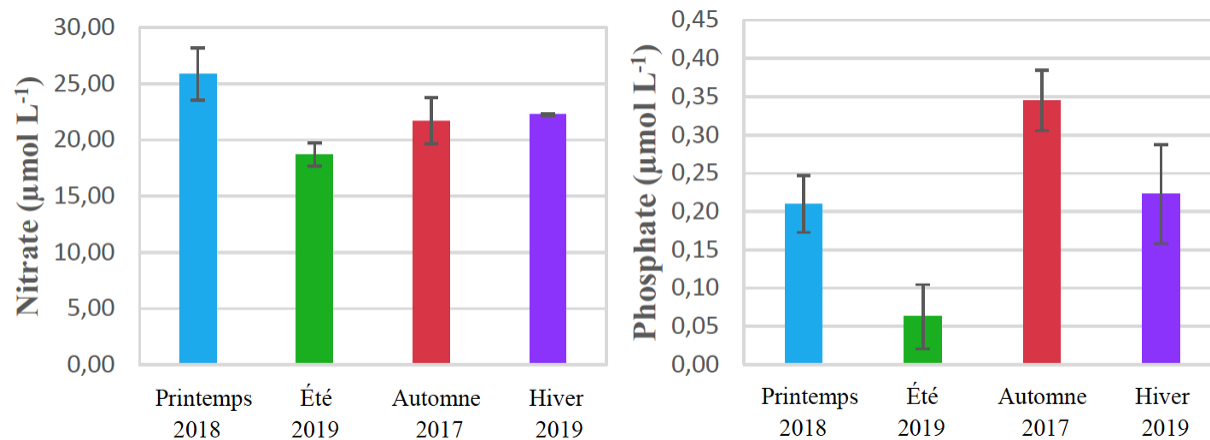
**Figure 18. Tendances temporelles des concentrations mensuelles moyennes de nitrates**  
 Les concentrations ont été mesurées aux stations de Salaberry-de-Valleyfield (à gauche) et de Lévis (à droite) pendant la période 2015-2019. Figure tirée de Anderson et Grenier (2021).

En outre, l'analyse des séries chronologiques de N et de P à plus long terme permet de constater le même patron de variations interannuelles (Hudon et collab., 2017). Hudon et ses collaborateurs (2017) ont rapporté les apports de  $\text{NO}_3\text{-NO}_2$  et de PT à deux stations d'entrée (île Wolfe et Carillon) et une station de sortie (Québec) pour la période de 1995 à 2011 (Figure 19; revoir la carte des stations à la Figure 12).



**Figure 19. Tendances temporelles des concentrations mensuelles moyennes de nutriments**  
 Les concentrations de nitrates-nitrites (à gauche) et de phosphore total (à droite) mesurées aux stations de l'île Wolfe (A, B), Carillon (C, D) et Québec (E, F) sont rapportées pour la période 1995-2011.  
 Figure tirée de Hudon et ses collaborateurs (2017).

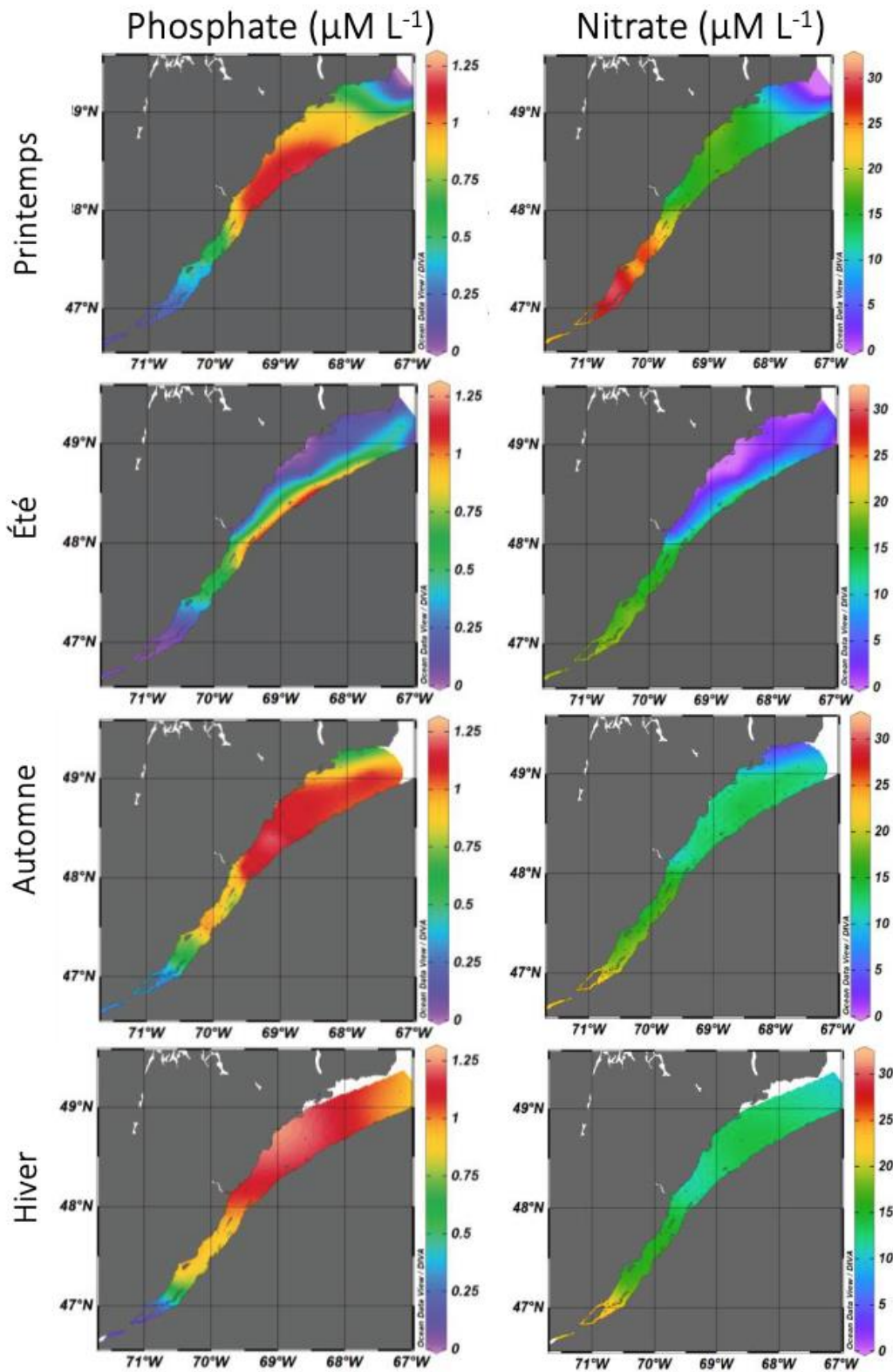
Suivant les mêmes tendances, l'étude de Villeneuve (2020) a aussi montré une variation saisonnière des concentrations de nutriments mesurées à plusieurs stations situées dans le secteur entre Québec et l'île d'Orléans (côté sud). Les concentrations rapportées par cette étude étaient toutes minimales en été, mais les maximums mesurés n'ont pas été observés aux mêmes saisons selon le type de nutriment. En effet, les concentrations maximales sont observées au printemps pour le  $\text{NO}_3^-$ , mais à l'automne pour le P (Figure 20; Villeneuve, 2020).



**Figure 20. Variations saisonnières des concentrations de nutriments dans le secteur de Québec**

Les concentrations de nitrates (à gauche) et de phosphate (à droite) ont été mesurées entre Québec et la pointe est de l'île d'Orléans (côté sud) à différentes saisons. Les valeurs représentent les moyennes  $\pm$  l'écart-type calculées sur l'ensemble des stations du secteur étudié. Figure tirée de Villeneuve (2020).

En plus de la variabilité saisonnière, une variabilité spatiale a été observée dans les concentrations en nutriments dans le fleuve Saint-Laurent (Figure 21; Villeneuve, 2020). Villeneuve (2020) a évalué les concentrations de nutriments (différentes formes de N et de P) à partir de données mesurées à 154 stations dans le fleuve, et ce, à chaque saison (47 stations en hiver, 33 stations au printemps, 34 stations en été et 40 stations en automne). Les résultats montrent que la variabilité spatiale s'observe selon l'axe d'écoulement de l'estuaire (entre la portion d'eau douce et d'eau salée) et indique que l'estuaire moyen, qui correspond à la zone de transition entre ces deux environnements, semble agir comme régulateur pour les apports de nutriments de surface. Ainsi, les importantes variations saisonnières observées à Québec (Villeneuve, 2020) et en amont (Anderson et Grenier, 2021; Hudon et collab., 2017) ne se refléteraient pas, ou peu, sur l'estuaire maritime, ce qui suggérerait que divers processus physiques et biologiques interviennent dans le traitement de ces nutriments. Une disparité entre les rives nord et sud a aussi été observée et serait attribuable en partie à l'origine des masses d'eau au sein même de l'estuaire maritime, mais également aux apports des différents tributaires qui caractérisent la région.



**Figure 21. Répartition spatiale et saisonnière des concentrations de nutriments dans le fleuve**  
 Les concentrations de nitrates et de phosphate mesurées en surface à 154 stations entre Québec et Pointe-des-Monts sont illustrées pour chacune des saisons (n = 47 en hiver, n = 33 au printemps, n = 34 en été et n = 40 en automne). Figure tirée de Villeneuve (2020).

## Changements actuels et futurs

Les changements climatiques actuels et futurs pourraient influencer sur les apports et les concentrations en éléments nutritifs de l'eau du fleuve et de ses tributaires en agissant sur les températures, les précipitations et le couvert nival, influençant par le fait même le régime hydrologique du fleuve (MELCC, 2020). Des modifications du régime hydrologique, notamment la diminution des débits d'étiage<sup>7</sup> estivaux ou encore la hausse de la fréquence et de l'intensité des précipitations, pourraient entraîner des dépassements plus fréquents des critères de qualité de l'eau, incluant les éléments nutritifs. Par exemple, une hausse dans l'intensité et le nombre d'événements extrêmes de pluie conduirait à des débordements plus fréquents d'eaux usées, susceptibles d'entraîner avec elles divers polluants vers les milieux aquatiques, en plus de favoriser un plus important ruissellement de surface qui entraînerait des particules des sols agricoles vers les cours d'eau, augmentant la turbidité, les MES, de même que les nutriments rattachés. Une augmentation des fortes crues pourrait également accroître l'érosion des rives et du lit du fleuve et de ses tributaires, engendrant une plus grande remobilisation des éléments nutritifs (MELCC, 2020).

À partir d'une étude de modélisation sur l'effet des changements climatiques sur un cours d'eau agricole dans le sud du Québec, Gombault et ses collaborateurs (2015) ont estimé que les charges hivernales en sédiments et en nutriments pourraient augmenter de façon considérable dans les prochaines années. Cette augmentation des apports serait attribuée à une plus grande vulnérabilité des sols à l'érosion hivernale causée par divers phénomènes tels que la diminution du couvert neigeux, le devancement de la fonte printanière des neiges ainsi que la hausse des précipitations (pluies et neiges) due aux températures hivernales et printanières plus élevées.

En influant sur les charges et les concentrations en nutriments, les effets combinés des changements climatiques pourraient provoquer une transition dans la composition taxonomique algale ou la création de conditions favorables pour des floraisons de cyanobactéries. Les travaux de Hudon et ses collaborateurs (2017) ont d'ailleurs démontré que les eaux dans la région de Québec ont déjà connu des changements importants dans leur composition biogéochimique et dans leur ratio élémentaire inorganique N:P au cours des dernières décennies. Cette transition d'une limitation en N vers une limitation en P résulterait à la fois d'un accroissement des concentrations de N et d'une diminution des concentrations de P, causés entre autres par le remplacement des engrais phosphatés par des engrais azotés en agriculture (Goyette et collab., 2016). L'ensemble des résultats de l'étude de Hudon et ses collaborateurs (2007) indique que le changement historique observé dans les rapports N:P pour le Saint-Laurent favoriserait actuellement une pénétration plus profonde du N d'origine anthropique vers l'aval du fleuve et que cet apport plus important vers l'estuaire maritime aurait pour effet d'augmenter les ratios N:P

---

<sup>7</sup> Étiage : niveau moyen le plus bas d'un cours d'eau, à partir duquel on mesure les crues (selon le *Larousse* 2021).



observés dans ce secteur. Les travaux de Villeneuve (2020) suggèrent d'ailleurs que le N dissous à Québec ne serait pas totalement consommé par le phytoplancton et serait donc propagé vers l'aval par l'écoulement des eaux du fleuve. Bien que les ratios actuels soient inférieurs à la valeur de référence de Redfield<sup>8</sup> dans l'estuaire maritime, leur augmentation pourrait favoriser la prolifération d'algues toxiques telles qu'*Alexandrium catenella*, une espèce de dinoflagellé déjà observée dans le Saint-Laurent (Fauchot et collab., 2000; Starr et collab., 2017). Une étude récente indique d'ailleurs qu'un ratio N:P variant entre 18:1 et 30:1 serait optimal pour la croissance de cette espèce (Paredes-Mella et collab., 2020).

---

<sup>8</sup> Le rapport de Redfield a été établi par Alfred Redfield en 1934, et définit un ratio moyen relativement constant entre les atomes de carbone, d'azote et de phosphore (C:N:P) retrouvés dans le phytoplancton marin.

## THÈME 2 : L'EUTROPHISATION EN MILIEU MARIN AILLEURS DANS LE MONDE

### OBJECTIFS

- Présenter l'état des connaissances en ce qui concerne l'eutrophisation en milieu marin à travers les cas les mieux documentés ailleurs dans le monde.
- Présenter les solutions avancées, les projets qui ont été menés (ou toujours en cours ou à venir), les défis rencontrés et les résultats obtenus quant aux réductions des sources d'azote.
- Déterminer, si possible, tout critère de qualité de l'eau en azote (concentration, charge ou toute autre limitation) qui aurait été développé pour prévenir l'eutrophisation en milieu marin.

L'eutrophisation a entraîné des changements importants dans les écosystèmes côtiers du monde entier, tels que la diminution de la clarté de l'eau, la prolifération d'algues nuisibles, l'apparition de zones pauvres en oxygène ou hypoxiques et la dégradation des habitats pour les organismes vivants (Boesch, 2019). Une question centrale à l'application des connaissances scientifiques pour la gestion de l'eutrophisation est l'importance relative du N et du P en tant que nutriments limitants pour la production primaire (Kemp et collab., 2005). Les réponses des écosystèmes estuariens à l'enrichissement en nutriments sont variées et complexes, mais la plupart débutent par la stimulation de la croissance algale (principalement du phytoplancton). Lors de l'élaboration d'une stratégie de gestion des éléments nutritifs, il est crucial de comprendre comment ces nutriments limitent la croissance des algues dans le temps et dans l'espace (Granéli et collab., 1990). Cette limitation en P ou en N dans les estuaires a tendance à varier avec la saison (Paasche et Erga, 1988) et le régime de salinité (Caraco et collab., 1987), le phytoplancton lacustre étant généralement limité en P (Schindler, 1981), tandis que le phytoplancton marin est plus souvent limité en N (Ryther et Dunstan, 1971). Puisqu'il est généralement admis que le N limite la production primaire dans les estuaires et les eaux côtières (Howarth et Marino, 2006), l'utilisation du N, plutôt que du P, est plus répandue pour évaluer l'état de ces écosystèmes. Des études plus récentes ont toutefois montré que la géographie et la saisonnalité peuvent influencer sur le type de nutriment limitant, étayant la recommandation d'utiliser des mesures de gestion appliquées aux deux nutriments (HELCOM, 2013; 2018; 2021). Par exemple, le N limite généralement la croissance du phytoplancton dans les eaux côtières de la mer Baltique, à l'exception de la mer de Botnie, où la production primaire est principalement limitée en P. De plus, la limitation en N de la mer Baltique peut passer au P au printemps et à l'automne, à proximité des apports d'eau douce, ainsi que pendant les périodes de prolifération de cyanobactéries (HELCOM, 2013).

Au cours des dernières décennies, plusieurs campagnes ont été entreprises dans le but d'inverser l'eutrophisation induite par les apports en nutriments dans les eaux côtières d'Europe, d'Amérique du Nord, d'Asie et d'Australie. En règle générale, la réduction de l'eutrophisation s'est avérée un

défi plus colossal que prévu puisque la plupart de ces campagnes n'ont pas atteint les objectifs établis. La réduction des apports en éléments nutritifs observée au cours des dernières années est principalement due au traitement plus efficace des eaux usées, mais elle a pris du retard sur les objectifs fixés pour les sources agricoles. Selon Boesch (2019), un plan de réduction efficace des apports en éléments nutritifs nécessite ce qui suit :

- Des stratégies de réduction à la fois pour le N et le P;
- Des actions qui réduisent à la fois les émissions atmosphériques de N en plus des apports directs aux cours d'eau;
- Une réglementation efficace;
- Des subventions publiques basées sur la performance des stratégies de réduction;
- Une réduction des réserves d'éléments nutritifs stockés dans les sols et les eaux souterraines.

## LA GESTION DE L'EUTROPHISATION EN EUROPE

Les pays européens ont adopté plusieurs programmes dans le but de limiter les apports en nutriments qui causent l'eutrophisation de certains cours d'eau :

- L'[Urban Waste Water Directive](#), adoptée en 1991, a pour objectif de protéger l'environnement au sein de l'Union européenne (UE) des effets négatifs (comme l'eutrophisation) causés par le rejet d'eaux usées en définissant des règles pour la collecte, le traitement et les rejets urbains et industriels.
- La [Nitrates Directive](#), adoptée en 1991, a pour objectif la protection de la qualité des eaux (souterraines et de surface) contre la pollution par les nitrates de sources agricoles en promouvant de bonnes pratiques en agriculture.
- L'[EU Water Framework Directive](#), adoptée en 2000, engageait les pays membres de l'UE à atteindre un bon état environnemental pour toutes les eaux européennes (échéance initiale en 2015, avec possibilité de prolongation jusqu'en 2027).
- La [Marine Strategy Framework Directive](#), adoptée en 2008, a pour objectif de maintenir ou de restaurer le bon fonctionnement des écosystèmes marins en élaborant un ensemble de critères détaillés et de normes méthodologiques pour permettre aux pays membres de l'UE de réduire leurs impacts sur le milieu marin.

### Critères de qualité des eaux

En Europe, les principaux paramètres recommandés pour l'évaluation de l'eutrophisation sont les concentrations hivernales en N inorganique dissous et en P réactif soluble (HELCOM, 2018; OSPAR, 2014). Pendant les efflorescences phytoplanctoniques, les nutriments inorganiques dissous dans les couches de surface peuvent être presque entièrement consommés, ce qui entraîne une grande variabilité saisonnière des concentrations (Nausch et Nausch, 2007). Pour cette raison, il est recommandé de mesurer le N inorganique dissous et le P réactif soluble en hiver, lorsque l'activité biologique est plus faible (Claussen et collab., 2009). Plus récemment, le NT et le PT, qui comprennent les fractions dissoutes, particulaires, inorganiques et organiques, sont de plus en plus

utilisés pour évaluer l'eutrophisation côtière et estuarienne (HELCOM, 2013). Les éléments nutritifs totaux sont généralement moins affectés par les processus saisonniers de transformation des nutriments (Claussen et collab., 2009) et sont des paramètres essentiels pour déterminer les budgets nutritifs utilisés pour établir les objectifs de réduction des apports anthropiques. Selon les directives de la Commission européenne, les valeurs seuils utilisées devraient être cohérentes avec la législation européenne et fixées à des échelles géographiques appropriées pour refléter les différentes caractéristiques biotiques et abiotiques des régions, ce qui peut impliquer l'utilisation de valeurs seuils différentes, qui sont propres à une région, une sous-région ou une subdivision.

Selon la directive-cadre européenne, l'état écologique d'un milieu est évalué par l'intégration de plusieurs variables de qualité biologique (en lien avec la faune et la flore aquatiques) ainsi que des paramètres physicochimiques du milieu, incluant les conditions nutritives. Le « bon » état écologique d'un milieu correspond à des concentrations en éléments nutritifs inférieures aux niveaux établis afin d'assurer le fonctionnement de l'écosystème. La directive-cadre européenne ne fournit pas d'objectifs précis de concentrations en éléments nutritifs, mais exige que les pays de l'UE déterminent des seuils propices à l'atteinte d'un « bon » état écologique. Poikane et ses collaborateurs (2019) ont révisé les seuils en éléments nutritifs définis par différents pays de l'UE, incluant les approches utilisées pour les fixer, afin de déterminer si les critères actuellement utilisés soutiennent réellement un « bon » état écologique et s'ils sont cohérents entre les masses d'eau similaires. Les seuils utilisés par les différents pays de l'UE sont présentés au Tableau 6.

**Tableau 6. Seuils de concentrations en nutriments utilisés par les différents pays de l'Union européenne.**

Type de région	Phosphore total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )		Azote inorganique dissous ( $\text{mg L}^{-1}$ )	
	<i>Seuil utilisé</i>	<i>Littérature</i>	<i>Seuil utilisé</i>	<i>Littérature</i>
CW BC1	13 à 19	7,4	0,10 à 0,18	0,04
CW BC4	15,5	21,7	0,15	0,07
CW BC5	27 à 33	23 à 25	0,11 à 0,15	0,04
CW BC7	(PRS) 15 à 24	(PRS) 9,3	0,10 à 0,23	0,04
CW BC9	16 à 22,3	17,1	0,18	0,04
CW MED I A	11,5 à 18,6	18	S. O.	S. O.
CW MED II A	13 à 18,6	13	S. O.	S. O.
TRW BT1	89 à 105	26 à 120	(NT) 0,3 à 1,1	(NT) 1,0 à 1,2

Note : Les seuils pour les concentrations de PT et de N inorganique dissous pour les états de qualité « bons à modérés » des eaux côtières et de transition sont comparés aux valeurs retrouvées dans la littérature. Les abréviations sont définies comme suit : CW = coastal water; TRW = transitional water; BC = Baltic type; MED = Mediterranean type; BT = Baltic region lagoons; PSR = phosphore réactif soluble. Voir l'annexe A pour la description complète des types de régions. Valeurs tirées de Poikane et ses collaborateurs (2019).

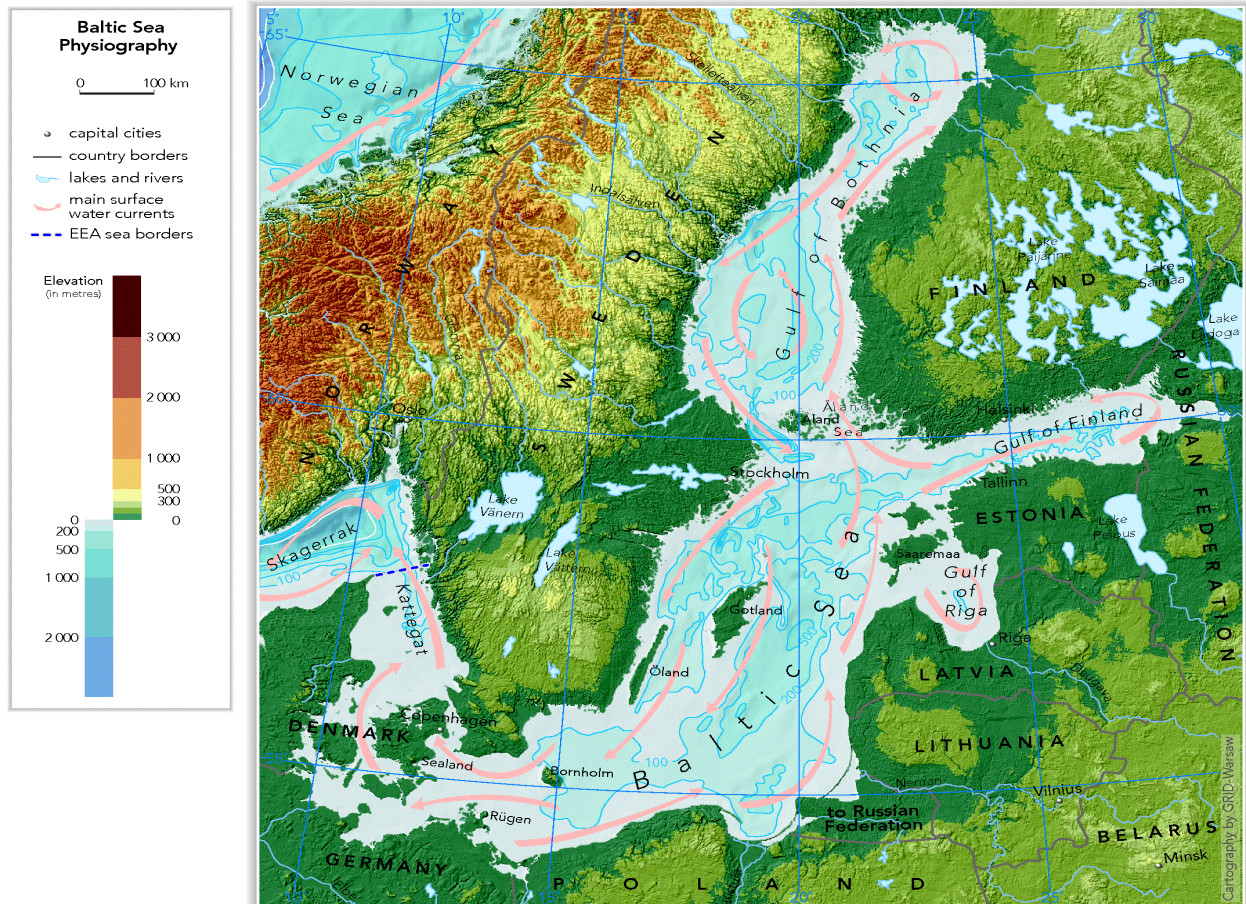
Toutefois, la détermination de seuils nutritifs appropriés pour les eaux de transition (estuaires et lagunes côtières) demeure problématique. Les résultats de Poikane et ses collaborateurs (2019) montrent que des seuils en éléments nutritifs élevés et très variables ont été fixés pour ces écosystèmes complexes où la principale difficulté est de faire la distinction entre le stress naturel et le stress anthropique (Elliott et Quintino, 2007).

Il est généralement reconnu que l'établissement de seuils nutritifs doit prendre en compte les réponses biologiques à l'enrichissement en nutriments (Poikane et collab., 2019). Cependant, les pays de l'UE ont utilisé une grande variété de méthodes basées sur l'analyse de données (régression, modélisation, répartition des masses d'eau) ou fondées sur des jugements d'experts pour établir les seuils. Pour les eaux côtières et estuariennes, l'approche la plus utilisée est lorsque l'état de la masse d'eau considérée comme « zone eutrophe » s'écarte de 50 % ou plus des conditions de référence (OSPAR, 2014). Cependant, il n'existe pas de consensus sur ces conditions de référence ni sur les conditions qui déterminent la qualité des eaux. De plus, le choix arbitraire de « 50 % » n'est basé sur aucune considération scientifique en lien avec les changements écologiques provoqués par l'enrichissement en nutriments (Andersen et collab., 2006). En mer Baltique, une autre approche pour définir des seuils pour les paramètres en lien avec l'eutrophisation, cette fois-ci basée sur des points de rupture dans des séries chronologiques à long terme de ces paramètres, a été développée (HELCOM, 2013).

## Le cas de la mer Baltique

### **Description**

La mer Baltique est une mer continentale (superficie de 415 000 km<sup>2</sup>), relativement peu profonde (moyenne de 58 m) avec quelques bassins plus profonds (> 110 m), reliée à la mer du Nord par une connexion restreinte et peu profonde (Figure 22). Cette mer saumâtre et sans marée est aussi caractérisée par une stratification thermique annuelle. Avec ses caractéristiques physiques et son vaste bassin versant (1,64 million de kilomètres carrés) habité par plus de 85 millions de personnes (Reusch et collab., 2018), la mer Baltique est très sensible à l'eutrophisation. Au cours du 20<sup>e</sup> siècle, des zones hypoxiques permanentes, probablement influencées par la stratification qui isole les bassins plus profonds, ont fait leur apparition (Jokinen et collab., 2018). Ces bassins hypoxiques découlent non seulement de la productivité induite par les apports en nutriments, mais aussi des intrusions périodiques d'eaux plus salines de la mer du Nord. En plus de l'hypoxie, l'eutrophisation a provoqué la diminution de la clarté de l'eau, la prolifération d'algues toxiques et l'altération de la macrovégétation dans les environnements côtiers, les fjords, les lagunes et les archipels entourant la mer Baltique (Boesch, 2019).

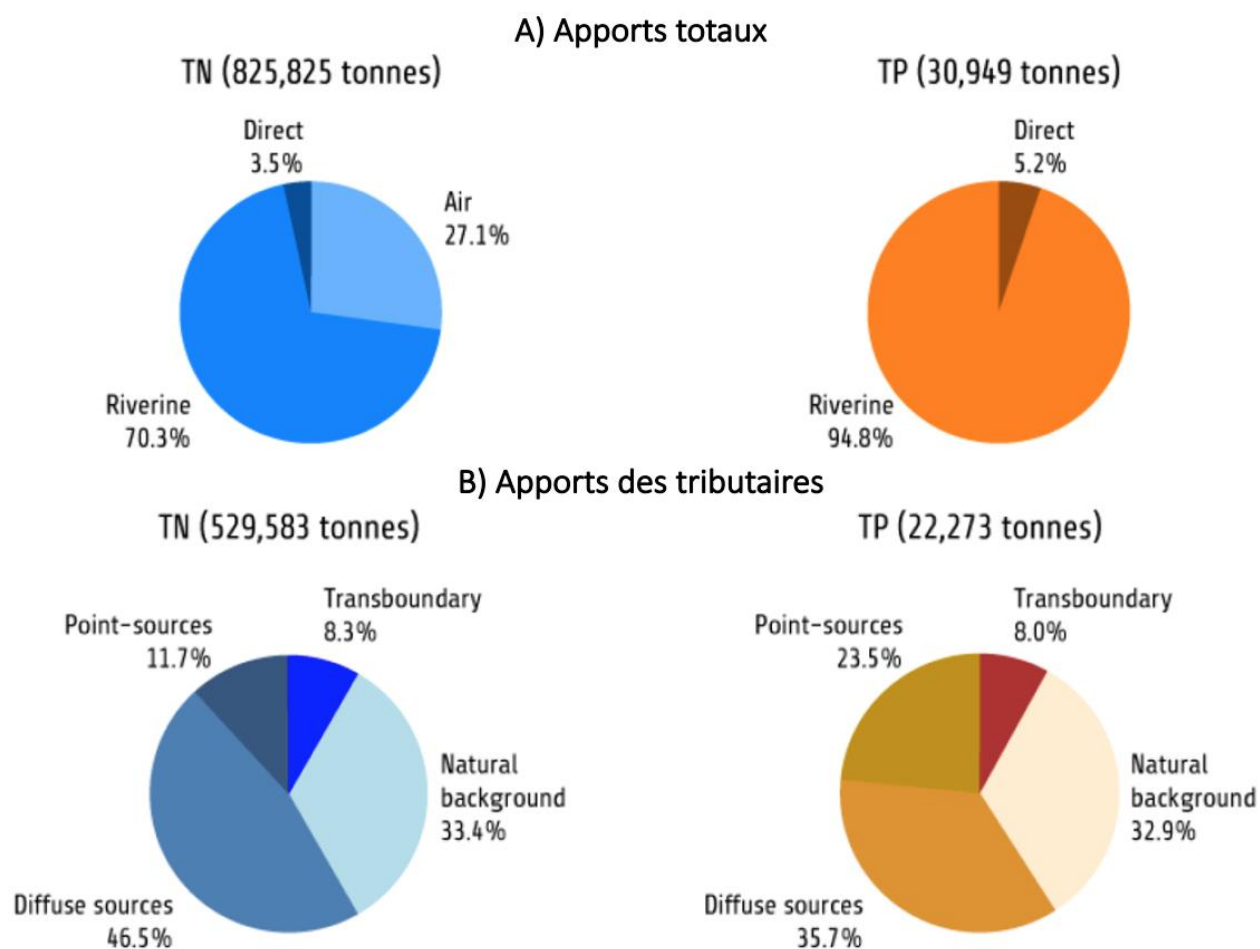


**Figure 22. Physiographie de la mer Baltique (bathymétrie et courants)**

Figure tirée de l'European Environment Agency, disponible au [www.eea.europa.eu/](http://www.eea.europa.eu/).

L'eutrophisation de la mer Baltique est principalement causée par les apports excessifs de N et de P provenant de sources terrestres, à l'intérieur et à l'extérieur du bassin versant des pays en périphérie. Selon la dernière évaluation de la HELCOM (2018), environ 70 % des apports de N et 95 % des apports de P pénètrent la mer Baltique via les différents tributaires (Figure 23). Les apports atmosphériques, provenant principalement des processus de combustion reliés au transport, à la production d'énergie et à l'agriculture, représentent actuellement environ 30 % des apports en N, mais auraient diminué de 25 à 31 % entre 1995 et 2014. Les sources directement rejetées dans la mer Baltique (qui incluent les sources ponctuelles comme le rejet des eaux usées des villes côtières), correspondant actuellement à 4 à 5 % des apports totaux, ont contribué à la plus grande partie de la baisse en nutriments observée depuis les dernières décennies (HELCOM, 2018).

En détaillant les charges provenant des tributaires, on peut constater qu'environ le tiers des apports de N et de P à la mer Baltique sont de sources naturelles. La fraction restante est attribuée aux sources diffuses (principalement agricoles), aux sources ponctuelles (dominées par les rejets des eaux usées) et aux sources transfrontalières (c'est-à-dire les apports de pays qui ne sont pas des parties contractantes à la Helsinki Commission [HELCOM]).



**Figure 23. Sources des apports en nutriments (NT et PT) dans la mer Baltique en 2014**

Sources pour les apports totaux (A) et sources pour les apports par les tributaires (B). Les mots anglais sont définis comme suit : Direct = rejets directs; Air = dépôts atmosphériques; Riverine = apports des tributaires; Point-source = sources ponctuelles; Diffuse sources = sources diffuses; Transboundary = sources transfrontalières; Natural background = sources naturelles. Figure tirée de HELCOM (2018).

## Solutions et réglementations

En 1974, les pays entourant la mer Baltique ont adhéré à la [Convention pour la protection du milieu marin dans la zone de la mer Baltique](#), mieux connue sous le nom de Convention d'Helsinki. La HELCOM met en œuvre les plans et les directives de la convention par l'intermédiaire de ses dix parties contractantes : le Danemark, la Suède, la Finlande, l'Allemagne, la Pologne, la Lituanie, la Lettonie, l'Estonie, la Russie et l'UE. En 1988, une déclaration ministérielle de la HELCOM stipulait que d'ici 1995, les apports de N et de P dans la mer Baltique devraient être réduits de 50 % par rapport au niveau de 1985. Puisque ces objectifs ambitieux n'ont pas été atteints, la HELCOM a lancé en 2007 le [Plan d'action pour la mer Baltique](#) (BSAP) qui a fixé de nouveaux objectifs exigeant une diminution de 16 % des apports de N (correspondant à une réduction annuelle de 135 000 tonnes de N) et de 70 % des apports de P (correspondant à réduction annuelle de 15 000 tonnes de P), par rapport aux charges de 1997-2003 (Elofsson et von Brömssen 2017).

Les objectifs de réduction du BSAP sont divisés en trois composantes :

- **Réductions allouées par pays** : indique la quantité de nutriments que les pays de la HELCOM doivent réduire par rapport à une période de référence (1997-2003);
- **Apports maximaux admissibles de nutriments** : indique les apports maximaux de N et de P dans l'eau et l'air des sous-bassins de la mer Baltique qui peuvent être autorisés;
- **Plafonds d'apports en éléments nutritifs** : indique les apports maximaux admissibles d'éléments nutritifs pour chaque pays dans chaque sous-bassin de la mer Baltique.

Malgré les controverses, la nécessité de réduire les apports en N dans les eaux côtières a été clairement démontrée par des améliorations de la qualité de l'eau à la suite de la réduction des concentrations en N dans les eaux côtières danoises (Riemann et collab., 2016) et les fjords suédois (Savage et collab., 2010). Les expériences dans les estuaires et les eaux côtières du Danemark, y compris le long de la côte de la mer du Nord, ont été particulièrement instructives. La détérioration croissante de l'environnement au cours des années 1970 a été aggravée par un épisode d'hypoxie qui a provoqué la mort de plusieurs espèces de poissons et de crustacés dans le Kattegat en 1981. À la suite de cet événement, le [Denmark: Action Plans for the Aquatic Environment and Green Growth Agreement](#), visant à réduire les rejets en N et en P de 50 % et 80 %, respectivement, a été adopté en 1987. Une succession de mesures agricoles supplémentaires a été imposée, notamment la limitation des apports de N à 10 % en dessous du taux optimal économique et la plantation obligatoire de cultures dérobées<sup>9</sup> (Hansen collab., 2017). Des programmes d'évaluation ont été établis en 1988 pour suivre les résultats, notamment la mise en œuvre des pratiques agricoles, les changements dans les concentrations de nutriments dans les eaux (souterraines, de surface et marines) et les réponses biologiques de l'écosystème. Vers 2003, les rejets terrestres de N avaient diminué de 74 % pour les sources ponctuelles, de 31 % pour les excédents agricoles (la quantité de N appliquée moins le N retiré par les cultures), de 33 % pour le lessivage provenant des terres agricoles et de 29 à 32 % pour les apports dans les cours d'eau (Kronvang et collab., 2008). Après une autre décennie d'observations, une évaluation a conclu que les apports en nutriments terrestres aux écosystèmes côtiers danois ont été réduits d'environ 50 % pour le N et de 76 % pour le P depuis 1990 (Riemann et collab., 2016).

## Résultats observés

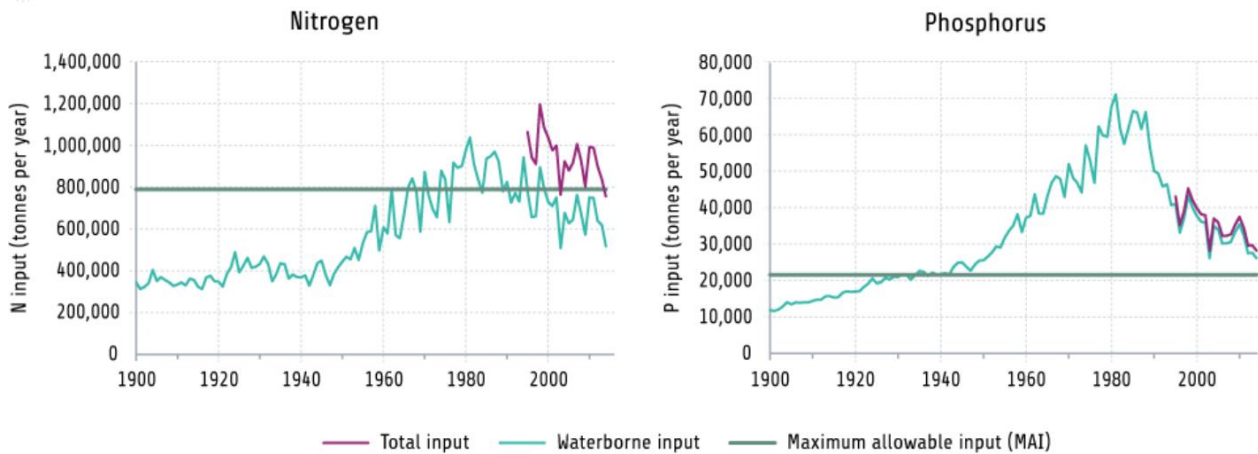
Plusieurs évaluations ont été réalisées depuis l'adoption du BSAP dans le but de suivre l'état d'eutrophisation de la mer Baltique. À ce jour, les objectifs globaux du BSAP, qui visaient un meilleur état de la mer Baltique d'ici 2021, n'ont toujours pas été atteints (HELCOM, 2021). L'imposition de limites régionales sur les apports en éléments nutritifs a permis de diminuer les charges, mais l'effet

---

<sup>9</sup> Culture dérobée : culture intercalaire, à croissance rapide, qui est cultivée entre deux cultures principales annuelles successives. L'un des principaux avantages est de piéger les minéraux du sol pour éviter ou limiter le phénomène de lessivage de l'azote.



de ces mesures n'a pas encore été détecté par les évaluations (Figure 24). Bien que des signes d'amélioration soient observés dans certains secteurs, les conséquences négatives des apports passés et actuels de nutriments prédominent encore sur l'état général.



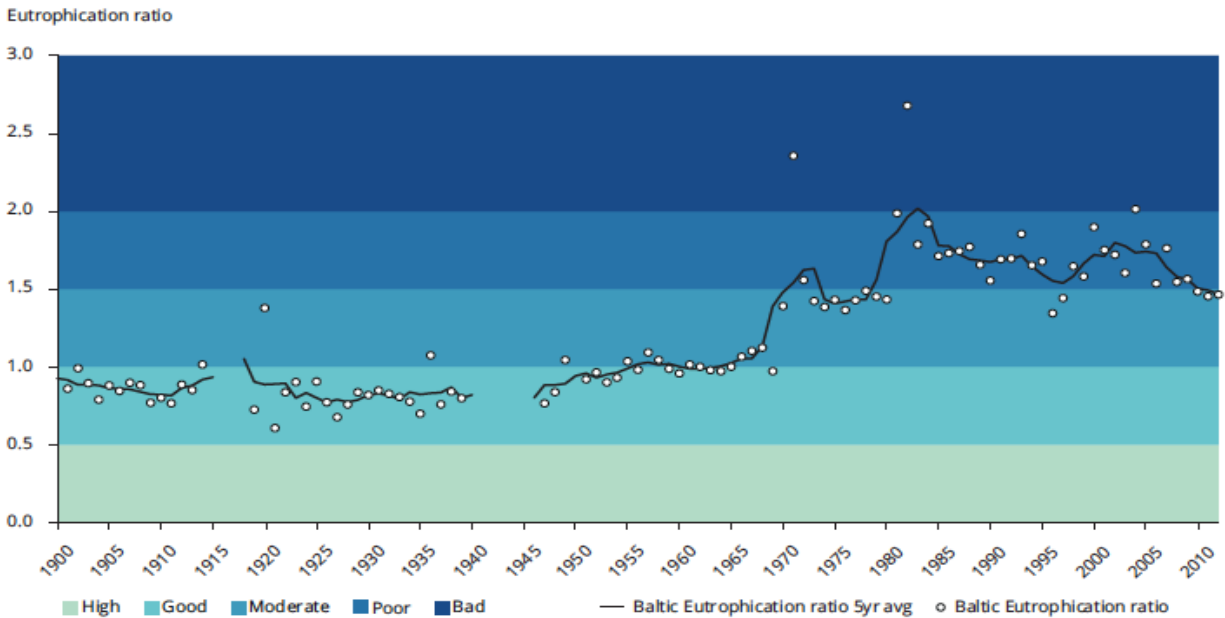
**Figure 24. Évolution temporelle des apports totaux de nutriments dans la mer Baltique**

Les apports d'azote (*Nitrogen*; à gauche) et de phosphore (*Phosphorus*; à droite) sont illustrés pour la période de 1900 à 2014. La ligne bleue représente les apports d'origine hydrique (*Waterborne input*), tandis que la ligne mauve représente les apports totaux (*Total input*). La ligne horizontale verte délimite les apports maximaux autorisés (*Maximum allowable input*). Figure tirée de HELCOM (2018).

En comparant les deux dernières périodes d'évaluation (2007-2011 et 2011-2016), on peut constater une réduction de l'eutrophisation, soit une diminution de la concentration en N dans la majeure partie de la mer Baltique, une baisse de la concentration en chlorophylle *a* dans le secteur occidental de la mer, une amélioration générale de la clarté de l'eau ainsi qu'une réduction de l'intensité des efflorescences printanières (Groetsch et collab., 2016). L'évaluation intégrée de l'état d'eutrophisation de la mer Baltique pour la période 1901-2012, effectuée par Andersen et ses collaborateurs (2017), a également permis de constater une réduction de l'état d'eutrophisation à partir des années 1980, qui serait une conséquence directe des efforts à long terme pour réduire les apports de nutriments (Figure 25).

Cependant, les dernières données montrent que la mer Baltique est toujours fortement touchée par l'eutrophisation (Andersen et collab., 2017). Malgré une réduction substantielle des apports de nutriments dans la mer Baltique, par rapport à leurs pics dans les années 1980 (Reusch et collab., 2018), une baisse d'environ 16 % pour le N et de 38 % pour le P est encore nécessaire pour atteindre les objectifs du BSAP. La grande partie de la réduction observée est due à l'amélioration des stations d'épuration, engendrée par la directive européenne sur le traitement des eaux usées urbaines. À l'exception des approches plus agressives du Danemark (voir la section ci-dessus), les efforts déployés dans les autres pays en périphérie de la mer Baltique ont été insuffisants pour atteindre les objectifs de réduction de source agricole. En effet, ces apports ont été les plus difficiles à réduire étant donné le stockage à long terme des nutriments dans les sols et les cours d'eau pour le P et dans les eaux souterraines pour le N. Néanmoins, bien que le réchauffement

des eaux et la hausse du débit des rivières puissent amplifier les effets de l'eutrophisation, les modèles indiquent que les réductions des apports en nutriments suggérées par le BSAP devraient conduire à une amélioration des conditions environnementales, et ce, malgré les changements climatiques futurs (Saraiva et collab., 2019). Le BSAP est en révision afin de proposer de nouvelles améliorations au plan d'action en prenant compte des problèmes émergents.



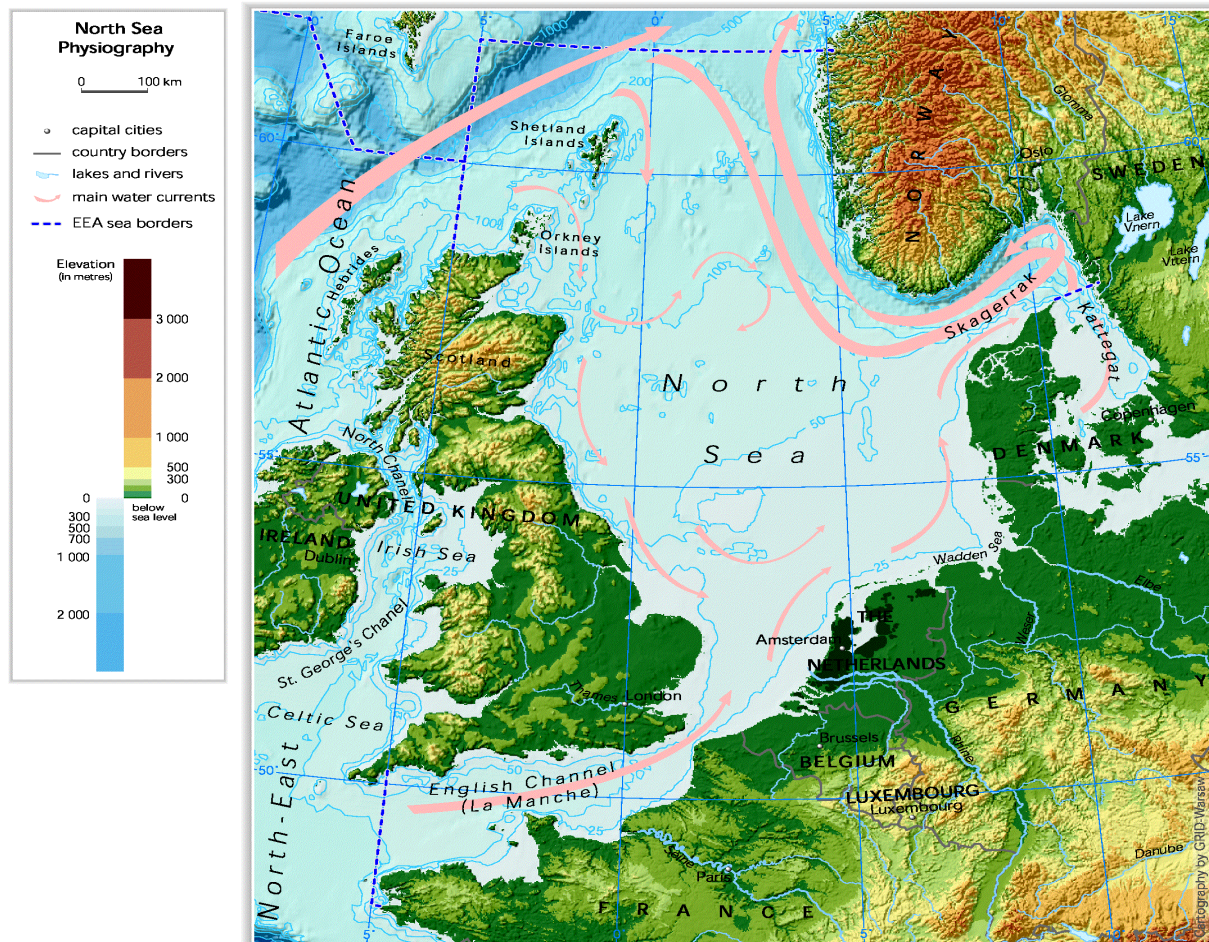
**Figure 25. Tendances de l'état d'eutrophisation de la mer Baltique pour la période de 1900 à 2010**  
 Le ratio d'eutrophisation (*Eutrophication ratio*) a été calculé à partir des indicateurs utilisés pour l'évaluation de l'état de la mer, tel que décrit par Andersen et ses collaborateurs (2017), pour la période 1901-2012. Cette évaluation montre des signes précurseurs de rétablissement de l'état de la mer Baltique à partir des années 1980. Figure adaptée de Andersen et ses collaborateurs (2017).

## Le cas de la mer du Nord

### Description

La mer du Nord est une mer continentale (superficie de 570 000 km<sup>2</sup>) relativement peu profonde (moyenne de 90 m), délimitée par l'océan Atlantique et plusieurs pays (Angleterre, Écosse, Danemark, Norvège, Allemagne, Pays-Bas, Belgique et France; Figure 26). Contrairement à la mer Baltique, la mer du Nord est influencée par des échanges dynamiques avec l'océan Atlantique et, par conséquent, par des temps de résidence inférieurs à 1 mois par rapport à 4,5 ans pour la mer Baltique (Emeis et collab., 2014). Dans le cas de la mer du Nord, les apports des rivières sont la principale source des niveaux élevés de nutriments provenant des activités humaines dans les bassins versants adjacents. Par conséquent, les problèmes d'eutrophisation surviennent principalement dans les zones où l'influence de l'eau douce est relativement élevée, comme les estuaires, les fjords, les baies et les eaux côtières. De plus, certaines zones sont sensibles à l'eutrophisation en raison des conditions physiques (EEA, 2019). Les zones les plus problématiques pour l'eutrophisation de la mer se situent principalement le long de sa marge sud-est (Claussen et

collab., 2009). Cette région peu profonde (< 50 m) est bien mélangée et reçoit la décharge de plusieurs fleuves qui drainent un bassin versant totalisant 428 500 km<sup>2</sup> et peuplé par 140 millions d'habitants (Emeis et collab., 2014). L'eutrophisation de la mer du Nord a commencé à retenir l'attention après l'apparition de zones hypoxiques dans la baie Allemande dans les années 1980, résultat des apports croissants de nutriments, particulièrement des rejets de N provenant des eaux continentales.



**Figure 26. Physiographie de la mer du Nord (bathymétrie et courants)**  
 Figure tirée de l'European Environment Agency, disponible au [www.eea.europa.eu/](http://www.eea.europa.eu/).

### Solutions et réglementations

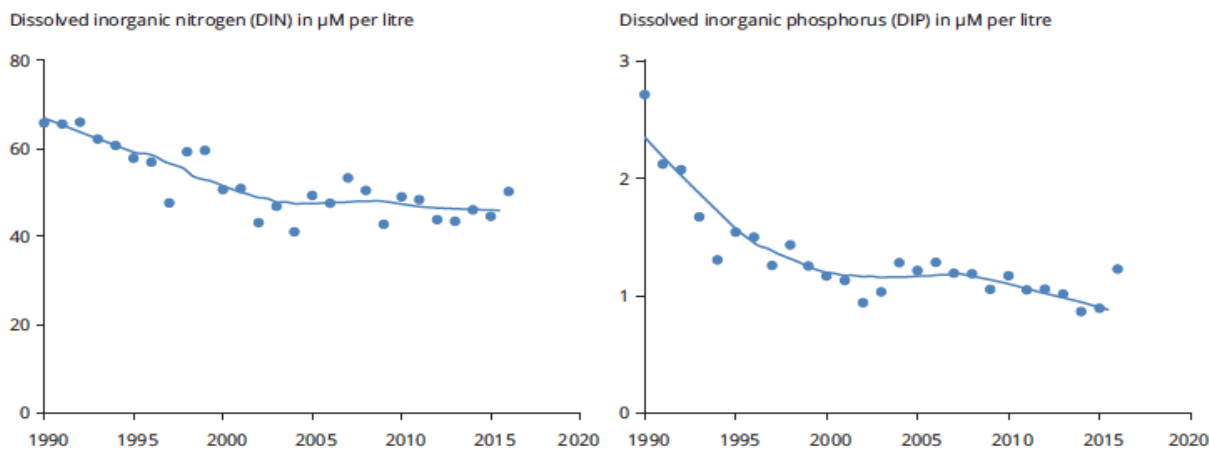
La mer du Nord a fait l'objet de la [Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est](#) (OSPAR), établie en 1987, qui résulte de la fusion de deux conventions internationales : la convention d'Oslo de 1972 (traitant de la prévention de la pollution marine) et la convention de Paris de 1974 (traitant des rejets de substances d'origine terrestre). L'OSPAR vise à prévenir et éliminer la pollution marine résultant des activités humaines en Atlantique Nord-Est afin de protéger l'écosystème et la diversité biologique. Dans la mer du Nord, l'objectif initial de la Convention OSPAR était de réduire les apports fluviaux en N et en P inorganique dissous de 50 % entre 1985 et 1995.

Les objectifs stratégiques de l'OSPAR sont les suivants (OSPAR, 2010) :

- S'assurer que les exigences régionales de surveillance et d'évaluation sont remplies par le programme de surveillance de l'eutrophisation;
- Évaluer et rendre compte de l'efficacité des mesures de lutte contre les problèmes d'eutrophisation;
- Coopérer pour fixer des objectifs appropriés de réduction des éléments nutritifs pour les zones problématiques;
- Coordonner l'élaboration de mesures visant à réduire et, éventuellement, à éliminer l'eutrophisation des eaux marines.

### Résultats observés

Bien que l'étendue de la zone eutrophe dans la mer du Nord continue à diminuer depuis 1990, les apports atmosphériques et fluviaux de nutriments suscitent encore des préoccupations. Les résultats de la dernière évaluation de l'OSPAR (couvrant la période de 2006 à 2014) sur l'état de la mer du Nord révèlent que l'eutrophisation est encore présente, plus particulièrement dans les zones sensibles aux apports en nutriments, telles que les estuaires, les fjords et les baies. Néanmoins, depuis 1990, les apports en éléments nutritifs dans la mer du Nord montrent une faible tendance à la baisse pour le N et une réduction notable pour le P (OSPAR, 2017). Les apports provenant des rivières ont d'ailleurs diminué de 30 % pour le NT et de 60 % pour le PT depuis 1990. Par conséquent, les concentrations hivernales moyennes de nutriments dans les eaux côtières en aval du delta du Rhin et de la Meuse, tributaires importants de la mer du Nord, ont diminué proportionnellement (Figure 27; EEA, 2019).



**Figure 27. Évolution temporelle des concentrations hivernales moyennes de nutriments dans la mer du Nord**

Les concentrations d'azote inorganique dissous (*Dissolved inorganic nitrogen*; à gauche) et de phosphore inorganique dissous (*Dissolved inorganic phosphorus*; à droite) ont été mesurées dans un transect allant de l'embouchure du delta Meuse-Rhin jusqu'au large de la partie néerlandaise de la mer du Nord, pour la période de 1990 à 2020. Figure tirée de EEA (2019).

Dans le cas du N, les apports ont diminué d'environ 500 kt an<sup>-1</sup> sur 24 ans, dont environ 150 kt an<sup>-1</sup> sont dues aux mesures de réduction de la pollution atmosphérique. En effet, les dépôts atmosphériques de N dans la mer du Nord, qui étaient du même ordre de grandeur que les apports fluviaux en 1985, ont été réduits de moitié en raison de la diminution des émissions de NO<sub>x</sub> provenant de sources terrestres. Toutefois, les dépôts de N provenant des gaz d'échappement des navires, responsables d'environ 17 % des dépôts, continuent d'augmenter (Boesch, 2019). Dans le cas du P, les apports ont pratiquement diminué de moitié depuis les années 2000 grâce à l'amélioration du traitement des eaux usées et au remplacement des phosphates dans les détergents (Emeis et collab., 2014), ce qui permet de dépasser l'objectif de réduction du P de l'OSPAR. Depuis 2006, les apports de P ont diminué d'environ 1,5 kt an<sup>-1</sup>, le taux de réduction étant d'environ 2 kt an<sup>-1</sup> durant toute la période de 1990 à 2015 (OSPAR, 2017). Ainsi, malgré l'amélioration des paramètres de qualité de l'eau (concentrations en nutriments et en chlorophylle a) dans certaines régions de la mer du Nord, une amélioration de l'état global n'est pas encore visible (EEA, 2019).

## LA GESTION DE L'EUTROPHISATION EN AMÉRIQUE DU NORD

Dans les années 1990, la [National Oceanic and Atmospheric Administration](#) (NOAA) a commencé à évaluer la nécessité d'une réponse nationale au problème de l'eutrophisation estuarienne étant donné l'inquiétude de la communauté scientifique et du public quant à la santé des eaux côtières américaines. À la suite de l'évaluation de l'état de 141 estuaires et plans d'eaux côtiers, représentant plus de 90 % du débit côtier d'eau douce aux États-Unis, Bricker et ses collaborateurs (2008) ont constaté l'eutrophisation (signes modérés à élevés) de 65 % de ces systèmes. La majorité des estuaires évalués sont fortement influencés par l'expansion démographique en bordure des côtes et par les activités anthropiques qui contribuent aux apports en éléments nutritifs. Les estuaires qui reçoivent une grande quantité de N (par rapport à leur capacité à l'éliminer) ont d'ailleurs démontré des signes « élevés » d'eutrophisation (Bricker et collab., 2008).

À l'heure actuelle, même les eaux côtières, telles que la baie de San Francisco, le détroit de Puget et la baie du Delaware, que l'on pensait peu sensibles à l'eutrophisation en raison des échanges importants avec l'océan et du mélange des marées, semblent montrer des signes précurseurs. Cependant, en Amérique du Nord, c'est l'eutrophisation des régions de la baie de Chesapeake, du nord du golfe du Mexique et de la baie de Tampa qui ont fait l'objet de la plus grande attention politique et scientifique.

Comme en Europe, plusieurs programmes se sont penchés sur les problématiques liées à l'eutrophisation aux États-Unis, notamment :

- Le [National Estuary Program](#) (NEP), un programme local de l'[United States Environmental Protection Agency](#) (USEPA) visant à protéger et à restaurer la qualité de l'eau et l'intégrité écologique des estuaires d'importance nationale. Actuellement, 28 estuaires situés le long des côtes de l'Atlantique, du golfe du Mexique et du Pacifique, ainsi qu'à Porto Rico, sont

désignés comme estuaires d'importance nationale par le NEP (excluant la baie de Chesapeake qui possède son propre programme fédéral). Chaque site NEP a élaboré un plan global de conservation et de gestion qui, dans la plupart des cas, comprend une stratégie de réduction de l'eutrophisation. En général, l'exécution de ces stratégies repose sur des approches collaboratives plutôt que réglementaires (Lubell, 2004). Peu de ces plans comportent des objectifs et des échéanciers précis de réduction des éléments nutritifs et des mécanismes législatifs pour le suivi des progrès;

- Le [Chesapeake Bay Program](#) (CBP), un partenariat régional qui dirige et conduit la restauration de la baie de Chesapeake. Le programme rassemble les membres de diverses organisations fédérales, universitaires et locales pour élaborer et adopter des politiques qui soutiennent la restauration de la baie de Chesapeake.

## Critères de qualité des eaux

Aux États-Unis, les États sont responsables de l'établissement de normes de qualité de l'eau pour protéger les conditions physiques ainsi que l'intégrité biologique et chimique de leurs eaux. Les normes de qualité de l'eau sont définies par les objectifs de protection du plan d'eau et reposent sur différentes préoccupations, à savoir le fondement scientifique des critères, l'utilisation particulière du plan d'eau en considérant les aspects économiques, sociaux et politiques, la protection des eaux en aval et les politiques qui permettent de protéger le niveau de qualité de l'eau nécessaire pour maintenir les utilisations désignées. Une fois que les utilisations désignées d'un plan d'eau ont été établies, l'État doit adopter des critères narratifs ou des valeurs numériques pour protéger le plan d'eau visé. Les critères narratifs sont des expressions verbales de conditions de qualité de l'eau souhaitées qui visent à décrire l'état intact du plan d'eau, alors que les critères numériques tentent de quantifier l'état idéal en s'appuyant sur des valeurs attribuées aux paramètres mesurables de la qualité de l'eau.

Des critères écorégionaux pour les éléments nutritifs établis par l'USEPA sont destinés à contrer l'eutrophisation anthropique. Ces seuils, ou valeurs recommandées, sont déterminés empiriquement pour représenter des conditions d'eaux de surface qui sont minimalement touchées par les activités humaines et pour assurer la protection de la vie aquatique et des utilisations récréatives (USEPA, 2000a). Pour établir des seuils nutritifs, l'USEPA recommande d'utiliser le 75<sup>e</sup> centile de 10 années de données de suivi à partir de sites de référence ou à faible impact. En l'absence de données de référence adéquates, le 25<sup>e</sup> centile de tous les sites de suivi peut être utilisé (USEPA, 2000a).

## Le cas de la baie de Chesapeake

### Description

Avec sa superficie de 11 600 km<sup>2</sup> et son bassin versant couvrant 166 534 km<sup>2</sup>, la baie de Chesapeake est le plus grand estuaire des États-Unis (Figure 28). La baie borde l'océan Atlantique, entre les États de la Virginie et du Maryland, et reçoit les affluents de 150 fleuves et rivières. Elle est

caractérisée par une faible profondeur (moyenne de 6,5 m), une colonne d'eau stratifiée et un temps de séjour des eaux de 90 à 180 jours. La combinaison de ces caractéristiques en fait un système productif, avec une utilisation efficace des nutriments et une tendance à l'épuisement en oxygène des eaux profondes (Kemp et collab., 2005).

Selon les estimations au début des années 2000 (Kemp et collab., 2005), pour l'ensemble de la baie, les sources diffuses provenant de son bassin versant représentaient 60 % et 58 % des apports de N et de P, alors que les dépôts atmosphériques représentent 12 % et 6,5 % de ces apports. Le reste des apports en éléments nutritifs proviendrait principalement de sources ponctuelles pour le N (28 %) et des apports océaniques (37 %) pour le P (Kemp et collab., 2005).

La baie de Chesapeake a longtemps fait l'objet de recherches liées à l'eutrophisation (Kemp et collab., 2005). Dans les années 1970, la baie connaît le triste privilège d'être le premier endroit de la planète déclaré « zone morte » puisque les concentrations en oxygène y sont trop faibles pour supporter toute forme de vie. La distribution spatiale et le développement saisonnier de l'hypoxie dans la baie de Chesapeake montrent que l'appauvrissement en oxygène résulterait des interactions entre les processus biologiques et physiques (Taff et collab., 1980).



**Figure 28. Carte de la baie de Chesapeake**

Son bassin versant (*Watershed*) et ses frontières entre les États (*State Boundary*) sont illustrés sur la carte. Figure tirée du CBP, disponible au [www.chesapeakebay.net/](http://www.chesapeakebay.net/).

### Solutions et réglementations

Dans les années 1950, les efforts initiaux se sont concentrés sur la réduction des rejets de déchets organiques provenant de la ville de Washington, située à la tête de la rivière Potomac, l'un des principaux affluents se déversant dans la baie. En 1983, le [Chesapeake Bay Program](#) (CBP) a mis en place plusieurs mesures supplémentaires afin de contrer l'eutrophisation de la baie. En 1987, les parties prenantes se sont engagées à élaborer et à mettre en œuvre une stratégie pour parvenir à une réduction d'au moins 40 % de N et de P entrant dans la baie d'ici 2000. La portée et l'échéancier de cette stratégie sont similaires aux plans de la HELCOM et de l'OSPAR établis respectivement pour la mer Baltique et la mer du Nord. À l'approche de l'an 2000, alors que les objectifs étaient toujours loin d'être atteints, l'adoption d'un nouvel accord plus restrictif, le [Chesapeake 2000](#) (C2K) prévoyait une réduction de 48 % et 53 % pour les apports totaux de N et

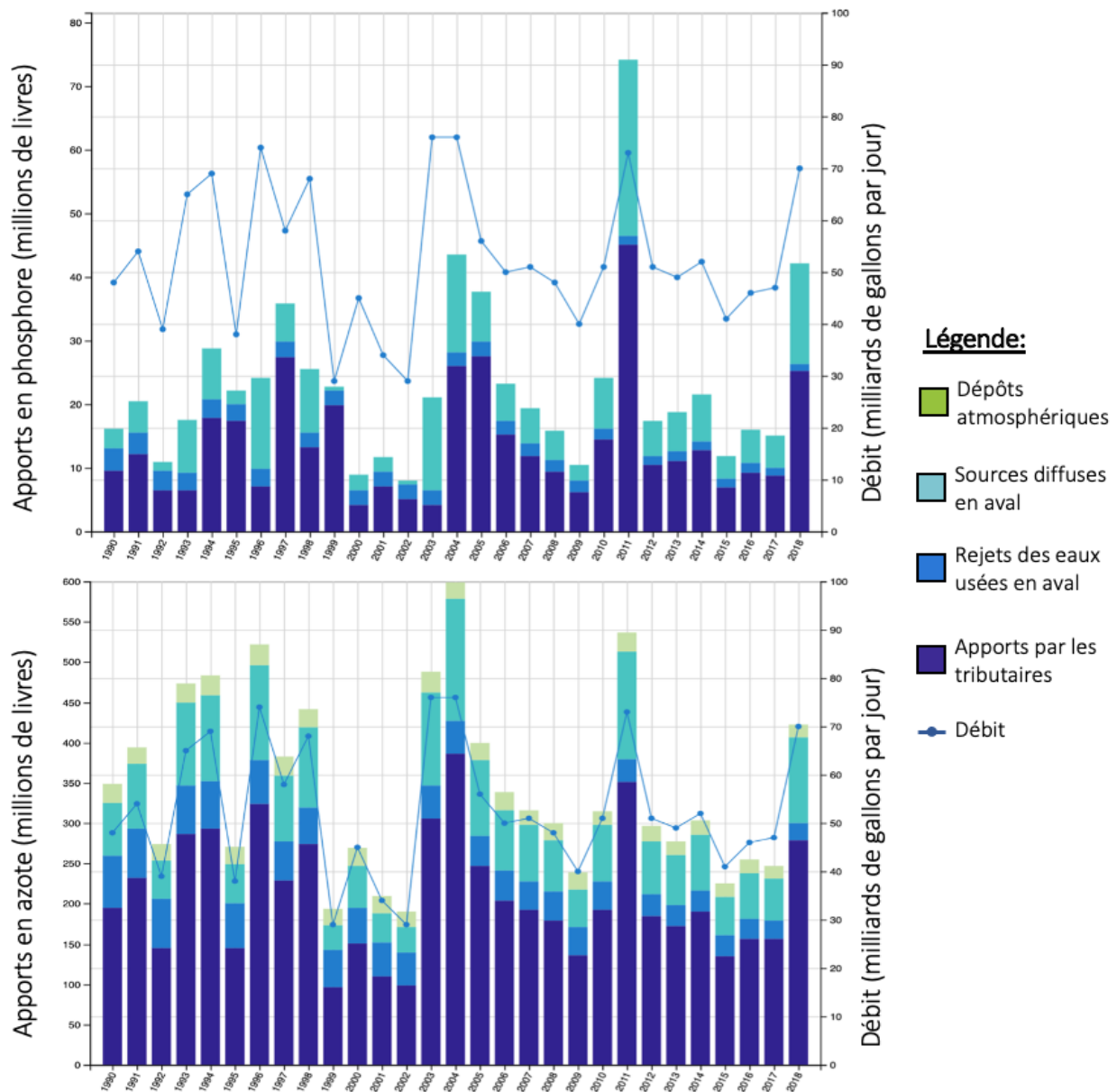


de P, respectivement (par rapport aux niveaux de référence de 1985), d'ici 2010. Face à un autre échec, l'USEPA a publié en 2010 un plan basé sur le calcul d'une charge quotidienne maximale totale (*total maximum daily load*; TMDL), qui raffinaient les allocations de réductions à atteindre d'ici 2025, incluant une évaluation bisannuelle.

### **Résultats observés**

Les apports en P et en N dans la baie de Chesapeake ont fortement varié au cours des dernières décennies (Figure 29). Pour le P, le CBP a conclu en 2017 (à partir d'estimations modélisées) que les mesures nécessaires avaient été prises pour atteindre l'objectif du TMDL de 2025, en grande partie parce que le traitement des eaux usées avait déjà permis de dépasser les réductions allouées pour ce secteur. De plus, les apports de sources agricoles de P ont également été réduits de 69 % par rapport à l'objectif du TMDL. En contrepartie, une faible réduction des apports provenant du ruissellement urbain a été obtenue compte tenu du développement croissant de l'aménagement du territoire (Boesch, 2019).

Pour le N, les apports provenant des eaux usées ont été réduits en dessous de l'allocation de 2025 en raison d'investissements substantiels pour améliorer l'élimination de N, financés par la mise en place de frais d'utilisation. Le contrôle des émissions d'oxydes d'azote provenant des centrales électriques et des véhicules, grâce à la mise en œuvre du [Clean Air Act](#) des États-Unis, a considérablement réduit les dépôts atmosphériques (Eshleman et Sabo, 2016). D'un autre côté, les réductions des apports en N provenant de l'agriculture, de l'hydraulique urbaine et des installations septiques résidentielles sont considérablement en retard. Malgré un soutien financier et réglementaire, seulement 18 % des réductions allouées pour le secteur agricole dans le cadre du plan TMDL ont été atteintes. Le retard observé d'environ une décennie pourrait être expliqué par le stockage des éléments nutritifs dans les eaux souterraines et par des normes de gestion moins efficaces que prévu.



**Figure 29. Apports en phosphore et en azote dans la baie de Chesapeake en fonction du débit**

Les moyennes annuelles pour les débits des fleuves et des rivières à la baie ainsi que pour les concentrations de N et de P ont été mesurées aux sites de surveillance du programme pour la période de 1990 à 2018.

Figure tirée du CBP, disponible au <https://www.chesapeakeprogress.com/clean-water/water-quality>.

Jusqu'à récemment, il y avait peu de signes de réponses écosystémiques de la baie de Chesapeake aux tentatives de réduction de nutriments. Cependant, depuis quelques années, une réduction de l'hypoxie (Murphy et collab., 2011), un rétablissement de la couverture de plantes vasculaires submergées (Gurbisz et Kemp, 2014) et une amélioration progressive de la qualité de l'eau (oxygène dissous, clarté, chlorophylle *a*, etc.; Zhang et collab., 2018) ont été observés. Alors que la réhabilitation prévue de la baie de Chesapeake est loin d'être achevée, un engagement intergouvernemental a été maintenu pendant plus de 35 ans et des réductions démontrables des

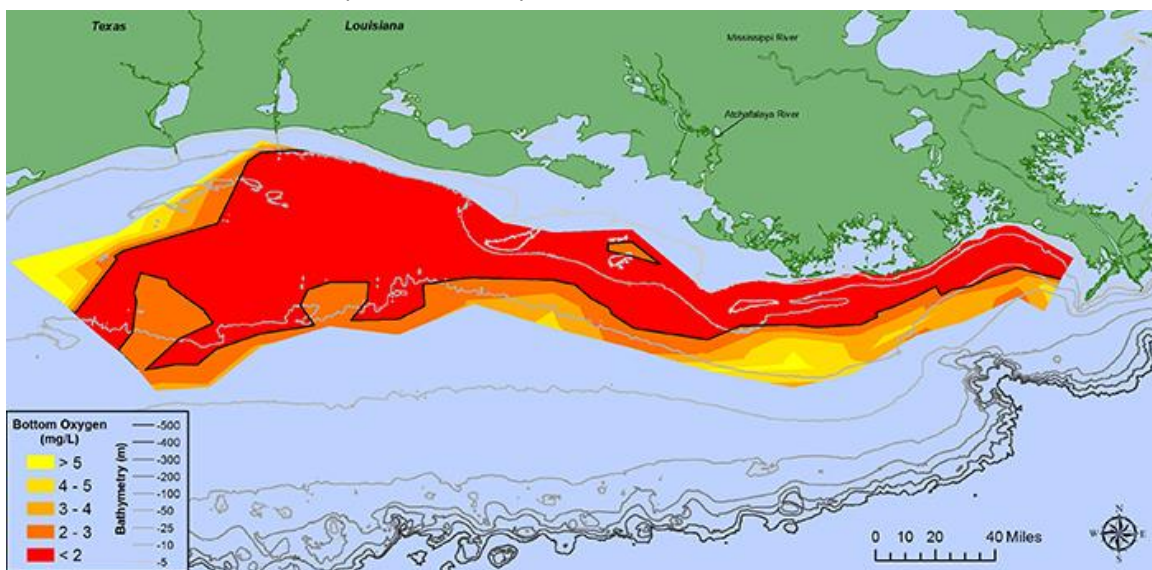
apports en éléments nutritifs ont été accomplies. Toutefois, des réductions supplémentaires sont encore nécessaires d'ici l'échéance du plan en 2025 et il faudra peut-être encore des décennies pour atteindre une réhabilitation complète de l'écosystème (Boesch, 2019).

## Le cas du nord du golfe du Mexique

### Description

Le golfe du Mexique (superficie de 1,55 million de kilomètres carrés) est situé au sud-est de l'Amérique du Nord en bordure de l'océan Atlantique, entre la péninsule de Floride, la Louisiane, le sud-est du Texas, la côte orientale du Mexique et une partie du littoral nord de Cuba (Figure 30). La ligne côtière est, nord et nord-est du golfe, qui s'étend sur 2 700 km et reçoit les eaux de 33 fleuves majeurs ayant traversé 31 États américains, est la zone la plus problématique pour l'eutrophisation (Boesch, 2019).

Depuis le milieu du 20<sup>e</sup> siècle, la croissance démographique a généré de grandes quantités d'eaux usées et de déchets industriels, dont une grande partie a été déversée directement dans les eaux du golfe ou indirectement par les rivières qui se jettent dans le golfe. Jusqu'au milieu des années 1980, l'hypoxie était peu observée et considérée comme un phénomène isolé, éphémère et naturel (Rabalais et collab., 2002). À l'heure actuelle, les eaux de fond au-dessus du plateau continental au nord du golfe du Mexique, près du delta du fleuve Mississippi, subissent une hypoxie saisonnière récurrente. Couvrant en moyenne une superficie de plus de 18 000 km<sup>2</sup>, cette zone hypoxique est considérée comme étant l'une des plus grandes zones mortes du monde. De plus, on observe fréquemment des proliférations d'algues qui tuent (par anoxie ou par libération de toxines) les poissons et les mammifères marins et qui peuvent même causer des problèmes respiratoires chez les humains (Boesch, 2019).



**Figure 30. Carte du nord du golfe du Mexique**

La carte illustre aussi les concentrations en oxygène des eaux de fond mesurées en juillet 2017, soit la zone morte la plus grande jamais mesurée à ce jour. Figure disponible au [www.noaa.gov/](http://www.noaa.gov/).

## Solutions et réglementations

Plusieurs années après les premières suggestions selon lesquelles l'hypoxie du golfe résulterait probablement d'une augmentation des apports en  $\text{NO}_3^-$  du fleuve Mississippi (Turner et Rabalais, 1991, dans Rabalais et collab., 2002), le [Harmful Algal Bloom and Hypoxia Research and Control Act](#) (HABHRCA) a été adopté en 1998. Le HABHRCA imposait une évaluation intégrée de l'hypoxie du nord du golfe en examinant les causes, les conséquences écologiques et économiques, les sources nutritives ainsi que les méthodes pour réduire les apports. Cette évaluation, publiée en 2000, a conclu que l'hypoxie dans le nord du golfe du Mexique était principalement causée par l'augmentation de N provenant du bassin de la rivière Mississippi-Atchafalaya, en combinaison avec la stratification naturelle des eaux du golfe. Le flux de  $\text{NO}_3^-$  a presque triplé entre la période 1955-1970 et la période 1980-1996, tandis que les flux de C organique et de P ont probablement diminué au cours du 20<sup>e</sup> siècle. La majorité (90 %) des apports de  $\text{NO}_3^-$  proviendrait des terres agricoles de l'Iowa, de l'Illinois, de l'Indiana, du sud du Minnesota et de l'Ohio, situées à 1 800 km ou plus en amont du golfe du Mexique. Selon cette première évaluation, une réduction d'environ 40 % du flux de N serait nécessaire pour revenir à des apports comparables à ceux de la période 1955-1970, ce qui nécessiterait de limiter les pertes par les terres agricoles et d'améliorer la rétention de N et la dénitrification dans le bassin (Boesch, 2019).

En 2001, un premier plan d'action a été adopté dans le but de réduire l'étendue moyenne de la zone hypoxique du golfe à moins de 5 000 km<sup>2</sup> d'ici 2015 par la mise en œuvre d'actions volontaires et de pratiques pour réduire les rejets de N. Ce plan ne s'est pas engagé à réduire spécifiquement les rejets de N, mais a reconnu qu'une réduction de 30 % des apports serait probablement nécessaire. Le plan a été révisé en 2006 par le conseil consultatif scientifique de l'USEPA, qui a recommandé une réduction des apports de N et de P d'au moins 45 %. Un peu plus tard, le [2008 Gulf Hypoxia Action Plan](#) a énoncé des actions plus concrètes pour accélérer la réduction des apports en nutriments. À la suite d'une réévaluation en 2013, l'objectif de réduction de la zone hypoxique à moins de 5 000 km<sup>2</sup> a été maintenu, avec cependant une prolongation de 20 ans (jusqu'en 2035) par rapport à l'objectif initial de 2015 et une réduction provisoire de 20 % pour les deux nutriments d'ici 2025. Une fois de plus, aucune réduction précise des apports en éléments nutritifs n'a été allouée aux états périphériques ou aux sous-bassins. Les États et l'USEPA ont même contesté la mise en place de limites sur les rejets en N et P par l'entremise d'un TMDL et ont résisté à l'élaboration de critères numériques de qualité de l'eau pour le N (Sigford, 2016).

## Résultats observés

En raison de l'écosystème complexe du golfe du Mexique et des enjeux économiques qui lui sont associés, les objectifs de réduction de l'hypoxie du golfe du Mexique ont été très controversés. Malgré des dépenses fédérales et privées substantielles pour l'amélioration des pratiques de gestion des éléments nutritifs au cours des dernières décennies du plan d'action, il n'y a encore aucune preuve d'une réduction des apports en éléments nutritifs ou de l'hypoxie dans le golfe

(Murphy et collab., 2013). En 2017, l'étendue des eaux de fond hypoxiques était de 22 770 km<sup>2</sup>, soit la plus grande jamais mesurée.

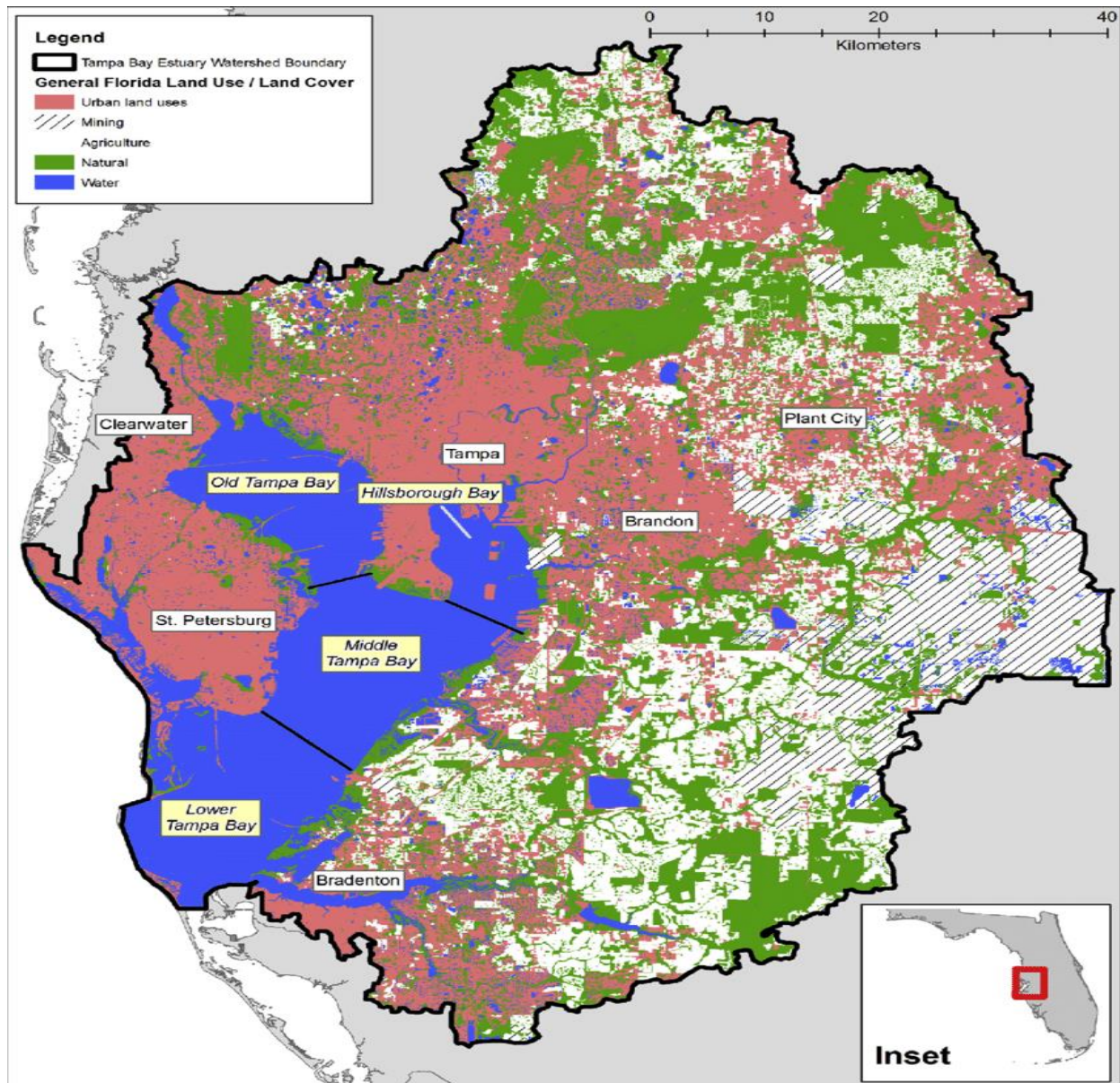
Des modèles plus récents suggèrent que les apports en N devraient être réduits jusqu'à 60 % pour atteindre l'objectif d'étendue maximale de l'hypoxie de 5 000 km<sup>2</sup> (Scavia et collab., 2017). De plus, l'analyse comparative par volume hypoxique plutôt que par étendue aérienne, telle qu'adoptée pour la baie de Chesapeake, semblerait plus pertinente pour déterminer les impacts sur les ressources vivantes. Une réduction plus modeste de 25 % des apports en N réduirait considérablement l'épaisseur de la couche hypoxique à une couche relativement mince près du fond sur une grande partie de la zone touchée (Scavia et collab., 2017).

Toutefois, il faut s'attendre à ce que la réduction des flux de nutriments des fleuves Mississippi et Atchafalaya soit en retard de plusieurs années, voire décennies, par rapport aux mesures adoptées pour réduire les apports de sources agricoles en raison du stockage dans les sols, les eaux souterraines et les cours d'eau. À partir de modèles, Van Meter et ses collaborateurs (2018) ont estimé que même si l'utilisation de N provenant des engrais agricoles devenait 100 % efficace, il faudrait des décennies pour atteindre une réduction de 60 %. Une gestion plus efficace du drainage souterrain et la restauration des zones humides pourraient accélérer le processus en améliorant la dénitrification et la rétention des nutriments.

## Le cas de baie de Tampa

### **Description**

La baie de Tampa, située sur la péninsule de Floride du golfe du Mexique, est relativement petite (superficie de 1 036 km<sup>2</sup>) et peu profonde (moyenne de 4 m). Son bassin versant de 5 700 km<sup>2</sup> est urbanisé à 43 % et a connu une croissance démographique spectaculaire, passant de 0,5 à 1,5 million de personnes entre 1950 et 1980. Cette croissance démographique a contribué à l'augmentation importante des apports en éléments nutritifs (principalement de N), de telle sorte qu'à la fin des années 1970, plusieurs signes d'eutrophisation sévères ont été observés (diminution de la clarté de l'eau, accumulation de macroalgues, proliférations d'algues toxiques, perte d'environ 50 % des herbiers marins et hypoxie occasionnelle). Contrairement à plusieurs estuaires américains (incluant la baie de Chesapeake et le nord du golfe du Mexique), la mise en place de réglementations et de pratiques adéquates a permis de réduire considérablement les signes d'eutrophisation de la baie de Tampa (Boesch, 2019).



**Figure 31. Carte de la baie de Tampa et de son bassin versant**

Les couleurs représentent l'utilisation des sols en 2010 (rose = zone urbaine; vert = zone naturelle; hachuré = zone minière; blanc = zone agricole. Figure tirée de Greening et ses collaborateurs (2014).

### Solutions et réglementations

La baie de Tampa reçoit le drainage des zones intérieures exploitées pour le minerai de roche phosphatée, ce qui contribue considérablement à son enrichissement en P. Les ratios N:P ont d'ailleurs démontré que l'écosystème était initialement fortement limité en N. Par conséquent, les premières mesures d'assainissement se sont concentrées sur l'élimination de N provenant des rejets ponctuels d'eaux usées et des déchets industriels qui, au milieu des années 1970, représentaient 60 % des apports de N. À partir de 1978, une loi a été imposée afin d'obliger toutes les usines municipales de traitement des eaux usées à fournir un meilleur traitement des eaux rejetées directement dans la baie et ses affluents, ce qui a permis de réduire de 90 % les apports

de N provenant de cette source. Le milieu industriel a aussi mis en place plusieurs pratiques de gestion afin de réduire les apports de N et de P provenant des déversements d'engrais des installations portuaires à partir desquelles les engrais sont expédiés. De plus, des limites additionnelles d'apports en nutriments ont été implantées pour les rejets d'eaux pluviales à partir de 1985. Ces mesures de gestion combinées ont entraîné une réduction substantielle (60 %) des apports de N entre 1985 et 2003 (Greening et Janicki, 2006).

La baie de Tampa, incluse dans le NEP, a également mis en place le [Tampa Bay Estuary Program](#) (TBEP) qui a joué un rôle essentiel dans l'élaboration d'un plan d'action (achevé en 1996 et mis à jour en 2006) pour guider les efforts de réduction des apports en éléments nutritifs. Dans le cadre de ce programme, le [Tampa Bay Nitrogen Management Consortium](#), une collaboration entre les organisations gouvernementales et industrielles, a été créé dans le but d'atteindre les objectifs de réduction en compensant la croissance démographique. Plusieurs actions, telles qu'une réduction des émissions de NO<sub>x</sub> provenant des gaz d'échappement des centrales électriques, une restriction sur l'utilisation d'engrais en milieu urbain et d'autres contrôles sur les sources diffuses provenant des activités agricoles et minières, ont été appliquées. La réglementation fédérale américaine n'est entrée en vigueur qu'en 1998, lorsque l'USEPA a adopté un TMDL basé sur des objectifs déterminés par le TBEP et des allocations déterminées par le consortium.

### **Résultats observés**

La baie de Tampa Bay est un exemple réussi de réduction de l'eutrophisation côtière puisque les objectifs scientifiques de réduction des éléments nutritifs ont été atteints et que les réponses écosystémiques souhaitées se sont produites (Greening et collab., 2014). Entre 2000 et 2011, les apports en N étaient inférieurs de 61 % à ceux du milieu des années 1970, principalement en raison d'une réduction de 91 % des sources ponctuelles. Les apports provenant de la manutention des engrais, bien que moins importants, ont également été considérablement réduits et les dépôts de N atmosphérique ont commencé à diminuer après 2000. Une réduction des apports en éléments nutritifs a été obtenue malgré une croissance rapide et continue de la population humaine. Les apports annuels de N par habitant dans la baie sont passés de 9,6 kg par personne au milieu des années 1970 à 1,3 kg par personne pour la période 2000-2011 (Boesch, 2019). Plusieurs outils de suivi, notamment le [Tampa Bay Water Atlas](#), permettent de suivre en temps réel les données les plus à jour de qualité des eaux de la baie. Dans la baie de Tampa, les principales variables mesurées dans le but d'établir le degré de qualité des eaux sont présentées au Tableau 7.

**Tableau 7. Variables mesurées pour déterminer la qualité de l'eau dans la baie de Tampa et de ses ports**

	Baie de Tampa	Charlotte Harbor	Baie de Sarasota
Azote total		X	X
Phosphore total		X	X
Chlorophylle <i>a</i>	X	X	X
Coliformes fécaux		X	
Couleur	X	X	X
Disque de Secchi	X	X	X
Oxygène dissous (fond)	X	X	X
Oxygène dissous (surface)	X	X	X
Salinité (fond)	X	X	X
Salinité (surface)	X	X	X
Température		X	
Turbidité		X	X

Tableau tiré du Tampa Bay Water Atlas, disponible au [www.tampabay.wateratlas.usf.edu/](http://www.tampabay.wateratlas.usf.edu/).

## PROBLÈMES À CONSIDÉRER POUR ÉTABLIR LES SEUILS NUTRITIFS

Dans l'optique d'établir des seuils en éléments nutritifs cohérents et valides, Poikane et ses collaborateurs (2019) ont constaté plusieurs problèmes en lien avec les méthodes actuellement utilisées pour définir ces critères :

1. Dans bien des cas, un seul nutriment (N ou P) est utilisé pour définir les seuils, ce qui découle de la théorie selon laquelle le P est généralement plus susceptible d'être le nutriment limitant dans les eaux douces, tandis que le N est limitant dans les eaux marines. Par conséquent, le P est utilisé pour fixer les seuils de nutriments dans les rivières et les lacs, alors que le N est privilégié pour les eaux côtières et estuariennes. Cependant, des études récentes (HELCOM, 2013) ont mis en évidence que la co-limitation entre le P et le N est plus courante qu'on ne le supposait auparavant, ce qui remet en question l'utilisation d'un seul nutriment dans l'élaboration des plans de gestion de l'eutrophisation.
2. Il existe de nombreuses différences dans les formes de nutriments mesurés (dissous, totaux, etc.), la période d'évaluation (été, hiver ou toute l'année) et les calculs utilisés (moyenne, médiane, etc.). Ce manque d'uniformité complique la comparaison des concentrations seuils, la définition d'objectifs communs et la cohérence des approches de gestion entre les pays et les types de masse d'eau.
3. Afin de garantir l'atteinte d'un « bon état », les seuils nutritifs devraient être dérivés des réponses biologiques de l'écosystème aux nutriments. Cependant, d'un pays à l'autre, de nombreuses approches ont été utilisées pour définir les critères en éléments nutritifs, ce qui est susceptible de produire des résultats différents.
4. Il existe un grand intervalle de concentrations seuils de nutriments utilisés pour maintenir un bon état écologique. Bien qu'une certaine variabilité naturelle soit attendue entre les masses d'eau différentes (lacs, rivières, estuaires, etc.), les seuils actuellement utilisés sont peu uniformes, même pour les masses d'eau similaires.



## THÈME 3 : LES RÉGLEMENTATIONS OU LIMITES ADOPTÉES POUR L'AZOTE AILLEURS AU CANADA

### **OBJECTIFS**

- Établir un état des lieux de la réglementation en azote ailleurs au Canada.
- Rapporter toutes les mesures prises (ou prévues) qui pourraient contribuer à diminuer les charges en azote transitant par le système Grands Lacs–Saint-Laurent pour être exportées vers l'estuaire.
- Rapporter, si possible, tout type de critère (concentration, charge ou toute autre limitation) qui aurait été développé pour prévenir l'eutrophisation en milieu marin (incluant la côte ouest).

Au cours des dernières décennies, la communauté scientifique soutient de plus en plus que le N et le P doivent être contrôlés simultanément afin de réduire les problématiques liées à l'eutrophisation dans les écosystèmes estuariens, marins côtiers et d'eau douce. En effet, il s'avère que les efforts de réduction du P, lorsque non accompagnés de mesures simultanées de réduction du N, peuvent contribuer à aggraver le problème d'eutrophisation dans les eaux estuariennes situées plus en aval qui sont limitées par cet élément nutritif (Howarth et Marino, 2006; Paerl, 2009; Rabalais et collab., 2002). Dans plusieurs pays (voir le thème 2) et provinces canadiennes, des autorités compétentes élaborent des stratégies de réduction des éléments nutritifs et adoptent des critères de qualité de l'eau (p. ex., cibles, objectifs, normes ou points de référence) qui incluent à la fois le P et le N. Depuis 2015 aux États-Unis, l'USEPA soutient la nécessité de contrôler à la fois le N et le P pour prévenir l'eutrophisation (USEPA, 2015). En Europe, environ la moitié des États membres de l'UE intègrent à la fois des critères de N et de P dans les stratégies de gestion pour protéger l'état écologique et contrer l'enrichissement en éléments nutritifs (European Commission, 2000; Poikane et collab., 2019). Les futurs plans d'amélioration de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent devraient donc non seulement viser à réduire l'eutrophisation locale par le P, mais également inclure une diminution de N afin de réduire l'eutrophisation au niveau de l'EMSL ou du golfe du Saint-Laurent (Paerl et collab., 2006).

### **RÉGLEMENTATION FÉDÉRALE**

Au Canada, le [Conseil canadien des ministres de l'environnement](#) (CCME), composé des ministres de l'Environnement des gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux, formule des [Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement](#) dans le but d'établir des objectifs reposant sur des bases scientifiques pour la qualité des écosystèmes aquatiques et terrestres. En relation avec les éléments nutritifs, les termes « recommandation », « objectif » et « critère » sont définis de diverses façons dans le domaine de la gestion des eaux de surface et sont souvent utilisés de manière interchangeable. Le CCME (2016) définit ces termes comme suit :

- **Recommandations** : principes fondés sur un protocole scientifique et qui visent l'atteinte ou le maintien d'un état de santé souhaité de l'écosystème.
- **Objectifs** : interprétations des recommandations qui sont souvent définies en fonction d'un site particulier et qui peuvent prendre en compte des impacts sociaux ou économiques dépassant le cadre de la santé de l'écosystème ou de l'utilisation de l'eau.
- **Critère** : application plus générale utilisée en lien avec les recommandations, les objectifs ou les valeurs cibles. Aux États-Unis et au Québec, les critères relatifs aux éléments nutritifs ont cependant la même fonction que les recommandations au Canada. Au Québec, les [critères de qualité de l'eau](#) sont utilisés pour évaluer la qualité du milieu aquatique et pour définir des limites de rejet aux sources polluantes. Ils servent de base de comparaison pour évaluer la qualité du milieu en même temps que le font les études de suivi biologique sur le terrain. Il peut s'agir de critères de qualité descriptifs, de critères de qualité chimiques pour divers usages de l'eau, ou encore de critères relatifs à la toxicité globale aiguë et chronique pour la vie aquatique.

Le gouvernement fédéral a publié différents documents permettant la protection des eaux canadiennes et offrant des outils pour faciliter leur gestion. Le CCME (2007) a entre autres élaboré un [Cadre d'orientation pour l'élaboration de critères relatifs aux éléments nutritifs pour les zones marines côtières](#), qui est fondé sur une approche élaborée par l'USEPA (2001). Cet ouvrage souligne l'importance de la gestion des apports d'éléments nutritifs dans les cours d'eau qui se déversent en milieu marin et se concentre sur une des approches analysées dans le présent document, soit l'approche des conditions de référence. Il convient de consulter ce document pour formuler toute recommandation visant à protéger des eaux en aval.

Le gouvernement du Canada a également présenté [des recommandations pour la qualité de l'eau](#) pour les Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement (Gouvernement du Canada, 2008) qui fournit des instructions sur les méthodes de surveillance et les valeurs de base des indicateurs clés de la qualité de l'eau. Il permet un consensus dans les rapports et la communication publique de la qualité des approvisionnements en eau douce au Canada. Certains des indicateurs de la qualité de l'eau ont été adoptés dans les règlements provinciaux pour le traitement et l'évacuation des eaux usées (p. ex., en Ontario). En 2012, le Canada a établi les premières normes nationales pour le traitement des eaux usées par l'entremise du [Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées](#) en vertu de la Loi sur les pêches (Oleszkiewicz, 2015).

Le [Guide pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau](#) (CCME, 2016) résume diverses approches et méthodes qui peuvent servir à la mise en place de seuils et propose des façons d'utiliser ces outils à cette fin. Il présente de l'information scientifiquement valable et applicable à l'échelle régionale et locale partout au Canada. Le processus général d'élaboration d'une recommandation comprend un certain nombre d'étapes (CCME, 2016), notamment :

1. La détermination de la région d'intérêt et du type de recommandation à formuler (régionale ou spécifique à un lieu précis);
2. La détermination des résultats visés, qui incluent généralement la protection d'usages désignés;
3. Le choix de la ou des variables guides;
4. La classification des cours d'eau ou la subdivision de la région d'intérêt en sous-régions;
5. L'évaluation et le choix des approches ou méthodes;
6. La collecte et l'analyse des données;
7. L'élaboration de la recommandation.

Les spécificités régionales, provinciales et territoriales jouent un rôle crucial à chacune de ces étapes. Ainsi, il n'existe pas de méthode universelle pour élaborer des recommandations sur les éléments nutritifs puisque chaque région, province ou territoire présente une combinaison unique de caractéristiques naturelles, de ressources économiques et intellectuelles et de programmes de suivi des données. Les recommandations actuelles des provinces, des régions et du CCME sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau ainsi que les méthodes qui ont servi à leur élaboration sont présentées à l'annexe B.

## **RÉGLEMENTATION PROVINCIALE**

En absence de réglementation fédérale, chaque province canadienne utilise des législations et des stratégies de gestion différentes par rapport aux apports en nutriments (P et N) dans leurs cours d'eau. Les réglementations touchent généralement les apports de sources municipales (eaux usées) et agricoles (engrais et fumier). La présente section résume brièvement les principaux règlements et les principales recommandations à l'échelle provinciale.

### Québec

#### **Réglementation sur le phosphore**

Au Québec, plusieurs interventions d'assainissement et mesures réglementaires ont été mises en place afin de réduire les apports de P dans le but de contrôler l'eutrophisation en eau douce, milieu où le P est considéré comme étant le nutriment limitant (Gilbert et collab., 2007).

Au début des années 1960, l'utilisation d'engrais à base de P a fait son apparition dans le but d'améliorer la fertilité des sols agricoles et d'augmenter leur productivité. Ces sols ont donc été enrichis par des apports en P supérieurs aux prélèvements par les plantes, si bien que, dans certaines régions, la teneur en P des sols agricoles a atteint un niveau élevé, voire critique. Cet excès de P a provoqué des apports considérables dans les cours d'eau par le ruissellement et, par conséquent, l'augmentation des risques d'eutrophisation des cours d'eau (MDDEP, 2005). Pour tenter de diminuer la concentration de P dans les rivières en milieu agricole, le gouvernement du Québec a adopté, en 1997, le [Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole](#) qui introduisait des plans agroenvironnementaux de fertilisation et des normes d'épandage pour les

engrais phosphatés. Le seuil de PT dans les rivières pour prévenir l'eutrophisation a d'ailleurs été fixé à une concentration de  $0,03 \text{ mg L}^{-1}$  (MDDEP, 2009). En 2002, des modifications ont été apportées à ce règlement, maintenant appelé [Règlement sur les exploitations agricoles](#), en y introduisant des seuils limites de saturation en P pour les sols agricoles (MDDEP, 2005). Ce règlement énonce notamment des normes relatives aux installations d'élevage, au stockage, à l'élimination ou à la valorisation des déjections animales, au retrait des animaux des cours d'eau et des bandes riveraines ainsi qu'à l'augmentation des superficies cultivées dans les bassins versants dégradés (Hébert et Blais, 2017).

Dans le Saint-Laurent, des efforts importants ont aussi été consacrés au cours des dernières décennies à la réduction des apports en P provenant des stations d'épuration municipales (Marcogliese et collab., 2014) et des affluents (MELCC, 2014). Depuis 1978, différents programmes d'assainissement des eaux usées municipales ont mené à la construction de nombreuses stations d'épuration des eaux. En 2014, alors que les eaux usées de près de 99 % de la population raccordée à un réseau d'égout étaient traitées, le [Règlement sur les ouvrages d'assainissement des eaux usées](#) a été adopté dans le but d'actualiser les exigences de rejet et la modernisation de certaines stations (Hébert et Blais, 2017). Sur le plan industriel, des règlements sectoriels ont été adoptés pour encadrer les rejets provenant des papetières et des raffineries de pétrole et des lignes directrices ont également été formulées pour plusieurs autres secteurs (minier, agroalimentaire hors réseau et industrie du sciage). Le [Programme de réduction des rejets industriels](#) permet le resserrement graduel des exigences en matière d'assainissement pour les secteurs ciblés (Hébert et Blais, 2017).

Ces efforts pour réduire la teneur en PT des eaux du fleuve semblent avoir porté fruit puisqu'une amélioration générale de la qualité de l'eau a été observée à la suite de la mise en place de ces programmes (MELCC, 2020). Cependant, l'état de certains écosystèmes aquatiques demeure préoccupant.

### **Réglementation sur l'azote**

Pour tous les cours d'eau du Québec, incluant le fleuve, la valeur repère pour le NT de  $1 \text{ mg L}^{-1}$  est utilisée par le MELCC (d'après Hébert, 1996). Toutefois, à l'heure actuelle, ni le gouvernement du Québec ni le CCME n'ont fixé de concentration de NT recommandée pour la qualité de l'eau dans le fleuve Saint-Laurent pour la prévention de l'eutrophisation en eaux salées. Environnement et Changement climatique Canada (ECCC, 2021) a utilisé l'approche présentée dans le guide du CCME (CCME, 2016) afin d'élaborer la valeur recommandée de  $0,63 \text{ mg N L}^{-1}$  utilisée de façon générale pour le calcul de l'indicateur sur les éléments nutritifs dans l'ensemble du fleuve Saint-Laurent. En effet, en l'absence d'analyses plus approfondies, ECCC (2021) a utilisé les données provenant d'autres régions pour déterminer une valeur recommandée pour le NT qui correspond au centre de l'intervalle (intervalle de  $0,60$  à  $0,65 \text{ mg N L}^{-1}$ ; Tableau 8). Toutefois, si une valeur recommandée officielle pour le NT devait être établie pour le fleuve Saint-Laurent, elle

remplacerait la valeur établie par ECCC (2021). Les données détaillées de suivi de qualité de l'eau pour le N sont discutées au thème 4.

**Tableau 8. Comparaison des standards de qualité des eaux pour l'azote total recommandés par d'autres régions canadiennes et américaines**

Type de valeur	Référence pour les valeurs recommandées	Valeur recommandée pour l'azote total (mg L <sup>-1</sup> )	Notes et commentaires
Valeur calculée	USEPA (2000a)	0,65	25 <sup>e</sup> centile des médianes saisonnières pour tous les sites d'une région écologique
Valeur calculée	USEPA (2000a)	0,60	75 <sup>e</sup> centile du site de référence (Carillon)
Valeur documentée	Chambers et collab. (2009)	0,63	Pour les grands cours d'eau de l'écozone des plaines à forêts mixtes
Valeur documentée	USEPA (2000b)	0,54	Cours d'eau de la région écologique VII; région glaciaire caractérisée par une courte période de croissance, une grande superficie de forêts et principalement influencée par l'industrie laitière et l'élevage industriel
Valeur documentée	USEPA (2001)	0,38	Cours d'eau de la région écologique VIII dans son ensemble, haut-Midwest et nord-est; régions en grande partie glaciaires et pauvres en éléments nutritifs

Tableau tiré d'ECCC (2021)

## Surveillance

Pour le bassin du fleuve Saint-Laurent, des données de surveillance à long terme de la qualité de l'eau (nutriments et autres variables physicochimiques) mesurées à plus de 40 sites au cours des 15 dernières années sont disponibles sur le site Internet de ECCC<sup>10</sup>. Cette surveillance issue de l'Accord entre le Canada et le Québec sur le contrôle de la qualité de l'eau et du [Plan d'action Saint-Laurent](#) (PASL) a plusieurs objectifs, notamment évaluer l'état de la qualité de l'eau, prévoir les tendances à long terme, détecter les problèmes émergents, formuler les recommandations et suivre l'efficacité des mesures correctrices et réglementaires. Les données pour les sites gérés par la province sont disponibles auprès du MELCC (voir le thème 4).

## Île-du-Prince-Édouard

L'eutrophisation des zones marines côtières de l'Île-du-Prince-Édouard est un problème important. En effet, au cours des dernières années, des événements anoxiques et d'efflorescences éphémères de macroalgues et de phytoplancton ont été observés dans plusieurs estuaires insulaires. La surveillance à long terme dans la province a montré de nettes tendances à la hausse pour le N au cours des dernières décennies (Environnement Canada, 2011). Ces tendances se

<sup>10</sup> Données de surveillance d'ECCC sur le Saint-Laurent au <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/10cf9528-6761-4ece-ad63-f60698ff9d51>.

sont accentuées au début au milieu des années 1990, période au cours de laquelle des changements importants dans l'utilisation des terres agricoles se sont produits. En revanche, les concentrations de PT n'ont pas augmenté au cours de la même période et ne seraient donc pas corrélées avec le niveau d'agriculture dans les bassins hydrographiques (Van den Heuvel, 2009). Dans l'urgence de s'attaquer à ces préoccupations environnementales, le gouvernement de l'Île-du-Prince-Édouard, conformément au cadre d'orientation du CCME (2007), a créé un groupe consultatif technique régional composé d'experts régionaux et locaux en écologie estuarienne (croissance de macroalgues, apports en éléments nutritifs, hydrologie des eaux douces et océanographie) afin d'élaborer une approche scientifique pour déterminer des critères nutritifs pour les estuaires de la province. Une question initiale pour le groupe consultatif était de déterminer le ou les éléments nutritifs à considérer en vue de l'établissement de ces seuils. Il a été démontré que le N, principalement sous forme de  $\text{NO}_3^-$  provenant des engrais, serait l'élément responsable de l'eutrophisation estuarienne sur l'Île-du-Prince-Édouard (Bugden et collab., 2014). Dixit et Brylinsky (2008) ont d'ailleurs montré que l'état trophique des estuaires serait mieux représenté lorsque les apports en N, plutôt qu'en P, sont utilisés dans les indices de sensibilité.

Dans le cadre d'efforts visant à établir des critères relatifs aux apports en N dans les estuaires, l'Île-du-Prince-Édouard a développé un modèle simple qui permet de calculer les concentrations en nutriments problématiques pour les estuaires. Des valeurs de delta-N ( $\Delta\text{N}^{11}$ ), qui représentent la concentration théorique en N qui serait présente dans chaque estuaire en l'absence de processus biologiques, chimiques ou physiques, ont été calculées pour 34 estuaires de la province. Les résultats du modèle ont montré une remarquablement bonne correspondance aux conditions oxygènes de la plupart des 34 estuaires auxquels le modèle a été appliqué; 26 des 34 estuaires avaient des valeurs  $\Delta\text{N}$  qui indiquaient correctement si les estuaires avaient connu ou non des activités anoxiques sur une période de 10 ans (2002 à 2011). La modélisation a permis de démontrer que le début de l'anoxie périodique se produit très probablement lorsque le  $\Delta\text{N}$  est compris entre 0,06 et 0,10. En dessous de 0,06, les événements anoxiques semblent moins probables, alors qu'au-dessus de 0,1, ils semblent presque certains. Les valeurs de  $\Delta\text{N}$  comprises dans cet intervalle ont pu être utilisées comme outil de gestion pour déterminer les seuils en N permettant de conserver une bonne qualité des eaux estuariennes (Bugden et collab., 2014).

## Grands Lacs et Ontario

Les Grands Lacs, partagés par les États-Unis et le Canada, représentent le plus grand plan d'eau dulcicole du monde. La Commission mixte internationale (CMI) a pour mandat de protéger la qualité de l'eau des Grands Lacs en recueillant, en analysant et en diffusant des données sur la qualité de l'eau ainsi que les informations relatives aux écosystèmes des lacs. Le gouvernement du Canada (par l'entremise d'ECCC) dirige la mise en œuvre de l'[Accord relatif à la qualité de l'eau](#)

---

<sup>11</sup> Delta-N ( $\Delta\text{N}$ ) est la différence entre les concentrations en N ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de l'eau océanique et de l'eau estuarienne et représente une concentration théorique en N présent dans l'estuaire (Bugden et collab., 2014).

[dans les Grands Lacs](#) (adopté en 1972 et modernisé en 2012) en collaboration avec le gouvernement de l'Ontario dans le cadre de l'[Accord Canada-Ontario sur la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes des Grands Lacs](#) (adopté en 2014). Cet accord vise entre autres la réduction du P en fixant des concentrations cibles de PT et de chlorophylle *a* pour tous les Grands Lacs (Tableau 9; Dove et Chapra, 2015). Pour le moment, il n'y a aucun critère d'effet pour le N, mais le rapport entre le NT et le P fait l'objet d'une évaluation. Le maintien d'un rapport N:P supérieur à 7,2 (aussi appelé « rapport de Redfield ») offre une certaine protection contre les proliférations d'algues nuisibles qui sont favorisées par de faibles ratios (Oleszkiewicz et collab., 2015).

**Tableau 9. Concentrations cibles de phosphore total et de chlorophylle *a* établies pour les Grands Lacs**  
(Les états trophiques correspondant aux concentrations cibles sont également affichés.)

Basin	Phosphore total ( $\mu\text{g P L}^{-1}$ )	Chlorophylle <i>a</i> ( $\mu\text{g Chla L}^{-1}$ )	État trophique
Lac Supérieur	5	1,3	Oligotrophe
Lac Michigan	7	1,8	Oligotrophe
Lac Huron	5	1,3	Oligotrophe
Lac Érié (ouest)	15	3,6	Mésotrophe
Lac Érié (centre)	10	2,6	Oligomésotrophe
Lac Érié (est)	10	2,6	Oligomésotrophe
Lac Ontario	10	2,6	Oligomésotrophe

Tableau tiré de Dove et Chapra (2015).

Les mesures de gestion actuelles sont axées sur le P puisqu'il demeure l'élément nutritif qui limite la productivité dans les Grands Lacs. Depuis les années 1980, les efforts de restauration à l'échelle du bassin des Grands Lacs ont permis de réduire les apports d'éléments nutritifs dans les eaux de ruissellement en imposant des réglementations sur les concentrations de P dans les détergents, des investissements dans le traitement des eaux usées ainsi que la mise en œuvre de bonnes pratiques de gestion sur les terres agricoles et dans les zones urbaines en expansion. Récemment, on observe cependant une résurgence de la dégradation des lacs en raison des changements d'utilisation des terres, des tendances climatiques changeantes et de bien d'autres facteurs. Le dernier rapport sur l'état des Grands Lacs (ECCC et USEPA, 2019) montre d'ailleurs une détérioration de l'état de certains lacs, basée sur l'indicateur des concentrations en éléments nutritifs (Tableau 10).

**Tableau 10. État de qualité de l'eau des Grands Lacs**

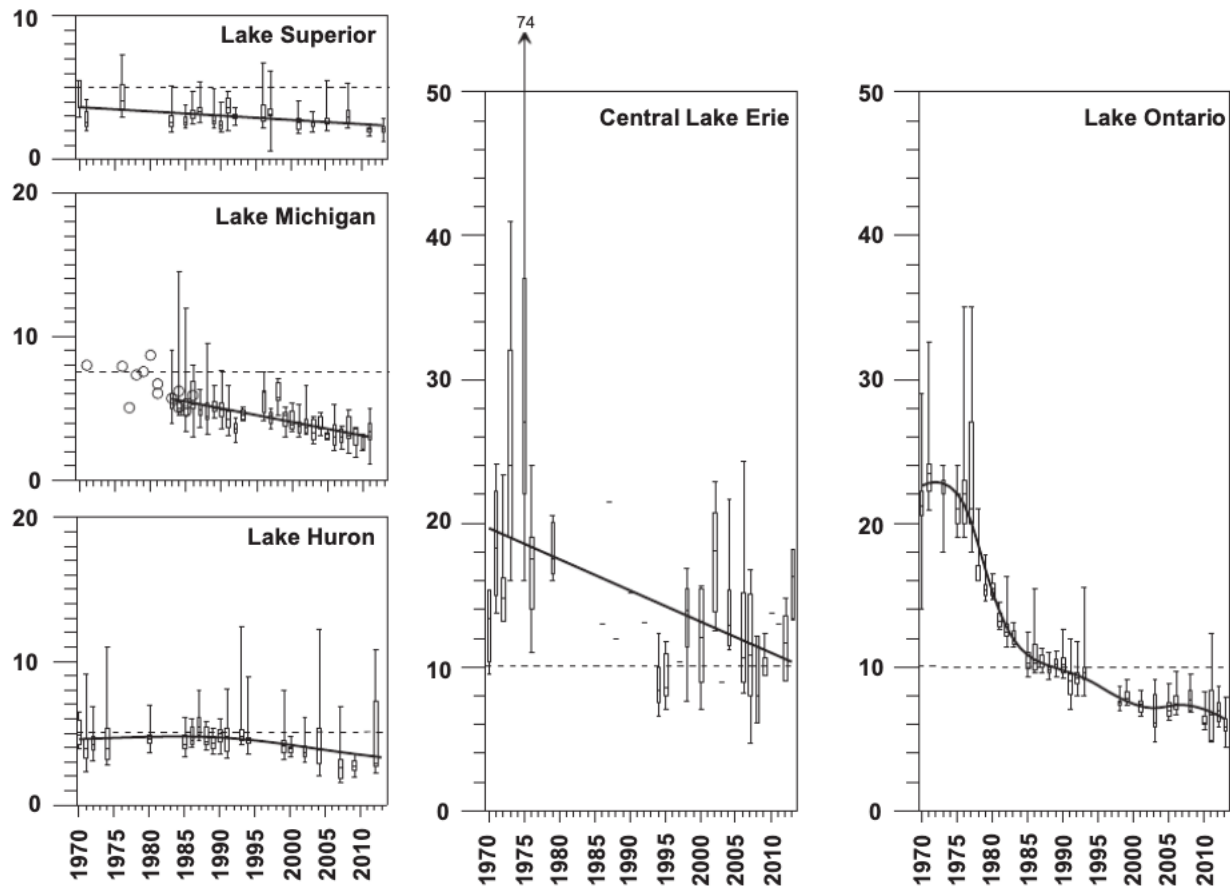
Sous-indicateur	Lac Supérieur	Lac Michigan	Lac Huron	Lac Érié	Lac Ontario
Éléments nutritifs dans les lacs	Inchangée	Se détériore	Se détériore	Inchangée	Se détériore
Efflorescences algal nuisibles	Indéterminée	Indéterminée	Indéterminée	Se détériore	Se détériore
<i>Cladophora</i>	Inchangée	Inchangée	Indéterminée	Inchangée	Indéterminée
Qualité de l'eau des affluents	Indéterminée	Indéterminée	Inchangée	Inchangée	Inchangée

Bon
  Passable
  Médiocre
  Indéterminé

Tableau tiré d'ECCC et USEPA (2019).

L'évaluation des concentrations en PT (pour la période 1970-2020) permet d'observer des tendances linéaires statistiquement significatives à la baisse dans tous les lacs (Figure 32), avec un excès de P jugé problématique dans seulement quelques zones littorales et certaines parties du lac Érié. À l'exception du lac Érié, les concentrations de PT dans les eaux du large sont actuellement inférieures aux objectifs cibles pour les quatre autres lacs. Le taux de diminution et les valeurs absolues sont les plus faibles dans le lac Supérieur, où les concentrations actuelles et passées ont été constamment inférieures à la cible de 5 µg P L<sup>-1</sup> (Dove et Chapra, 2015). D'ailleurs, les concentrations en P trop faibles provoqueraient dans certaines zones une croissance insuffisante des principales espèces phytoplanctoniques, limitant ainsi la productivité. Dans le lac Érié, les concentrations de nutriments demeurent élevées et une détérioration des conditions est observée (ECCC et USEPA, 2019). Bien qu'il y ait eu une diminution des concentrations de PT entre 1970 et 2020, les changements récents sont difficiles à interpréter en raison de la forte variabilité des données. De telles variations peuvent être attribuées à des changements dans la quantité et la fréquence des précipitations d'une année à l'autre, ce qui affecte par le fait même le ruissellement des terres avoisinantes vers les lacs (ECCC, 2021).





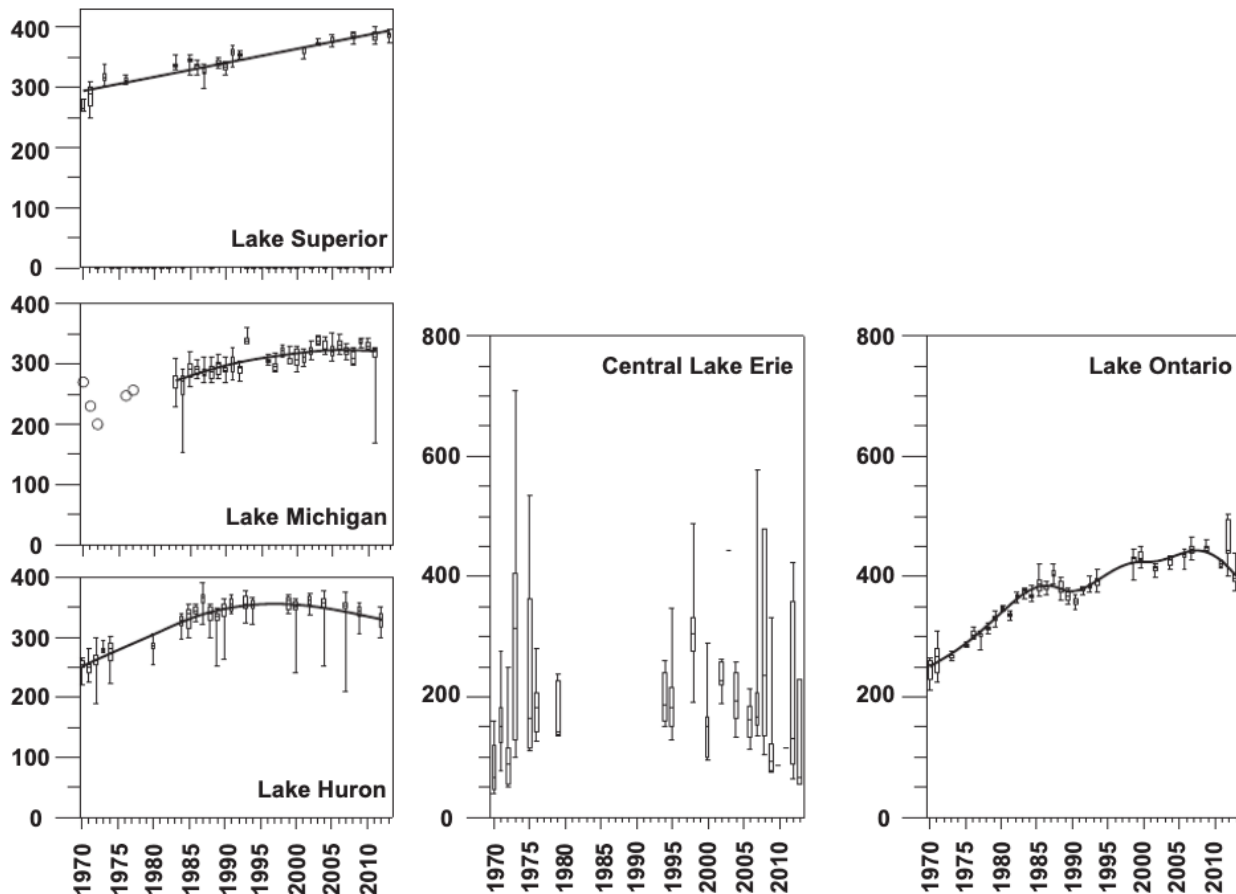
**Figure 32. Tendances des Grands Lacs pour les concentrations de phosphore total**

Les concentrations de PT ( $\mu\text{g PT L}^{-1}$ ) ont été mesurées au printemps (avril à mai) pour la période de 1970 à 2020. Les concentrations cibles pour le PT sont représentées par les lignes pointillées horizontales.

Figure tirée de Dove et Chapra (2015).

Contrairement aux tendances à la baisse pour le P, les données à long terme pour les concentrations de N oxydé ( $\text{NO}_3^- - \text{NO}_2^-$ ) ont augmenté avec le temps, mais auraient ralenti et se seraient même inversées dans les dernières années (Figure 33; Dove et Chapra, 2015). En effet, une hausse à long terme du  $\text{NO}_3^-$  a été observée pour le lac Supérieur (Sternier et collab., 2007) ainsi que, plus récemment, dans les autres Grands Lacs (Dove et Chapra, 2015). Pour les lacs Michigan, Huron et Ontario, une hausse spectaculaire a notamment été observée entre 1970 et 2000. Toutefois, les données montrent une augmentation non linéaire avec un ralentissement du taux d'augmentation dans tous les lacs, ainsi qu'un renversement potentiel des tendances à la hausse pour les lacs Huron, Érié et Ontario. Bien que moins évidente pour le lac Supérieur, une décélération récente du taux d'augmentation est également observée lorsque les données sont associées aux tendances historiques (1970-2012). Dans le lac Érié, les concentrations de N plus faibles, par rapport aux fortes concentrations de P, seraient expliquées par le taux de productivité élevée du lac. En effet, la profondeur relativement faible, les eaux chaudes et les apports importants en P du lac Érié en font le lac le plus productif des Grands Lacs (Chapra et Dolan, 2012),

ce qui rend l'assimilation biologique plus élevée et, par conséquent, réduit considérablement les concentrations en N oxydé présentes dans le lac.



**Figure 33. Tendances des Grands Lacs pour les concentrations de nitrates-nitrites**

Les concentrations de  $\text{NO}_3^- - \text{NO}_2^-$  ( $\mu\text{g N L}^{-1}$ ) ont été mesurées au printemps (avril à mai) pour la période de 1970 à 2020. Figure tirée de Dove et Chapra (2015).

L'augmentation des dépôts atmosphériques de N est considérée comme la cause la plus probable de l'augmentation du  $\text{NO}_3^-$  dans les Grands Lacs (Ostrom et collab., 1998). Cependant, les données recueillies par le Canada et les États-Unis indiquent que les dépôts ont diminué au cours des dernières années, suggérant ainsi que les lacs réagissent toujours aux apports passés et que le ralentissement observé reflète l'ajustement des lacs à la réduction des charges. De plus, une conversion accrue du  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  et d'autres formes de N en  $\text{NO}_3^-$  pourrait contribuer à l'augmentation globale des concentrations, comme le suggèrent les études isotopiques (Sternier et collab., 2007).

Malgré la baisse considérable des éléments nutritifs dans les Grands Lacs, à l'exception des lacs Supérieur et Érié pour le N, les symptômes d'eutrophisation semblent être réapparus dans certaines régions côtières depuis le début des années 2000 (Dove et Chapra, 2015). De plus, un phénomène

nouveau, soit l'observation de floraisons de cyanobactéries dans des zones où il n'y a aucune pression humaine et où les concentrations en P sont relativement faibles, a été rapporté. Les proliférations de cyanobactéries sont maintenant un phénomène courant dans le bassin ouest du lac Érié (Stumpf et collab., 2012). Cette réapparition des symptômes d'eutrophisation s'est produite malgré l'absence d'une augmentation évidente des charges en nutriments dans les lacs (Dolan et Chapra, 2012). Il a été émis comme hypothèse que la résurgence des algues nuisibles pourrait être due à une augmentation de la proportion de nutriments biodisponibles apportés aux lacs (Baker et collab., 2014), ainsi qu'à des changements dans le cycle nutritif des lacs en raison de la présence de nouvelles espèces envahissantes, telles les moules dreissenidées (Hecky et collab., 2004).

## Manitoba

Au Manitoba, le système aquatique le plus affecté par l'eutrophisation est le lac Winnipeg, qui a connu une fréquence et une intensité croissantes de proliférations de cyanobactéries (Manitoba Agriculture and Resource Development, 2020) couvrant jusqu'à 10 000 km<sup>2</sup> de la superficie du lac. Dans le lac Winnipeg, l'augmentation des concentrations de nutriments survenue dans les années 1990 a fait doubler la biomasse de phytoplancton et a entraîné une prédominance des cyanobactéries dans la communauté phytoplanctonique. Bien que la problématique observée soit en milieu dulcicole, le gouvernement du Manitoba a, depuis les années 2000, décidé de prendre en compte à la fois le N et le P dans les stratégies de réduction des éléments nutritifs.

Dans le domaine de l'agriculture, plusieurs règlements<sup>12</sup> imposent des limites sur l'utilisation du N et du P. Du côté municipal et industriel, la [Loi sur la protection des eaux](#), par l'entremise du [Règlement sur les normes, les objectifs et les directives applicables à la qualité de l'eau](#), exige que les installations de traitement des eaux usées desservant plus de 10 000 personnes contrôlent les rejets en N et en P. Les limites pour les rejets dans les eaux usées visent à encourager l'adoption de technologies d'élimination biologique des nutriments qui favorisent le recyclage et la réutilisation des éléments nutritifs (p. ex., les engrais) qui sont plus durables que l'élimination chimique du P. De nombreuses pratiques de gestion bénéfiques, notamment celles financées par les nouveaux programmes incitatifs tels que [Growing Outcomes in Watersheds](#), [AgAction](#) et [Conservation Trust](#), permettent également de réduire les apports de N et de P dans les cours d'eau (Manitoba Agriculture and Resource Development, 2020).

Dans le but de contrer l'eutrophisation du lac Winnipeg, la [Loi sur les bassins hydrographiques durables](#) a permis de modifier, en 2020, la [Loi sur la protection des eaux](#) afin de permettre l'élaboration d'objectifs sur les éléments nutritifs pour le lac et ses affluents. Cette loi stipule des objectifs d'apports en nutriments pour les quatre principaux affluents qui se déversent dans le lac

---

<sup>12</sup> [Règlement sur la gestion des nutriments](#) et [Règlement sur la gestion des animaux morts et des déjections du bétail](#).

Winnipeg (rivières Rouge, Winnipeg, Saskatchewan et Dauphin) ainsi que des objectifs de concentrations en nutriments pour le PT (0,05 mg L<sup>-1</sup>) et le NT (0,75 mg L<sup>-1</sup>) dans les eaux du lac (Gouvernement du Manitoba, 2020). Afin de réduire la fréquence et la gravité des proliférations de cyanobactéries, la cible de PT de 0,05 mg L<sup>-1</sup> est recommandée dans le but de retrouver des conditions similaires à celles des années 1990. L'objectif de concentration de NT de 0,75 mg L<sup>-1</sup> est quant à lui recommandé pour garantir que le rapport N:P dans le lac ne favorisera pas la croissance des cyanobactéries. Si ces cibles sont atteintes, cela se traduirait par un rapport N:P de 33:1, ce qui contribuera à garantir une limitation en P dans l'écosystème. Les objectifs de réduction ont été établis en fonction des cibles de concentration en éléments nutritifs décrites ci-dessus et d'un modèle de qualité de l'eau pour le lac Winnipeg élaboré par ECCC (Gouvernement du Manitoba, 2020).

En conclusion, le gouvernement du Manitoba semble déterminé à établir des cibles nutritionnelles pour le N et le P afin de lutter contre l'eutrophisation et d'améliorer la qualité de l'eau, en particulier dans les écosystèmes riches en P comme le lac Winnipeg. Le Manitoba utilise une approche de gestion adaptative pour orienter les stratégies de gestion des éléments nutritifs. Bien que plusieurs facteurs (changements climatiques, augmentation de la population humaine, changements dans l'utilisation des terres, etc.) constitueront des défis supplémentaires pour réduire le transport des nutriments vers les eaux de surface dans le futur, le Manitoba s'attend à ce que l'établissement d'objectifs nutritionnels pour le N et le P ainsi que des rapports réguliers sur les progrès permettent d'améliorer la qualité des cours d'eau de la province (Manitoba Agriculture and Resource Development, 2020).

## Alberta

L'enrichissement en nutriments est un enjeu très important pour les lacs, les rivières et les ruisseaux de l'Alberta. L'[Environmental Protection and Enhancement Act](#), adoptée en 1993, prévoit l'élaboration de lignes directrices et d'objectifs de qualité de l'environnement pour la province de l'Alberta. Conformément à cette loi, le ministère responsable a établi un protocole, calqué sur les méthodes de l'USEPA, qui formule des recommandations de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (Gouvernement de l'Alberta, 2018). À la suite d'une mise à jour des critères et des procédures de l'USEPA et de la publication des recommandations du CCME, l'Alberta a adopté les [Environmental Quality Guidelines for Alberta Surface Waters](#) (Gouvernement de l'Alberta 2018).

Étant donné les nombreux facteurs qui influent sur les concentrations de nutriments, la province de l'Alberta a déterminé qu'il serait impossible de déterminer une valeur unique qui serait souhaitable pour tous les cours d'eaux. Les valeurs numériques précédemment publiées (0,05 mg L<sup>-1</sup> pour le PT et 1,0 mg L<sup>-1</sup> pour le NT) ont été retirées pour être remplacées par des énoncés narratifs élaborés pour les lacs, les rivières et les autres plans d'eau (Tableau 11). Des

études sont toutefois en cours pour élaborer des lignes directrices numériques appuyées scientifiquement pour les principaux cours d'eau (Gouvernement de l'Alberta, 2018).

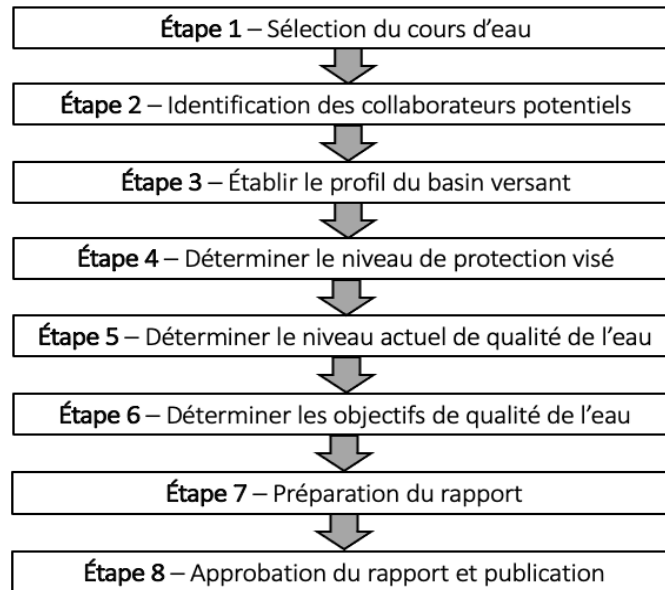
**Tableau 11. Lignes directrices pour les éléments nutritifs dans les eaux de surface pour l'Alberta**

Type de cours d'eau	Lignes directrices
Lacs	Lorsque le N ou le P augmente en raison de l'activité humaine, élaborer des objectifs et des plans de gestion pour les éléments nutritifs propres au lac.
Rivières importantes	Pour les grands cours d'eau, les concentrations de N et de P doivent être maintenues afin d'éviter des changements préjudiciables aux communautés d'algues et de plantes aquatiques, à la biodiversité aquatique, au niveau d'oxygène et à la qualité récréative. Lorsque les priorités le justifient, élaborer des objectifs et des plans de gestion des éléments nutritifs propres au site.
Autres cours d'eau	Pour les eaux de surface non couvertes par des directives spécifiques, utiliser les mêmes directives que pour les rivières importantes (voir ci-haut).

Tableau tiré de Gouvernement de l'Alberta (2018).

## Colombie-Britannique

Dans le but de protéger ses eaux provinciales, le [Ministry of Environment and Climate Change Strategy](#) (ENV) de la Colombie-Britannique établit des objectifs de qualité de l'eau spécifiques aux eaux douces, estuariennes et marines côtières (ENV, 2021). Ces objectifs sont des concentrations numériques ou des énoncés narratifs qui permettent de protéger un plan d'eau précis. Le processus d'établissement des objectifs de qualité de l'eau, basé sur les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux* (CCME, 2016), est décrit plus en détail dans le document [Guidance for the Derivation of Water Quality Objectives in British Columbia](#) (ENV, 2021), dont les principales étapes sont illustrées à la Figure 34.



**Figure 34. Processus d'établissement des objectifs de qualité de l'eau en Colombie-Britannique**  
Figure tirée d'ENV (2021).

En utilisant la démarche illustrée ci-dessus, la Colombie-Britannique a élaboré des lignes directrices sur la qualité de l'eau, applicables à l'échelle de la province, pour les variables importantes pour la protection de la vie aquatique, notamment les concentrations en éléments nutritifs (voir [Chapman, 1996](#) parmi les références citées dans ENV (2021) pour la liste complète des variables). Selon les [Water Quality Guidelines for Nitrogen \(Nitrate, Nitrite, and Ammonia\)](#) (Meays, 2009), la concentration en  $\text{NO}_3^-$  visée pour la protection de la vie aquatique est de  $3,0 \text{ mg L}^{-1}$  en eau douce et de  $3,7 \text{ mg L}^{-1}$  en eau marine. Aucun critère n'a été défini pour les concentrations en éléments nutritifs en lien avec la prévention de l'eutrophisation en eaux douces et en milieu marin.

## THÈME 4 : LA SYNTHÈSE DES DONNÉES DE QUALITÉ DE L'EAU POUR LES DIFFÉRENTES FORMES D'AZOTE DANS LES MASSES D'EAU DU FLEUVE SAINT-LAURENT ET SES PRINCIPAUX TRIBUTAIRES

### **OBJECTIFS**

- Synthétiser l'information disponible pour les différentes formes d'azote en ce qui concerne les grands tributaires du fleuve, puis les masses d'eau du fleuve : concentrations observées, charges exportées vers l'estuaire (estimation selon les informations disponibles) et tendances.
- Déterminer comment les solutions mises de l'avant ailleurs dans le monde ou au Canada peuvent se traduire en cibles de réduction pour les principaux secteurs d'activité retrouvés dans le système Grands Lacs–Saint-Laurent, et mis en cause dans l'eutrophisation de l'estuaire maritime.

En collaboration avec la Direction de la qualité des milieux aquatiques (DQMA) du MELCC, cette section présente une évaluation de l'état récent et des tendances temporelles des charges et des concentrations de différentes formes d'azote observées dans les masses d'eau du fleuve Saint-Laurent et à l'embouchure de ses principaux tributaires. Bien que certaines mesures adoptées par le passé, principalement pour le P, aient aidé à améliorer la qualité de l'eau, les apports et les concentrations en éléments nutritifs restent problématiques dans plusieurs secteurs du Saint-Laurent, incluant l'estuaire maritime où une zone hypoxique grandissante est actuellement observée. Plusieurs pistes de solution mises de l'avant ailleurs dans le monde ou au Canada pourraient toutefois être appliquées dans le système Grands Lacs–Saint-Laurent dans le but d'atteindre des cibles de réduction pour les principaux secteurs d'activité agissant comme sources de N.

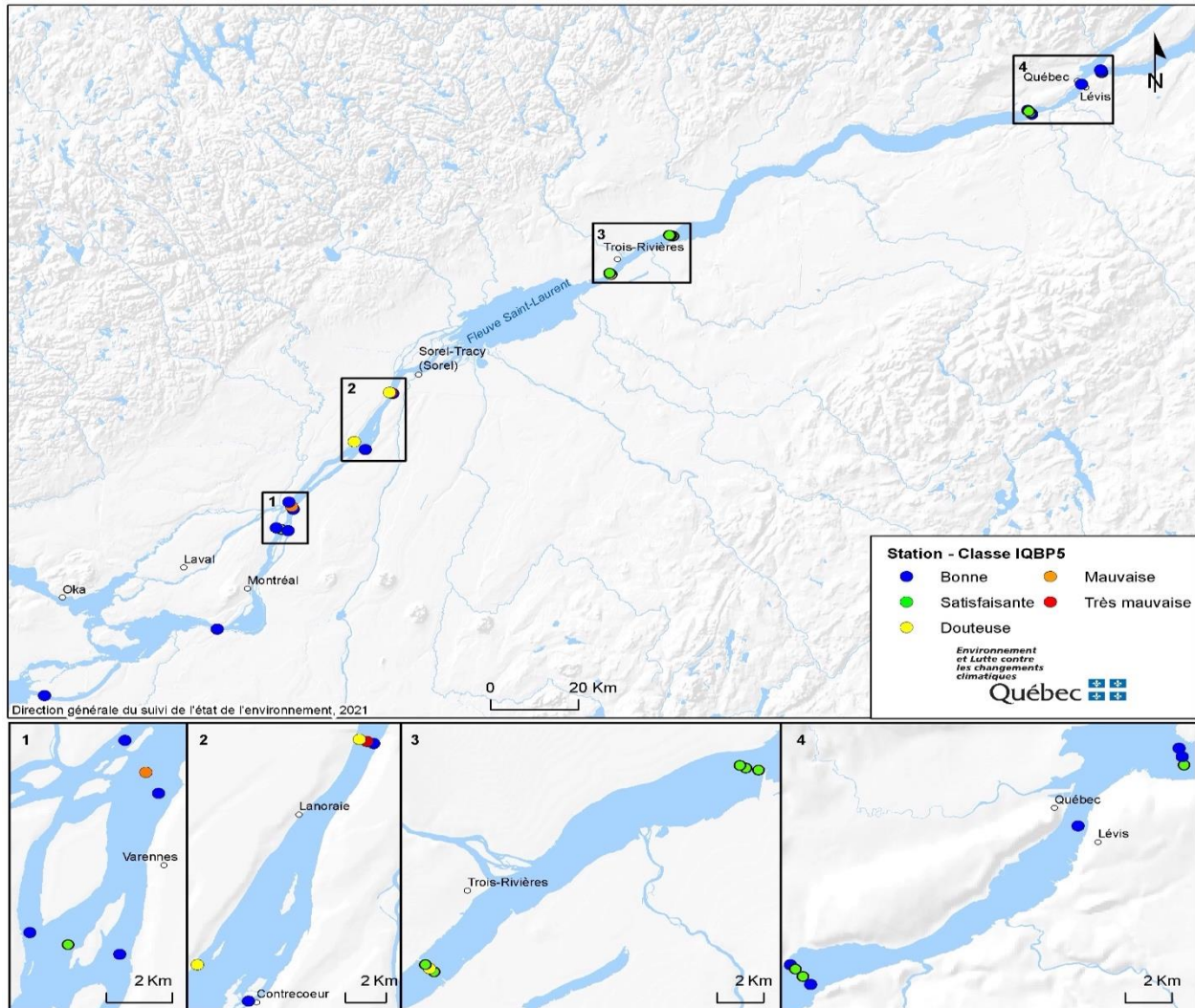
### **ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU FLEUVE SAINT-LAURENT**

Dans le but de dresser le portrait de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires et de déterminer l'effet de l'enrichissement en éléments nutritifs (P et N) sur la santé des écosystèmes aquatiques, différents programmes de suivi ont été mis en place. Ces programmes ont aussi comme objectif de détecter les variations temporelles de la qualité de l'eau et constituent un outil d'aide à la décision dans le choix des mesures appropriées pour protéger et améliorer l'état du milieu aquatique (voir l'information supplémentaire disponible sur le site du MELCC<sup>13</sup>).

---

<sup>13</sup> [www.environnement.gouv.qc.ca](http://www.environnement.gouv.qc.ca)

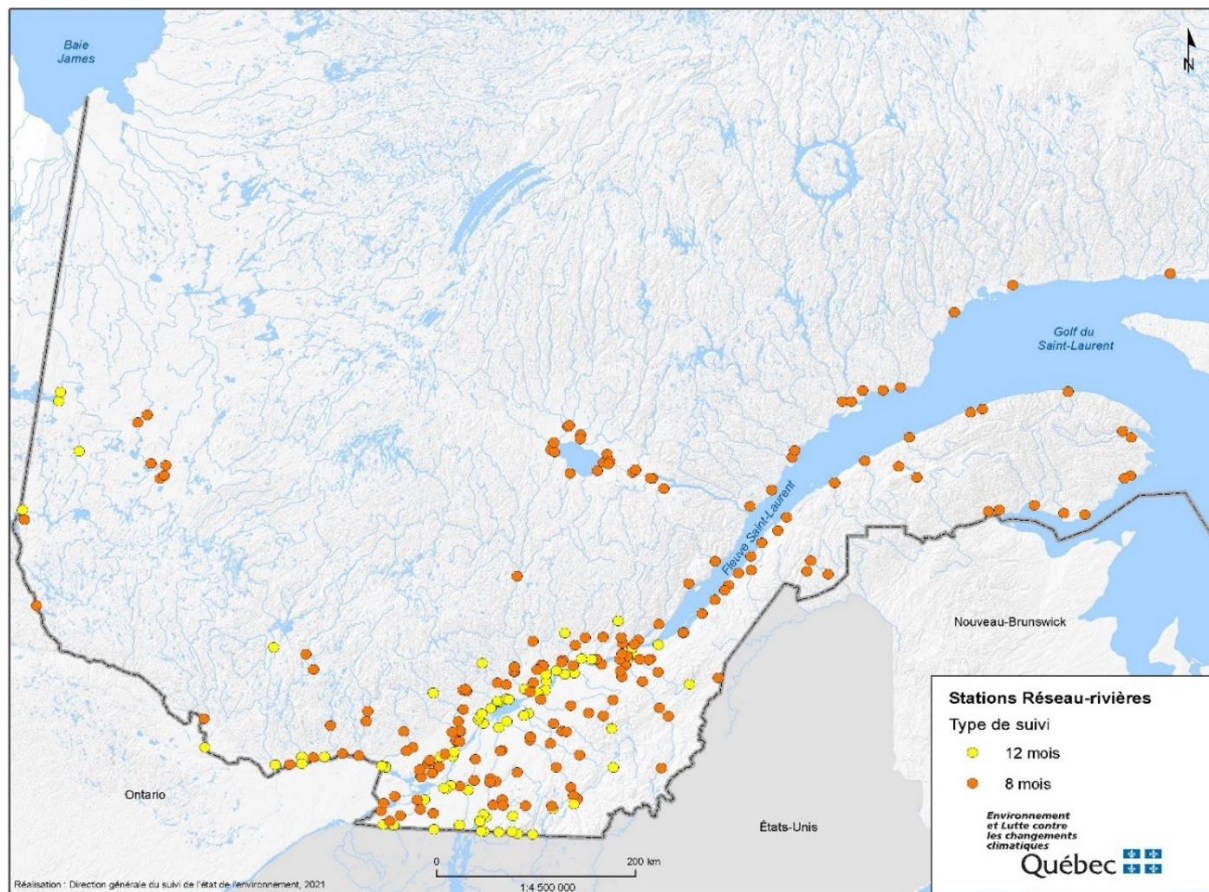
En place depuis 1990, le [Réseau-fleuve](#) du MELCC permet un suivi plus détaillé des grandes masses d'eau du fleuve Saint-Laurent en mesurant une douzaine de paramètres à différentes stations. Le réseau regroupe (en 2021) 28 stations situées entre le lac Saint-François et l'île d'Orléans (22 stations échantillonnées sur 6 mois et 6 stations échantillonnées sur 12 mois; Figure 35).



**Figure 35. Localisation de 27 des 28 stations du Réseau-fleuve suivies par le MELCC et leur valeur d'IQBP<sub>5</sub>**  
 La 28<sup>e</sup> station, ouverte récemment et non affichée sur la carte, n'a pas fait l'objet d'analyses et se situe à l'extrême sud du transect situé à la sortie du lac Saint-Pierre, avant Trois-Rivières.  
 Figure produite par MELCC (2021).

La qualité de l'eau des tributaires du Saint-Laurent est évaluée dans le cadre du [Réseau-rivières](#), créé en 1979, qui regroupe 261 stations réparties dans une centaine de bassins versants (75 stations échantillonnées tous les mois et 186 stations échantillonnées sur 8 mois; Figure 36). Les données récoltées par le Réseau-rivières, de même que par le Réseau-fleuve, sont archivées dans la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) du MELCC.





**Figure 36. Localisation des stations du Réseau-rivières suivies par le MELCC**  
 Les couleurs sont associées au type de suivi (jaune = 12 mois; orange = 8 mois).  
 Figure produite par le MELCC (2021).

À l'échelle fédérale, ECCC a mis en place des stations de référence dans le secteur fluvial qui servent à évaluer l'état de la contamination de l'eau en enregistrant les fluctuations saisonnières et interannuelles ainsi que les tendances à long terme des concentrations de différents contaminants. Trois stations d'échantillonnage exploitées par ECCC ont été sélectionnées pour représenter les masses d'eau principales du Saint-Laurent en constituant un système à deux entrées et une sortie. Une station, située à l'île Wolfe, permet d'évaluer la qualité de l'eau à la sortie du lac Ontario et d'estimer les apports de contaminants provenant de ce lac vers le Saint-Laurent. Une autre station, échantillonnée en 1995 et en 1996 et en service continu depuis 2004, est localisée près de l'embouchure de la rivière des Outaouais, à Carillon, permettant ainsi d'évaluer les apports en contaminants du plus important tributaire du fleuve. Les eaux provenant de cette rivière, appelées communément eaux brunes, sont fortement colorées et couvrent une large portion de la rive nord du Saint-Laurent (jusqu'à Trois-Rivières). La dernière station, en service depuis 1995 dans la région de Québec, sert à évaluer les apports de contaminants exportés vers l'estuaire du fleuve (informations disponibles sur le site Internet du PASL<sup>14</sup>).

<sup>14</sup> [www.planstlaurent.gc.ca](http://www.planstlaurent.gc.ca)

## SYNTHÈSE DES DONNÉES POUR L'AZOTE

Les états récents pour les charges et les concentrations de N ainsi que les tendances temporelles à long terme, à la fois pour les masses d'eau du fleuve (jusqu'à 2020) et ses principaux tributaires (jusqu'en 2017), ont été analysés à partir des données provenant des stations de suivi exploitées par le MELCC. Les données pour les différentes formes de N provenant du *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec* (MELCC, 2020) ainsi que de récents documents techniques sont synthétisées dans cette section. Les données de P sont aussi présentées à titre de complément.

### État récent

#### État récent pour les masses d'eau du fleuve

L'analyse de la qualité récente du fleuve Saint-Laurent (2015-2017) montre qu'aucun échantillon ne dépasse le critère de qualité de l'eau fixé pour le  $\text{NO}_3^-$  et le  $\text{NH}_3$ , alors que 8 % des échantillons dépassent le critère de  $0,03 \text{ mg L}^{-1}$  établi pour le P (MELCC, 2020). Afin d'étayer ce portrait, les données de NT,  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$  et N organique ont été mesurées pour la période 2015-2020 pour les charges annuelles et les concentrations pondérées de N dans les masses d'eau du Saint-Laurent (Tableau 12). Ces données ont été calculées à partir des concentrations mensuelles mesurées à la station du MELCC située à la prise d'eau de Lévis, ainsi que des données de débits moyens journaliers fournies par Pêches et Océans Canada (MELCC, 2021a; MPO, 2021). Pour la période 2015-2020, les données de charges pour le NT atteignent un maximum d'environ  $220\,000 \text{ t an}^{-1}$  et une concentration maximale de  $0,54 \text{ mg L}^{-1}$ . Les charges et les concentrations de N sont majoritairement sous forme de  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$ , avec une proportion plus de 10 fois moins élevée de  $\text{NH}_3$  (par rapport au  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$ ). Les valeurs de N organique, obtenues en soustrayant du NT les valeurs de  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$  et de  $\text{NH}_3$ , représentent quant à elles une proportion d'environ 35 % du NT à la fois pour les charges et les concentrations. Les données rapportées ici découlent d'une estimation des charges de N filtré dont les limites sont détaillées dans MELCC (2021a).

**Tableau 12. Charges annuelles et concentrations pondérées d'azote filtré pour les masses d'eau du fleuve**

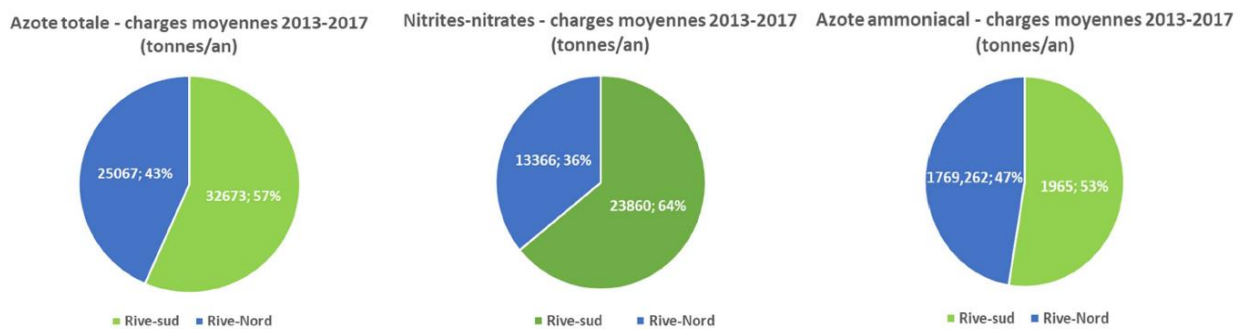
Forme d'azote filtré	Charge <sup>a</sup> (t N an <sup>-1</sup> )	IC95 min <sup>a</sup> (t N an <sup>-1</sup> )	IC95 max <sup>a</sup> (t N an <sup>-1</sup> )		CV <sup>a</sup>	Concentration pondérée (mg L <sup>-1</sup> )
Azote total	219 539	209 376	230 196		0,024	0,54
Nitrites-nitrates	134 388	125 077	144 392		0,036	0,33
Ammoniacal	9 938	7 698	11 438		0,099	0,02
Organique	77 319	70 523	84 770		0,046	0,19

a : charge d'azote filtré en tonne métrique par année et bornes de l'intervalle de confiance à 95 % (IC95 min – IC95 max) calculé à l'aide du coefficient de variation (CV) de la charge.

Note : Ces estimations proviennent des données mesurées à la hauteur de Lévis pour la période 2015-2020. Valeurs calculées par le MELCC (2021a).

## État récent pour les tributaires du fleuve

Dans le cas des principaux tributaires du fleuve Saint-Laurent, l'analyse du portrait récent (2015-2017) de la qualité des eaux montre un dépassement moyen des concentrations dans 47 % des sites pour le PT (critère de 0,03 mg L<sup>-1</sup>) et dans 29 % des sites pour le NT (valeur repère de 1 mg L<sup>-1</sup>; Anderson et Grenier, 2021). L'analyse des charges moyennes<sup>15</sup> de N apportées au fleuve pour la période de 2013 à 2017 montre également des apports considérables (Figure 37; voir l'annexe C pour les données détaillées pour chacun des tributaires; MELCC, 2021b). Les données utilisées pour le calcul des charges sont celles de 30 tributaires (12 sur la rive sud et 18 sur la rive nord) qui se déversent dans la portion d'eau douce du Saint-Laurent, soit le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial (se terminant à la pointe est de l'île d'Orléans) ou dans la rivière des Outaouais. De façon générale, les apports de N sont plus importants pour les tributaires de la rive sud, ceux-ci étant davantage influencés par l'agriculture. En effet, pour toutes les formes de N analysées, la majorité des charges provient des tributaires sud, soit 57 % pour le NT, 64 % pour le NO<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> et 53 % pour le NH<sub>3</sub>.



**Figure 37. Charges moyennes de différentes formes d'azote provenant des principaux tributaires du fleuve**

Les charges d'azote total, de nitrates-nitrites et d'azote ammoniacal ont été calculées à partir des données de 30 tributaires qui se déversent dans la portion d'eau douce du fleuve Saint-Laurent pour la période de 2013 à 2017. Valeurs calculées par MELCC (2021b).

Certains facteurs d'imprécision associés aux données rapportées ci-haut, dont l'absence de charges calculées pour certains bassins versants (voir MELCC, 2021b), contribuent à une possible sous-estimation des charges annuelles réelles apportées au fleuve par les tributaires. Ainsi, lors des comparaisons des charges des tributaires du fleuve par rapport aux Grands Lacs et aux rejets ponctuels, il est à considérer que la contribution réelle des tributaires est sans doute plus importante que les estimations.

## Tendances temporelles

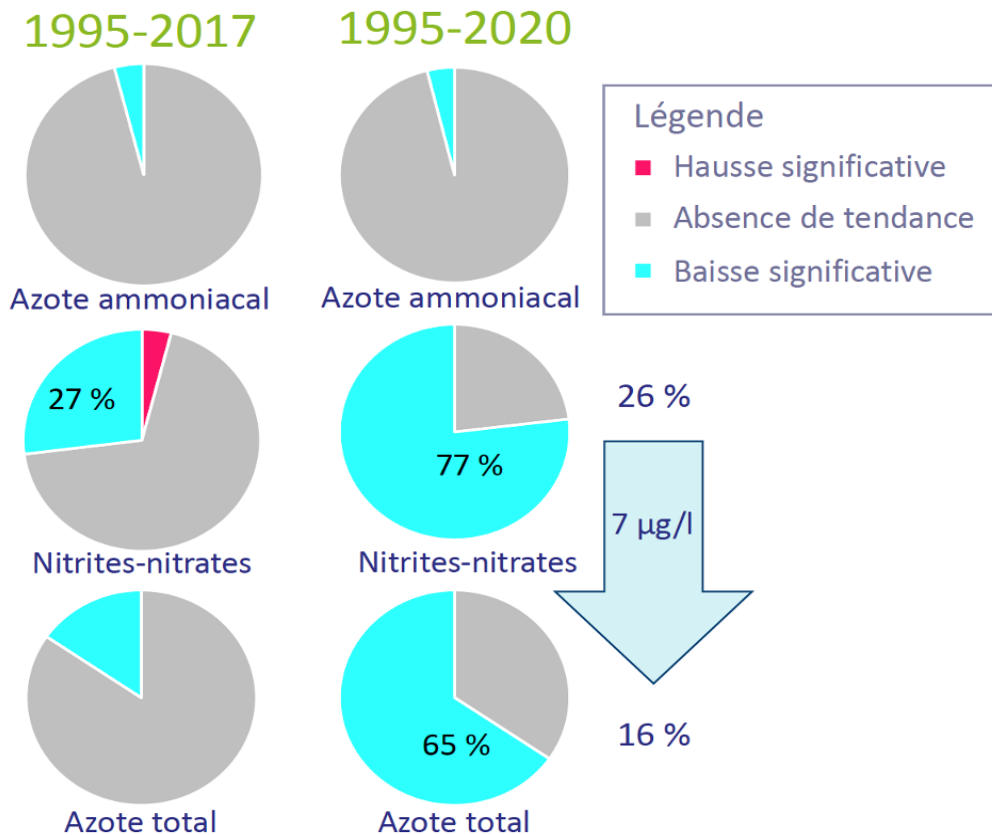
L'étude des tendances à long terme permet de suivre l'évolution de l'effet des pressions exercées sur les cours d'eau et d'évaluer l'efficacité des mesures d'assainissement mises en œuvre. Les tendances pour les concentrations renseignent sur l'évolution de la qualité ambiante d'un cours

<sup>15</sup> Le calcul des charges annuelles a été effectué à partir du progiciel Exploration and Graphics for RivEr Trends (EGRET, version 2.0; voir MELCC, 2021b).

d'eau, alors que les tendances pour les charges informent sur l'évolution des pressions exercées sur le milieu récepteur, soit le fleuve Saint-Laurent (MELCC, 2020). Les tendances temporelles pour les masses d'eau du fleuve (période de 1995 à 2017; concentrations seulement) et ses différents tributaires (période de 1979 à 2017; charges et concentrations) discutées dans cette section sont également disponibles dans l'[Atlas de l'eau](#) du MELCC ainsi que dans le plus récent rapport du MELCC (2020).

### Tendances pour les masses d'eau du fleuve

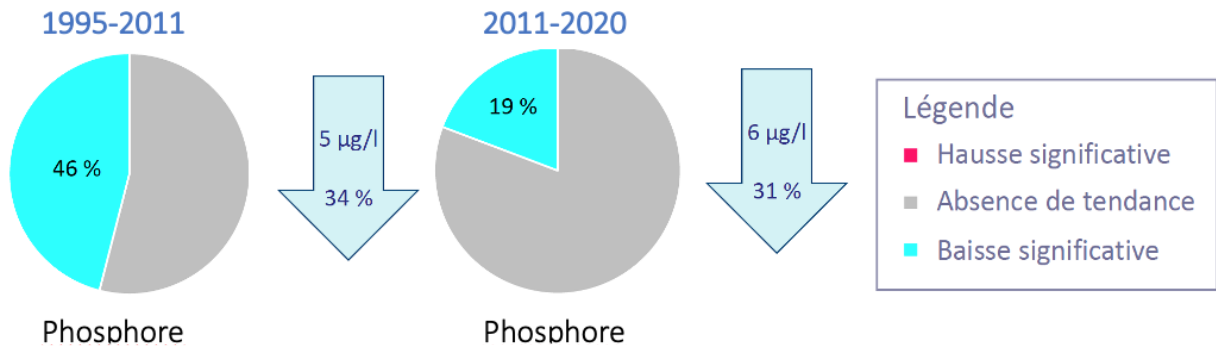
Les tendances temporelles pour les masses d'eau du fleuve (1995 à 2017), montre une stagnation des concentrations de  $\text{NH}_3$ , alors que la majorité des sites évalués ne présentent aucune tendance pour les  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$  et pour le NT (Figure 38). Un état de situation plus récent (1995 à 2020) pour ces mêmes sites indique que la tendance pour le  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$  s'est exacerbée puisque 77 % des sites présentent une diminution significative des concentrations pour cette période, ce qui correspond à une baisse moyenne de  $7 \mu\text{g L}^{-1}$  des concentrations (chute de 26 %; Anderson et Grenier, 2021).



**Figure 38. Tendances pour les concentrations d'azote pour les masses d'eau du fleuve**  
 Les tendances pour différentes formes de N ont été évaluées sur deux périodes (1995-2017 et 1995-2020) à partir des données de 26 stations entre mai et octobre (six mois). Les pourcentages dans les cercles représentent la proportion de stations auxquelles une hausse significative ou une baisse significative des concentrations de N a été observée. La flèche à côté des cercles indique la diminution moyenne des concentrations de  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$  (baisse moyenne de  $7 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

Figure tirée de Anderson et Grenier (2021).

En contrepartie, les tendances pour les dernières années montrent une baisse importante des concentrations de P (Figure 39). Entre 1995 et 2011, les concentrations en P ont diminué dans près de la moitié des sites (46 %), ce qui correspond à une baisse moyenne de 5  $\mu\text{g L}^{-1}$  (chute de 34 %). Pour la période 2011-2020, les concentrations de P ont également montré une diminution significative pour 19 % des sites, soit une baisse moyenne de 6  $\mu\text{g L}^{-1}$  (chute de 31 % sur la période; Anderson et Grenier, 2021).



**Figure 39. Tendances pour les concentrations de phosphore pour les masses d'eau du fleuve.**

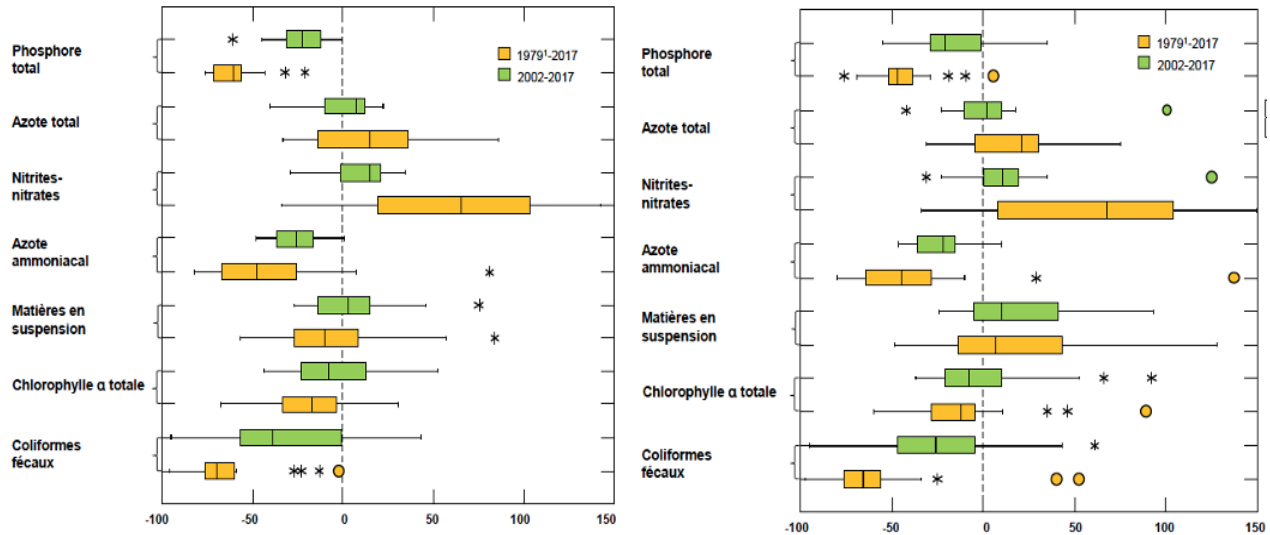
Les tendances pour le P ont été évaluées sur deux périodes (1995-2011 et 2011-2020) à partir des données de 26 stations entre mai et octobre (six mois). Les pourcentages dans les cercles représentent la proportion de stations auxquelles une hausse significative ou une baisse significative des concentrations de P a été observée. Les flèches à côté des cercles indiquent les diminutions moyennes des concentrations, soit une baisse moyenne de 5  $\mu\text{g L}^{-1}$  (pour 1995-2011) et de 6  $\mu\text{g L}^{-1}$  (pour 2012-2020). Figure tirée de Anderson et Grenier (2021).

Malgré une tendance générale à la baisse des concentrations en éléments nutritifs (stabilité ou diminution partielle des formes de N et diminution de P), les masses d'eau du fleuve affichent une augmentation significative de la chlorophylle *a* (hausse de 86 %), de la turbidité (hausse de 136 %) et des MES (hausse de 58 %) pour la période 1995-2020, ce qui pourrait suggérer que les nutriments seraient davantage assimilés dans la MO (Anderson et Grenier, 2021). Un accroissement de la photosynthèse résultant d'une hausse de la température de l'eau et d'une saison de croissance plus hâtive pourrait être en cause. Par conséquent, la plus grande biomasse algale pourrait engendrer une plus importante assimilation en nutriments par les producteurs primaires. À cet effet, il est important de noter que les données rapportées pour les différentes formes de N ne tiennent pas compte du N contenu dans la matière particulaire (organique) grossière puisque les échantillons sont filtrés. Ceci pourrait apporter un biais sur les valeurs rapportées dans le cas où le N serait davantage assimilé dans la MO (fraction non mesurée si elle mesure plus de 1,2  $\mu\text{m}$ , soit la taille du filtre utilisé). Bien qu'encore peu documentée, l'utilisation d'engrais à base d'urée (forme d'engrais azotés la plus utilisée en agriculture; revoir le Tableau 5) pourrait également donner lieu à des changements dans les quantités de N organique apportées au fleuve.

En Europe, il est d'ailleurs recommandé de mesurer les concentrations de N inorganique dissous en hiver (pendant la période de faible activité biologique; Claussen et collab., 2009) puisqu'une grande variabilité saisonnière des concentrations de nutriments inorganiques dissous dans les couches de surface est généralement observée (Nausch et Nausch, 2007; Anderson et Grenier, 2021; revoir la Figure 18). Comme les données de suivi du fleuve du MELCC mesurent la partie dissoute du N entre mai et octobre (période de productivité maximale), un biais supplémentaire pourrait s'ajouter. Ainsi, l'observation d'une diminution apparente des concentrations de N inorganique en parallèle avec l'augmentation de certains paramètres (chlorophylle *a*, MES et turbidité) pourrait donc supporter l'hypothèse selon laquelle le N serait davantage assimilé dans la MO retenue par les filtres. Dans le cas du P, cependant, les valeurs rapportées incluent à la fois la fraction dissoute et particulaire. Elles comprennent donc le P contenu dans la MO.

### Tendances pour les tributaires du fleuve

L'analyse des données historiques du Réseau-rivières a permis de caractériser et de suivre l'évolution de la qualité de l'eau des rivières de l'ensemble du Québec. Les tendances temporelles des concentrations et des charges de sept paramètres pour les 22 principaux tributaires du fleuve Saint-Laurent et la rivière des Outaouais pour l'ensemble de la période 1979-2017 sont présentées à la Figure 40 et les médianes moyennes annuelles sont rapportées au Tableau 13 (MELCC, 2020).



**Figure 40. Plage de variations (%) des paramètres physicochimiques et bactériologiques des tributaires**

Les moyennes annuelles pour les concentrations (à gauche) et les charges (à droite) pour les périodes 1979-2017 (en jaune) et 2002-2017 (en vert) ont été mesurées à partir de données provenant de l'embouchure de 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais. La ligne pointillée verticale permet d'évaluer la tendance vers la baisse ou la hausse des paramètres. Les ronds (o) indiquent des valeurs atypiques, alors que les étoiles (\*) représentent les valeurs extrêmes.

Figure tirée de MELCC (2020).

**Azote total** – Entre 1981 et 2017, plus de la moitié (55 %) des rivières ont connu une hausse de leurs concentrations en NT et près de la moitié (45 %), une hausse de leurs charges annuelles en NT. Une différence s'observe entre les rivières de la rive nord et de la rive sud du fleuve Saint-Laurent. En effet, la plupart des rivières montrent une hausse des concentrations et des charges en NT sur la rive sud, tandis que la moitié des rivières montrent une baisse sur la rive nord.

**Nitrates-nitrites** – Entre 1979 et 2017, la très grande majorité des rivières ont connu une hausse de leurs concentrations (82 %) et de leurs charges annuelles (73 %) en  $\text{NO}_3\text{-NO}_2^-$ . Entre 2002 et 2017, les concentrations ont augmenté d'environ 16 % et les charges, d'environ 11 %, connaissant ainsi un ralentissement de la hausse dans les années plus récentes.

**Azote ammoniacal** – Entre 1981 et 2017, la grande majorité des rivières ont connu une baisse de leurs concentrations moyennes (82 %) et de leurs charges annuelles (83 %) en  $\text{NH}_3$ .

**Phosphore total** – Les concentrations de PT dépassent encore les critères de qualité de l'eau et demeurent par conséquent problématiques pour plusieurs cours d'eau, malgré une diminution importante des concentrations et des charges au cours des 40 dernières années. Entre 1979 et 2017, toutes les rivières ont connu une baisse de leurs concentrations moyennes annuelles en PT et la très grande majorité (82 %), de leurs charges totales annuelles (MELCC, 2020). Les concentrations actuelles en PT des rivières sont liées principalement à la proportion de cultures annuelles des bassins versants (Hébert et Blais, 2017). Toutefois, l'amélioration de la gestion des engrais organiques (entreposage, épandage) et l'encadrement de la fertilisation phosphatée ont contribué à une réduction importante des concentrations en P au cours des 40 dernières années (MELCC, 2020). Dans les bassins peu occupés par l'agriculture, les tendances à la baisse traduisent bien les effets du traitement des eaux usées municipales et industrielles qui constituaient les principales sources de P, de MES et de MO (MELCC, 2020).

**Tableau 13. Comparaison des médianes des concentrations et charges moyennes annuelles en nutriments**

	Concentrations ( $\text{mg L}^{-1}$ )		Charges (tonnes $\text{an}^{-1}$ )		Tendance générale
	1979 / 1981*	2017	1979 / 1981*	2017	
Phosphore total	0,10	0,03	190	110	Baisse
Azote total	0,76	0,86	1 210	1 491	Hausse
Nitrate-nitrites	0,37	0,59	697	1 102	Hausse
Azote ammoniacal	0,11	0,06	163	91	Baisse

\* Les concentrations et les charges pour le NT et le  $\text{NH}_3$  sont rapportées pour l'année 1981 plutôt que 1979.

Note : Les médianes ont été calculées à partir de données provenant de l'embouchure de 22 tributaires du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais pour les années 1979 ou 1981 par rapport à 2017. Données tirées de MELCC (2020).

La tendance à la hausse des 40 dernières années pour les concentrations de NT et de  $\text{NO}_3\text{-NO}_2^-$  s'explique notamment par l'augmentation de l'utilisation d'engrais chimiques azotés, surtout de 1979 à 2002, en lien avec l'augmentation des superficies totales cultivées (principalement

de cultures annuelles) des bassins versants (voir la Figure 41 et le texte associé pour de plus amples détails). D'autres facteurs, comme le traitement des eaux usées municipales et industrielles, pourraient aussi avoir contribué aux tendances observées pour les différentes formes de N. La réduction importante des concentrations en NH<sub>3</sub> des 40 dernières années est la résultante du contrôle des sources agricoles, municipales et industrielles. Contrairement aux tendances pour les masses d'eau du fleuve, une stabilité des MES et une stabilité ou une baisse de la chlorophylle a ont été observées à la fois pour les concentrations et les charges (MELCC, 2020).

## Comparaisons avec les autres données disponibles

L'étude de Hudon et ses collaborateurs (2017), discutée en détail au thème 1 (voir la section « Sources et contributions des différentes formes de nutriments provenant de l'estuaire du Saint-Laurent »), a également permis d'évaluer les apports en N au fleuve Saint-Laurent, incluant différents tributaires, pour la période de 1995 à 2011 (Tableau 14). Les valeurs estimées par Hudon et ses collaborateurs (2017) sont généralement similaires à celles rapportées par le MELCC (revoir le Tableau 12). En comparant les valeurs, il est possible de constater que les charges de NT semblent avoir diminué dans les dernières années, passant de 269 000 t N an<sup>-1</sup> (période 1999-2002; Hudon et collab., 2017) à 219 539 t N an<sup>-1</sup> (période 2015-2020; MELCC, 2021a).

**Tableau 14. Charges annuelles d'azote au fleuve Saint-Laurent**

Période	Forme d'azote	Fleuve Saint-Laurent (sortie à Québec)			Lac Ontario*	Rivière des Outaouais	Eaux usées municipales	Autres sources
		Charge (t N an <sup>-1</sup> )	IC95 min (t N an <sup>-1</sup> )	IC95 max (t N an <sup>-1</sup> )	Charge (t N an <sup>-1</sup> )	Charge (t N an <sup>-1</sup> )	Charge (t N an <sup>-1</sup> )	Charge (t N an <sup>-1</sup> )
1999-2002	Azote total	269 000	246 000	293 000	127 000	35 000	16 200	92 000
1995-2011	Nitrites-nitrates	134 000	132 900	134 500	78 000	14 300	600	41 000
1995-2011	Ammoniacal	14 400	14 200	14 500	2 600	3 100	7 400	1 000
1995-2011	Organique	59 000	58 000	60 000	48 400	S. O.	8 200	S. O.

\* Contrairement aux autres stations, les échantillons pour la station de l'île Wolfe (lac Ontario) n'ont pas été filtrés en raison de la très faible teneur en matière particulaire (< 1 mg L<sup>-1</sup>).

Tableau réalisé à partir des données tirées de Hudon et ses collaborateurs (2017).

## Résumé des principaux constats

### Tributaires du fleuve Saint-Laurent

- Les cours d'eau de mauvaise qualité se déversent principalement au niveau du tronçon fluvial et du lac Saint-Pierre.
- L'analyse de l'état récent montre que les paramètres de qualité de l'eau les plus problématiques (dépassements de critères de qualité ou de valeurs repères) sont les concentrations élevées en éléments nutritifs (P et N) et la turbidité.
- Les tendances à long terme montrent une hausse des concentrations et des charges en N, plus particulièrement dans les bassins agricoles (principalement les tributaires de la rive sud), et une diminution importante pour le P.



### **Masses d'eau du fleuve Saint-Laurent**

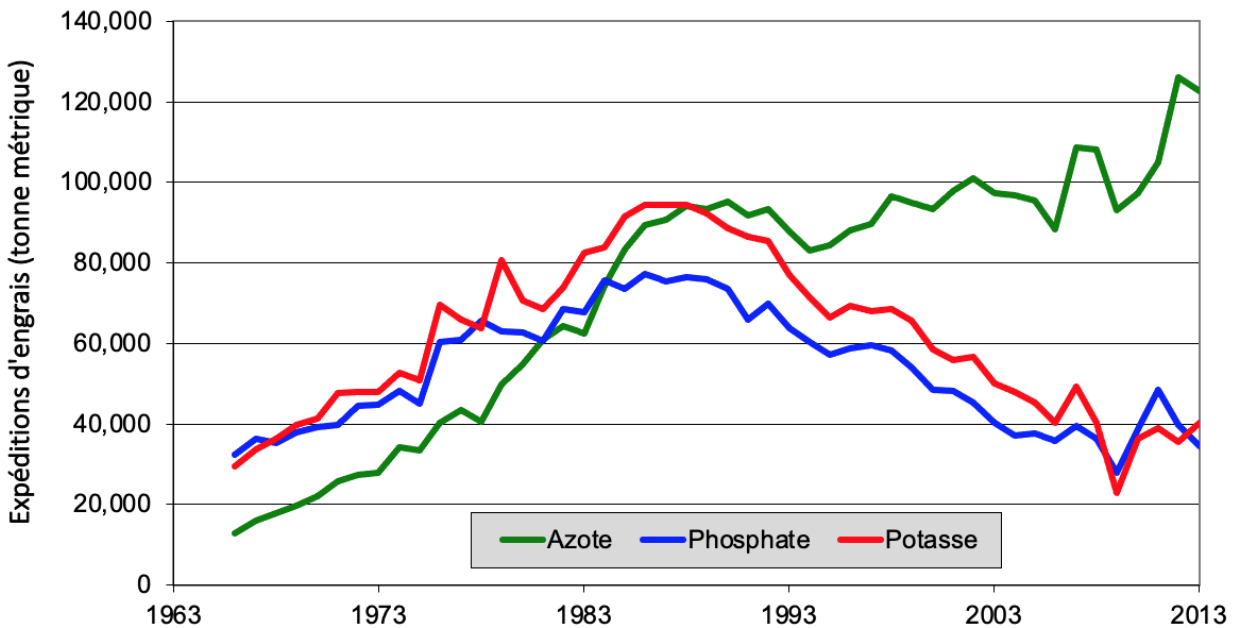
- Le secteur du fleuve en aval de Montréal présente les conditions les plus dégradées.
- L'analyse de l'état récent n'a pas fait ressortir les éléments nutritifs dans les paramètres de qualité de l'eau les plus problématiques.
- Les tendances à long terme montrent une stabilisation ou une diminution des concentrations pour les formes de N et, comme on l'observe également dans les tributaires, une diminution pour le P.
- Les hausses des concentrations en N des tributaires se reflètent encore peu dans les masses d'eau du fleuve.

Certains constats contradictoires compliquent l'évaluation de l'état d'eutrophisation du fleuve Saint-Laurent. En effet, d'un côté, on observe une diminution apparente des concentrations en éléments nutritifs (N et P) dans les masses d'eau du fleuve, alors que d'un autre côté, on constate un apport soutenu en nutriments par les tributaires ainsi qu'un accroissement de la chlorophylle *a*, des MES et de la turbidité dans les masses d'eau du fleuve. De plus, des phénomènes typiquement liés à l'eutrophisation sont actuellement observés dans la portion maritime du Saint-Laurent (hypoxie, acidification et floraison d'algues toxiques).

### **Solutions et cibles de réduction**

Au Québec, les mesures d'atténuation des rejets de P, une problématique désignée prioritaire à la fin du siècle dernier, n'ont pas été accompagnées de mesures équivalentes pour le N (voir le détail des réglementations au thème 3). En effet, les politiques et les travaux visant à réduire l'utilisation du P et son rejet dans l'environnement ont permis une diminution de ces apports au fleuve, mais cette baisse concorderait également avec une augmentation des apports en N au corridor fluvial par les tributaires (MELCC, 2020). Ceci pourrait être entre autres expliqué par la transition de l'utilisation d'engrais phosphatés vers des engrais azotés dans les bassins versants reliés au Saint-Laurent qui a entraîné une réduction des teneurs en P dans la portion fluviale en amont de Québec depuis les années 2000 (Figure 41; Goyette et collab., 2016). Il est possible que ces tendances opposées dans les ventes d'engrais azotés et phosphatés puissent entraîner une augmentation du rapport N:P dans les eaux du fleuve Saint-Laurent, ce qui pourrait entraîner des conséquences qui restent à déterminer sur la composition précise du phytoplancton dans l'EMSL (Rabalais, 2004, dans Rabalais et collab., 2010).

Dans la portion maritime de l'estuaire, le N a été identifié comme une des principales causes d'hypoxie du Saint-Laurent. Une étude récente a démontré que 40 % du N dans l'estuaire est d'origine anthropique et qu'une augmentation de 50 % des concentrations fluviales en nutriments pourrait entraîner une eutrophisation supplémentaire de 30 % (Jutras et collab., 2020b; MELCC, 2020). Ailleurs dans le monde, il a été démontré pour plusieurs estuaires que le suivi et le contrôle unilatéral du P dans ces environnements complexes ne sont pas suffisants pour maintenir adéquatement la santé de ces écosystèmes (voir le thème 2; Poikane et collab., 2019).



**Figure 41. Approvisionnements en engrais dans les marchés agricoles du Québec**

Les quantités vendues par type d'engrais (azote, phosphate ou potasse) sont représentées pour la période de 1963 à 2013. Figure tirée d'IPNI Canada, disponible au <http://phosphorus.ipni.net/article/NANE-3033>.

Au Québec, bien que la situation soit encore problématique, les mesures législatives à grande échelle mises en place dans le passé (telles que l'interdiction de P dans les détergents et la [Loi canadienne sur la qualité de l'air](#) qui limitait les émissions de N dans l'atmosphère) se sont avérées être des mécanismes efficaces de réduction des éléments nutritifs (Goyette et collab., 2016). Dans le Saint-Laurent, la réduction des sources diffuses de nutriments, en se concentrant sur les petits bassins versants (< 1 000 km<sup>2</sup>) et les grands affluents de la rive sud qui drainent des terres agricoles, représentent les actions correctives les plus importantes pour améliorer la qualité de l'eau du Saint-Laurent et atténuer les impacts négatifs sur son estuaire (Hudon et collab., 2017). Plusieurs pistes de solutions existent actuellement afin de réduire les charges et les concentrations en éléments nutritifs dans les cours d'eau. Quelques exemples d'améliorations possibles, en ce qui concerne les deux secteurs les plus problématiques pour le fleuve Saint-Laurent (agricole et municipal), sont discutés ci-dessous.

### Pistes de solutions pour le secteur agricole

Le principal défi pour la gestion des éléments nutritifs dans le Saint-Laurent est sans aucun doute le secteur agricole qui apporte déjà une quantité considérable de nutriments vers le fleuve et qui pourrait devenir plus important en raison de l'engouement vers l'indépendance alimentaire (MAPAQ, 2021). Il a été suggéré que des mesures supplémentaires devraient être envisagées afin de diminuer la vulnérabilité des cours d'eau à vocation agricole, qui sont également les plus susceptibles d'être affectés par les changements climatiques (Hudon et collab., 2017). Plus

particulièrement, ce sont les superficies cultivées des bassins versants, notamment celles qui sont occupées par les cultures annuelles, qui devraient faire l'objet d'une plus grande attention puisqu'elles demeurent responsables de la majorité des apports diffus de MES et d'éléments nutritifs vers les eaux de surface (MELCC, 2020). Aux États-Unis, l'USEPA, qui élabore et applique la réglementation en lien avec la protection de l'environnement, a d'ailleurs proposé plusieurs pistes de solutions aux agriculteurs dans le but de réduire les apports en éléments nutritifs aux cours d'eau, comme :

- L'adoption de bonnes techniques de gestion des éléments nutritifs (p. ex., appliquer les engrais et le fumier en bonne quantité, au bon moment de l'année, avec la bonne méthode et au bon emplacement);
- L'utilisation de pratiques de drainage souterrain par canalisation;
- L'utilisation de cultures de couverture ou des espèces vivaces pour éviter les périodes de sols nus qui sont les plus sensibles à l'érosion et à la perte de nutriments vers les cours d'eau;
- La plantation des zones tampons le long des bords des champs (ceci est particulièrement important pour un champ qui borde des plans d'eau) afin de prévenir la perte de nutriments dans les champs en absorbant ou en filtrant les nutriments avant qu'ils n'atteignent un plan d'eau;
- L'utilisation de méthodes de travail qui permettent une meilleure conservation des sols, soit la réduction de la fréquence et de l'intensité du travail des champs dans le but de limiter l'érosion, le ruissellement et la compaction du sol;
- La limitation de l'accès du bétail aux cours d'eau afin de restaurer les berges des cours d'eau et d'empêcher l'excès de nutriments de pénétrer dans l'eau;
- La collaboration entre les agriculteurs, les organismes et les différents ministères concernés afin de rassembler les efforts vers un objectif commun.

### **Pistes de solutions pour le secteur municipal**

Dans le Saint-Laurent, les concentrations de P et de N sont influencées par diverses activités humaines exercées le long du fleuve, incluant le déversement des eaux usées, qu'elles soient traitées, partiellement traitées ou non traitées. Ainsi, l'amélioration de la gestion des eaux usées municipales pourrait aider à réduire les apports en nutriments au fleuve. Il a d'ailleurs été suggéré qu'un meilleur contrôle des sources ponctuelles urbaines de nutriments pourrait être atteint par l'amélioration de la surveillance et la réduction des épisodes de débordement des égouts (Hudon et collab., 2017). À titre d'exemple, juste en aval de Montréal (à Lavaltrie), les concentrations de P et de N dépassent les recommandations pour la qualité de l'eau à cause des rejets d'eaux usées municipales dans le fleuve, dû principalement à l'insuffisance des traitements effectués avant rejet (ECCC, 2021). Dans les bassins peu occupés par l'agriculture, les tendances à la baisse des 40 dernières années pour les concentrations de P traduisent bien les effets du traitement des eaux usées municipales et industrielles qui constituaient les principales sources de P (MELCC, 2020). En Europe, la grande partie de la réduction observée dans les apports de nutriments, incluant le N,

(voir le thème 2) est d'ailleurs due à l'amélioration des stations d'épuration engendrée par la directive européenne sur le traitement des eaux usées urbaines.

### **Pistes de solutions ailleurs dans le monde**

Des exemples de réglementations et de solutions mises de l'avant ailleurs dans le monde (voir le thème 2) ou dans d'autres provinces canadiennes (voir le thème 3) pourraient sans doute être appliqués au fleuve Saint-Laurent. Bien que plusieurs autres exemples auraient pu être discutés, la présente section en détaille quelques-uns.

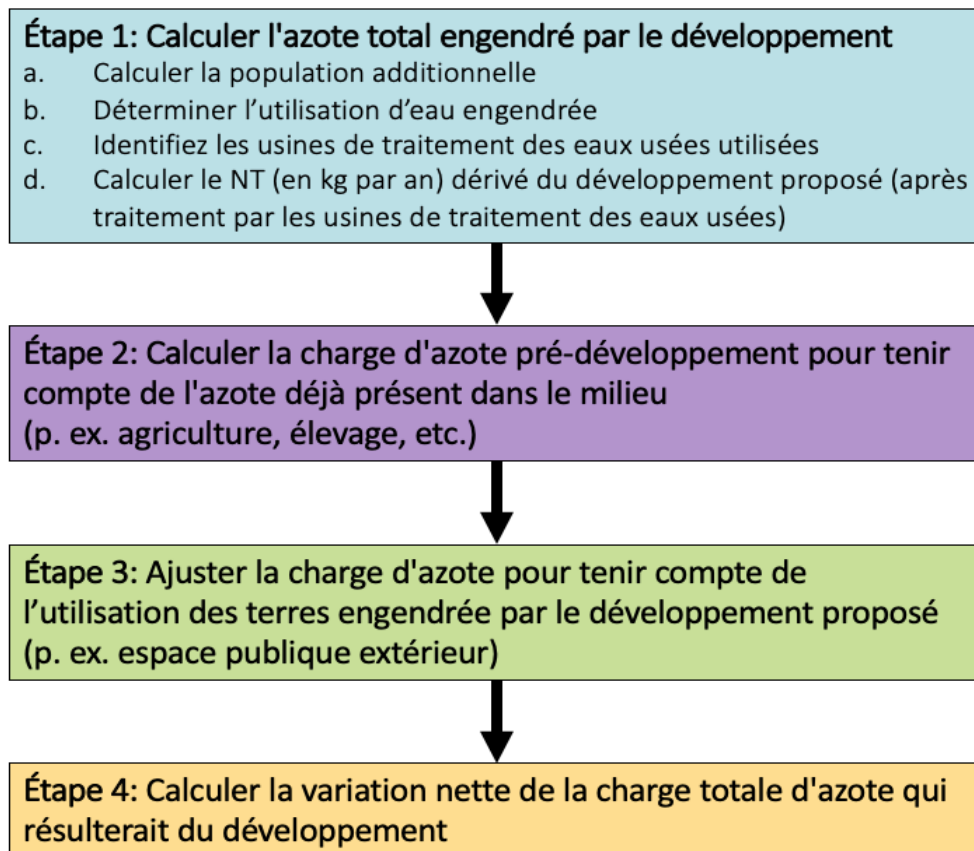
Les caractéristiques plutôt uniques du fleuve Saint-Laurent, soit sa grande superficie (1,61 million de kilomètres carrés en incluant tout le bassin versant du fleuve Saint-Laurent–Grands Lacs) et ses débits importants ( $12\,600\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$  à la hauteur de Québec), rendent les comparaisons avec d'autres estuaires mondiaux plutôt difficiles. Avec une superficie comparable au Saint-Laurent, le golfe du Mexique (1,55 million de kilomètres carrés et 8,4 millions en incluant son bassin versant), aux États-Unis, aurait pu servir d'exemple pour la gestion de l'eutrophisation. Toutefois, en raison de son écosystème complexe et des enjeux économiques importants qui lui sont associés, aucune mesure efficace n'a encore été mise en place. Dans le cas du golfe du Mexique, il a été conclu que l'eutrophisation, plus particulièrement le développement d'une importante zone hypoxique dans son secteur nord, était principalement causée par l'augmentation de N (surtout d'origine agricole) provenant du bassin de la rivière Mississippi-Atchafalaya, en combinaison avec la stratification naturelle des eaux du golfe. Bien que des objectifs de réduction des éléments nutritifs aient été énoncés, l'absence de mise en place de limites sur les rejets en N ou d'élaboration de critères numériques de qualité de l'eau pour le N a mené à une détérioration des conditions dans les dernières années, qui se traduit entre autres par l'augmentation de superficie de la zone hypoxique.

Les mesures mises en place dans la baie de Tampa, bien que celle-ci soit beaucoup plus petite en superficie que le Saint-Laurent, représentent l'un des seuls exemples réussis de réduction de l'eutrophisation côtière en Amérique du Nord. La mise en place de plusieurs réglementations, incluant l'adoption de limites de charges (TMDL), a permis l'atteinte des objectifs de réduction des éléments nutritifs et des réponses écosystémiques souhaitées, et ce, malgré la croissance démographique importante. Il est toutefois important de noter que la baie de Tampa est principalement influencée par l'urbanisation et que les activités agricoles sont de moindre importance que dans le Saint-Laurent.

Dans le cas de la mer Baltique, en Europe, les limites adoptées pour les nutriments d'origine anthropique ont tout de même permis une réduction substantielle des apports dans la mer, et ce, malgré la contribution relativement importante des apports de sources naturelles (environ 30 %; HELCOM, 2018; voir le thème 2). À titre de comparaison, selon le mois de l'année, il a été estimé qu'entre 15 % et 50 % du flux de  $\text{NO}_3^-$  vers les eaux de surface de l'EMSL proviendrait du fleuve

Saint-Laurent (Gilbert et collab., 2007). Selon Gilbert et ses collaborateurs (2007), même si les auteurs ne le disent pas explicitement, on pourrait alors déduire que, selon le mois de l'année, entre 50 % et 85 % des apports vers l'EMSL proviendraient des courants marins et pourraient donc être assimilés en grande partie à des apports naturels. Les apports provenant du fleuve seraient principalement influencés par les activités anthropiques en amont et seraient exacerbés par les précipitations printanières qui apportent plus de nutriments par le ruissellement des engrais vers le fleuve. Ainsi, malgré un apport anthropique plus faible que ce qui est observé dans la mer Baltique, l'importante contribution des apports fluviaux de  $\text{NO}_3^-$  au flux vers l'estuaire (jusqu'à 50 %) démontre qu'une réduction provenant de la portion fluviale pourrait avoir un impact considérable sur la portion maritime.

Au Royaume-Uni, le Natural England a récemment développé une [approche pour atteindre la neutralité nutritionnelle](#) dans le but de diminuer les impacts négatifs des apports en éléments nutritifs des nouveaux développements dans la région du Solent, une importante voie maritime qui sépare l'île de Wight de l'Angleterre (Natural England, 2020). Dans le bassin versant du Solent, les apports de nutriments proviennent principalement de sources agricoles et des eaux usées générées par les logements existants ainsi que les projets de développement en cours et à venir. La neutralité nutritionnelle est un moyen de garantir que le développement n'augmente pas la charge nutritive existante et de s'assurer que l'ensemble du projet est conforme aux exigences des [Règlement sur la conservation des habitats et des espèces de 2017](#). Le Natural England (2020) a publié un rapport qui détaille la méthodologie utilisée pour calculer la neutralité nutritionnelle pour les développements dans les bassins versants du Solent. Le calcul des budgets nutritifs utilisés dans ce rapport est basé sur les quantités de NT générées par le développement puisque le N est considéré comme étant l'élément responsable de l'eutrophisation en milieu marin. Cette méthodologie s'applique à tous les types de développements qui entraîneraient une augmentation nette de la population desservie par un système d'assainissement, y compris les nouvelles maisons, les logements étudiants, les attractions touristiques et les hébergements touristiques. Les étapes du processus pour appliquer la neutralité nutritionnelle sont résumées à la Figure 42. Cette approche pourrait être envisagée comme piste de solution pour le Saint-Laurent.



**Figure 42. Étapes pour calculer le budget nutritif d'azote de nouveaux développements utilisées dans l'approche de neutralité nutritionnelle du Natural England**  
Figure tirée de Natural England (2020).

En conclusion, bien que plusieurs défis doivent être surmontés pour réduire les éléments nutritifs dans le Saint-Laurent, plusieurs pistes de solutions tirées d'autres pays ou provinces canadiennes pourraient être appliquées. Les réglementations sur le P ont déjà permis d'atteindre des réductions considérables dans les tributaires et les masses d'eau du Saint-Laurent. Toutefois, comme mentionné par plusieurs études, les efforts de gestion de l'eutrophisation en milieu marin doivent également être accompagnés de mesures pour limiter les apports de N. Ailleurs dans le monde, plusieurs pays ont déjà adopté des mesures qui intègrent à la fois des critères de N et de P dans les stratégies de gestion pour protéger l'état écologique et contrer l'enrichissement en éléments nutritifs (Union européenne, 2020; Poikane et collab., 2019). Malgré les difficultés rencontrées pour établir des seuils pour les éléments nutritifs (Poikane et collab., 2019; voir le thème 2), l'élaboration de ces critères semble essentielle à la gestion des problématiques liées aux apports en nutriments. Les futurs plans d'amélioration de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent devraient donc non seulement viser à réduire l'eutrophisation locale en limitant le P, mais également inclure un meilleur contrôle du N afin de réduire les conséquences de l'eutrophisation au niveau de la portion maritime du Saint-Laurent (Paerl et collab., 2006).

## RÉFÉRENCES

- AMBERGER, A., ET H.-L. SCHMIDT (1987). « The natural isotope content of nitrate as an indicator of its origin », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 51, n° 10, p. 2699-2705.
- ANDERSEN, J. H., ET COLLAB. (2017). « Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea », *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, vol. 92, n° 1, p. 135-149. doi : 10.1111/brv.12221.
- ANDERSEN, J. H., L. SCHLÜTER ET G. ÆRTEBJERG (2006). « Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies », *Journal of Plankton Research*, vol. 28, n° 7, p. 621-628. doi : 10.1093/plankt/fbl001.
- ANDERSON, C., ET M. GRENIER (2021). « Qualité de l'eau du fleuve et de ses principaux tributaires: État et tendances », dans le 88<sup>e</sup> congrès de l'ACFAS, tenu en visioconférence, le 5 mai 2021, organisé par l'ACFAS.
- ANNANE, S., ET COLLAB. (2015). « Contribution of transparent exopolymeric particles (TEP) to estuarine particulate organic carbon pool », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 529, p. 17-34. doi : 10.3354/meps11294.
- BAKER, D. B., ET COLLAB. (2014). « Phosphorus loading to Lake Erie from the Maumee, Sandusky and Cuyahoga rivers: The importance of bioavailability », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 40, n° 3, p. 502-517. doi : 10.1016/j.jglr.2014.05.001.
- BENOIT, P., Y. GRATTON ET A. MUCCI (2006). « Modeling of dissolved oxygen levels in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Coupling of benthic and pelagic processes », *Marine Chemistry*, vol. 102, n° 1-2, p. 13-32. doi : 10.1016/j.marchem.2005.09.015.
- BLUTEAU, C. E., ET COLLAB. (2021). « Nutrient transport pathways in the Lower St. Lawrence Estuary: seasonal perspectives from winter observations », *Ocean Science*, vol. 17, p. 1509-1525. doi : 10.5194/os-2021-59.
- BOESCH, D. F. (2019). « Barriers and Bridges in Abating Coastal Eutrophication », *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, p. 1-25. doi : 10.3389/fmars.2019.00123.
- BRANDES, J. A., A. H. DEVOL ET C. DEUTSCH (2007). « New Developments in the Marine Nitrogen Cycle », *Chemical Reviews*, vol. 107, n° 2, p. 577-589. doi : 10.1021/cr050377t.
- BRICKER, S. B., ET COLLAB. (2008). « Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change », *Harmful Algae*, vol. 8, n° 1, p. 21-32. doi : 10.1016/j.hal.2008.08.028.
- BUGDEN, G., ET COLLAB. (2014). *Nitrogen Loading Criteria For Estuaries In Prince Edward Island*, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3066, vii + 43 p.
- BUGDEN, G. L. (1991). « Changes in the temperature–salinity characteristics of the deeper waters of the Gulf of St. Lawrence over the past several decades », dans J.-C. Therriault (éd.), *The Gulf of St. Lawrence: Small Ocean or Big Estuary?* (p. 139-147): *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 113.
- BURNS, D. A., E. W. BOYER, E. M. ELLIOTT ET C. KENDALL (2009). « Sources and transformations of nitrate from streams draining varying land uses: evidence from dual isotope analysis », *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, n° 3, p. 1149-1159. doi : 10.2134/jeq2008.0371.
- CAMPBELL, L., ET COLLAB. (2020). « Growth performance of *Alexandrium catenella* from the Chilean fjords under different environmental drivers: plasticity as a response to a highly variable environment », *Journal of Plankton Research*, vol. 42, n° 2, p. 119-134. doi : 10.1093/plankt/fbaa011.
- CARACO, N. A., B. O. TAMSE ET I. VALIELA (1987). « Nutrient limitation of phytoplankton phytoplankton growth in brackish coastal ponds », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 44, n° 2, p. 473-476. doi : 10.1139/f87-056.
- CCME (2007). *Canadian guidance framework for the management of nutrients in nearshore marine systems*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 93 p.
- CCME (2016). *Guide pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 114 p.
- CHAMBERS, P. A., ET COLLAB. (2009). *Nitrogen and Phosphorus Standards to Protect the Ecological Condition of Canadian Streams, Rivers and Coastal Waters*, National Agri-Environmental Standards Initiative, Synthesis Report No. 11, Environnement Canada, 79 p.
- CHAPRA, S. C., ET D. M. DOLAN (2012). « Great Lakes total phosphorus revisited: Mass balance modeling », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 38, p. 741-754. doi : 10.1016/j.jglr.2012.10.002.
- CLAIR, T. A., I. F. DENNIS ET S. BÉLANGER (2013). « Riverine nitrogen and carbon exports from the Canadian landmass to estuaries », *Biogeochemistry*, vol. 115, n° 1-3, p. 195-211. doi : 10.1007/s10533-013-9828-2.

- CLARET, M., ET COLLAB. (2018). « Rapid coastal deoxygenation due to ocean circulation shift in the NW Atlantic », *Nature Climate Change*, vol. 8, n° 10, p. 866-872. doi : 10.1038/s41558-018-0263-1.
- CLAUSSEN, U., ET COLLAB. (2009). « Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR », *Hydrobiologia*, vol. 629, p. 49-58. doi : 10.1007/s10750-009-9763-3.
- CLOERN, J. E. (2001). « Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 210, p. 223-253. doi : 10.3354/meps210223.
- DIAZ, R. J. (2001). « Overview of Hypoxia around the World », *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, n° 2, p. 275-281. doi : 10.2134/jeq2001.302275x.
- DIAZ, R. J., ET R. ROSENBERG (2008). « Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems », *Science*, vol. 321, n° 5891, p. 926-929. doi : 10.1126/science.1156401.
- DIXIT, S., ET M. BRYLINSKY (2008). *Nutrient Standards for Canadian Coastal Waters Receiving Nutrient Inputs from Agricultural Watersheds*, National Agri-Environmental Standards Initiative, Report No. 4-53, Environnement Canada, 131 p.
- DOLAN, D. M., ET S. C. CHAPRA (2012). « Great Lakes total phosphorus revisited: 1. Loadings », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 38, p. 730-740. doi : 10.1016/j.jglr.2012.10.001.
- DOVE, A., ET S. C. CHAPRA (2015). « Long-term trends of nutrients and trophic response variables for the Great Lakes », *Limnology and Oceanography*, vol. 60, n° 2, p. 696-721. doi : 10.1002/lno.10055.
- ECCC (2021). « Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement : Éléments nutritifs dans fleuve Saint-Laurent ». Disponible au <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/elements-nutritifs-fleuve-saint-laurent.html>.
- ECCC ET USEPA (2019). *État des Grands Lacs 2019 – Rapport technique*, Environnement et Changement climatique Canada et United States Environment Protection Agency. Disponible au [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2021/eccc/En161-3-1-2019-fra.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2021/eccc/En161-3-1-2019-fra.pdf).
- EEA (2019). *Nutrient Enrichment and Eutrophication in Europe's Seas: Moving towards a healthy marine environment*, European Environment Agency Report No 14/2019, Luxembourg : Publications Office of the European Union. Disponible au <https://www.eea.europa.eu/publications/nutrient-enrichment-and-eutrophication-in>.
- EEA (2020). *Water pollution – overview*. Disponible au <https://www.eea.europa.eu/archived/archived-content-water-topic/water-pollution/overview>.
- ELLIOTT, M., ET V. QUINTINO (2007). « The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 54, n° 6, p. 640-645. doi : 10.1016/j.marpolbul.2007.02.003.
- ELOFSSON, K., ET C. VON BROMSSEN (2017). « The revealed preferences of Baltic Sea governments: Goals, policy instruments, and implementation of nutrient abatement measures », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 118, n° 1-2, p. 188-196. doi : 10.1016/j.marpolbul.2017.02.014.
- EMEIS, K.-C., ET COLLAB. (2014). « The North Sea — A shelf sea in the Anthropocene », *Journal of Marine Systems*, vol. 141, p. 18-33. doi : 10.1016/j.jmarsys.2014.03.012.
- ENV (2021). *Guidance for the Derivation of Water Quality Objectives in British Columbia*, Colombie-Britannique : Ministry of Environment and Climate Change Strategy. Disponible au [https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-objectives/wqo\\_proc\\_guidance.pdf](https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-objectives/wqo_proc_guidance.pdf).
- ENVIRONNEMENT CANADA (2011). *États et tendances de la qualité de l'eau pour les nutriments dans les bassins versants importants du Canada : sommaire technique*, Ottawa : ministère de l'Environnement, Direction des sciences et de la technologie de l'eau. Disponible au [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2011/ec/En154-63-2011-fra.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2011/ec/En154-63-2011-fra.pdf).
- ESHLEMAN, K. N., ET R. D. SABO (2016). « Declining nitrate-N yields in the Upper Potomac River Basin: What is really driving progress under the Chesapeake Bay restoration? », *Atmospheric Environment*, vol. 146, p. 280-289. doi : 10.1016/j.atmosenv.2016.07.004.
- FAUCHOT, J., ET COLLAB. (2000). « Influence of UV-B radiation on nitrogen utilization by a natural assemblage of phytoplankton », *Journal of Phycology*, vol. 36, n° 3, p. 484-496. doi : 10.1046/j.1529-8817.2000.99011.x.
- GATTUSO, J.-P., M. FRANKIGNOUILLE ET R. WOLLAST (1998). « Carbon and Carbonate Metabolism in Coastal Aquatic Ecosystems », *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 29, p. 405-434. doi : 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.405.



- GEARING, J. N., ET R. POCKLINGTON (1990). « Organic geochemical studies in the St Lawrence Estuary », dans M. Sabh et N. Silverberg (éd.), *Oceanography of a large scale estuarine ecosystem-the St. Lawrence* (p. 170-201 ), New York: Springer-Verlag.
- GENOVESI, L., ET COLLAB. (2011). « Recent changes in bottom water oxygenation and temperature in the Gulf of St. Lawrence: Micropaleontological and geochemical evidence », *Limnology and Oceanography*, vol. 56, n° 4, p. 1319-1329. doi : 10.4319/lo.2011.56.4.1319.
- GILBERT, D., ET COLLAB. (2007). « Appauvrissement en oxygène dans les eaux profondes du Saint-Laurent marin: Causes possibles et impacts écologiques », *Le naturaliste canadien*, vol. 131, n° 1, p. 67-75.
- GILBERT, D., ET COLLAB. (2005). « A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection », *Limnology and Oceanography*, vol. 50, n° 5, p. 1654-1666.
- GOMBAULT, C., ET COLLAB. (2015). « Impacts of climate change on nutrient losses from the Pike River watershed of southern Québec », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 95, p. 337-358. doi : 10.4141/cjss-2014-012.
- GOVERNEMENT DE L'ALBERTA (2018). *Environmental Quality Guidelines for Alberta Surface Waters*, Alberta : Alberta Environment and Parks, Water Policy Branch.
- GOVERNEMENT DU CANADA (2008). *Document technique à l'intention des praticiens de l'indicateur de la qualité de l'eau chargés de faire rapport dans le cadre de l'initiative des Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement (ICDE) de 2008*. Disponible au [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2011/ec/En4-138-2010-fra.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2011/ec/En4-138-2010-fra.pdf).
- GOVERNEMENT DU MANITOBA (2020). *Proposed Regulation under the Water Protection Act Nutrient Concentration and Loading Targets for Lake Winnipeg and its Tributaries*, Manitoba, Public Consultation Document.
- GOYETTE, J.-O., E. BENNETT, R. W. HOWARTH ET R. MARANGER (2016). « Changes in anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to the St. Lawrence sub-basin over 110 years and impacts on riverine export », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 30, n° 7, p. 1000-1014. doi : 10.1002/2016gb005384.
- GRANÉLI, E., ET COLLAB. (1990). « Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea Area », *AMBIO—A Journal of the Human Environment*, vol. 19, n° 3, p. 142-151.
- GREENING, H., ET A. JANICKI (2006). « Toward Reversal of Eutrophic Conditions in a Subtropical Estuary: Water Quality and Seagrass Response to Nitrogen Loading Reductions in Tampa Bay, Florida, USA », *Environmental Management*, vol. 38, p. 163-178. doi : 10.1007/s00267-005-0079-4.
- GREENING, H., ET COLLAB. (2014). « Ecosystem responses to long-term nutrient management in an urban estuary: Tampa Bay, Florida, USA », *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 151, p. A1-A16. doi : 10.1016/j.ecss.2014.10.003.
- GROETSCH, P. M. M., S. G. H. SIMIS, M. A. ELEVELD ET S. W. M. PETERS (2016). « Spring blooms in the Baltic Sea have weakened but lengthened from 2000 to 2014 », *Biogeosciences*, vol. 13, n° 17, p. 4959-4973. doi : 10.5194/bg-13-4959-2016.
- GRUBER, N. (2008). « The marine nitrogen cycle: Overview and challenges », dans D. G. Capone, B. A. Bronk, R. M. Mulholland et E. J. Carpenter (éd.), *Nitrogen in the Marine Environment - 2nd Edition*, Amsterdam : Elsevier.
- GURBISZ, C., ET W. M. KEMP (2014). « Unexpected resurgence of a large submersed plant bed in Chesapeake Bay: Analysis of time series data », *Limnology and Oceanography*, vol. 59, n° 2, p. 482-494. doi : 10.4319/lo.2014.59.2.0482.
- HANSEN, B., ET COLLAB. (2017). « Groundwater nitrate response to sustainable nitrogen management », *Scientific Report*, vol. 7, n° 1, article 8566. doi : 10.1038/s41598-017-07147-2.
- HÉBERT, S. (2016). *La qualité de l'eau du secteur fluvial - paramètres physico-chimiques et bactériologiques*, 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. Disponible au <https://publications.gc.ca/site/fra/9.810660/publication.html>.
- HÉBERT, S. (1996). *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*, Québec : ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN/970102, 20 p, 4 annexes. Disponible au [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/rivieres/indice/iqbp.pdf](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/iqbp.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. Disponible au [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport\\_Qualite\\_Territoire.pdf](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/Rapport_Qualite_Territoire.pdf).
- HECKY, R. E., ET COLLAB. (2004). « The nearshore phosphorus shunt: A consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 61, p. 1285-1293. doi : 10.1139/f04-065.
- HELCOM (2021). *Baltic Sea Action Plan: 2021 update*, Helsinki Commission. Disponible au <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/10/Baltic-Sea-Action-Plan-2021-update.pdf>.
- HELCOM (2018). *State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016*, Helsinki Commission. Disponible au <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/>.
- HELCOM (2013). *Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region*, Helsinki Commission, Baltic Sea Environmental Proceedings No. 133. Disponible au [https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Eutrophication-targets\\_BSEP133.pdf](https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Eutrophication-targets_BSEP133.pdf).
- HELLY, J., ET L. LEVIN (2004). « Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins », *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 51, p. 1159-1168. doi : 10.1016/j.dsr.2004.03.009.
- HONG, B., ET COLLAB. (2012). « Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin », *Ecological Modelling*, vol. 227, p. 117-135. doi : 10.1016/j.ecolmodel.2011.12.002.
- HOWARTH, R. W. (1996). « Regional nitrogen budgets and riverine N et P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences », *Biogeochemistry*, vol. 35, n° 1, p. 75-139. doi : 10.1007/BF02179825.
- HOWARTH, R. W., ET COLLAB. (2000). « Nutrient pollution of coastal rivers, bays and seas », *Issues in Ecology*, vol. 7.
- HOWARTH, R. W., ET R. MARINO (2006). « Nitrogen as the Limiting Nutrient for Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems: Evolving Views over Three Decades », *Limnology and Oceanography*, vol. 51, p. 364-376. doi : 10.4319/lo.2006.51.1\_part\_2.0364.
- HUDON, C. (2008). *Témoignage de la situation environnementale du Québec*, document présenté au Colloque en agroenvironnement « Le respect de l'environnement : tout simplement essentiel! », Drummondville.
- HUDON, C., A. ARMELLIN, P. GAGNON ET A. PATOINE (2010). « Variations in water temperatures and levels in the St. Lawrence River (Québec, Canada) and potential implications for three common fish species », *Hydrobiologia*, vol. 647, n° 1, p. 145-161. doi : 10.1007/s10750-009-9922-6.
- HUDON, C., ET R. CARIGNAN (2008). « Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada) », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 65, n° 6, p. 1165-1180. doi : 10.1139/f08-069.
- HUDON, C., ET COLLAB. (2017). « Hydrological and biological processes modulate carbon, nitrogen and phosphorus flux from the St. Lawrence River to its estuary (Quebec, Canada) », *Biogeochemistry*, vol. 135, n° 3, p. 251-276. doi : 10.1007/s10533-017-0371-4.
- JOKINEN, S. A., ET COLLAB. (2018). « A 1500-year multiproxy record of coastal hypoxia from the northern Baltic Sea indicates unprecedented deoxygenation over the 20th century », *Biogeosciences*, vol. 15, n° 13, p. 3975-4001. doi : 10.5194/bg-15-3975-2018.
- JUTRAS, M., ET COLLAB. (2020a). « Temporal Changes in the Causes of the Observed Oxygen Decline in the St. Lawrence Estuary », *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 125, n° 12. doi : 10.1029/2020jc016577.
- JUTRAS, M., ET COLLAB. (2020b). « Nutrient cycling in the Lower St. Lawrence Estuary: Response to environmental perturbations », *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 239. doi : 10.1016/j.ecss.2020.106715.
- KÄMÄRI, M., ET COLLAB. (2018). « High-frequency monitoring reveals seasonal and event-scale water quality variation in a temporally frozen river », *Journal of Hydrology*, vol. 564, p. 619-639. doi : 10.1016/j.jhydrol.2018.07.037.
- KEMP, W. M., ET COLLAB. (2005). « Eutrophication of Chesapeake Bay: Historical trends and ecological interactions », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 303, p. 1-29.
- KENDALL, C., E. M. ELLIOTT ET S. D. WANKEL (2007). « Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems », dans R. H. Michener et K. Lajtha (éd.), *Stable isotopes in ecology and environmental science* (p. 592), Oxford : Blackwell.
- KOROL, M. (2002). *Consommation, livraison et commerce des engrais au Canada, 2001-2002*, Ottawa : Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale des politiques stratégiques.

- KOROL, M., ET G. RATTRAY (2001). *Consommation, livraison et commerce des engrais au Canada, 1999-2000*, Ottawa : Agriculture et Agroalimentaire Canada, Unité des intrants agricoles commerciaux, Direction de la politique et des programmes de protection du revenu agricole.
- KRONVANG, B., ET COLLAB. (2008). « Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment », *Environmental Science & Policy*, vol. 11, n° 2, p. 144-152. doi : 10.1016/j.envsci.2007.10.007.
- LAROCQUE, R., ET A. D. CEMBELLA (1990). « Ecological parameters associated with the seasonal occurrence of *Alexandrium* spp. and consequent shellfish toxicity in the lower St. Lawrence Estuary (eastern Canada) », dans E. Graneli, D. M. Anderson et L. Edler (éd.), *Toxic Marine Phytoplankton*, (p. 1990), New York : Elsevier.
- LEFORT, S., ET COLLAB. (2012). « Hypoxia in the Lower St. Lawrence Estuary: How physics controls spatial patterns », *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 117, n° C7. doi : 10.1029/2011jc007751.
- LEVITUS, S., ET COLLAB. (2013). « The World Ocean Database », *Data Science Journal*, vol. 12, p. WDS229-WDS234. doi : 10.2481/dsj.WDS-041.
- LUBELL, M. (2004). « Collaborative Watershed Management: A View From the Grassroots », *Policy Studies Journal*, vol. 32, p. 341-361. doi : 10.1111/j.1541-0072.2004.00069.x.
- MANITOBA AGRICULTURE AND RESOURCE DEVELOPMENT (2020). *Setting phosphorus and nitrogen targets to improve water quality*, Water Science and Watershed Branch. Disponible au [https://www.manitoba.ca/sd/pubs/water/lakes-beaches-rivers/setting\\_phosphorus\\_and\\_nitrogen\\_targets\\_to\\_improve\\_water\\_quality\\_november\\_2020.pdf](https://www.manitoba.ca/sd/pubs/water/lakes-beaches-rivers/setting_phosphorus_and_nitrogen_targets_to_improve_water_quality_november_2020.pdf).
- MAPAQ (2021). « Autonomie alimentaire : Projets majeurs d'investissement des entreprises bioalimentaires », [En ligne], Québec : ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation au Québec. Disponible au <https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Productions/md/programmesliste/developpementmarches/Pages/Autonomie-e-alimentaire-entreprises.aspx#:~:text=Autonomie%20alimentaire%20%3A-,P%E2%80%8Bprojets%20majeurs%20%E2%80%8Bd%27investissement,entreprises%20bioalimentaires%E2%80%8B%E2%80%8B&text=Le%20MAPAQ%E2%80%8B%E2%80%8B%E2%80%8B,ouvrira%20dans%20une%20nouvelle%20fen%C3%AAtre>.
- MARCOGLIESE, D. J., ET COLLAB. (2014). « Effects of a major municipal effluent on the St. Lawrence River: A case study », *Ambio*, vol. 44, n° 4, p. 257-274. doi : 10.1007/s13280-014-0577-9.
- MCCARTY, J. J. (1972). « The uptake of urea by natural populations of marine phytoplankton », *Limnology and Oceanography*, vol 17, n° 5, p. 738-748. doi : 10.4319/lo.1972.17.5.0738.
- MDDEFP (2013). *Critères de qualité de l'eau de surface (3<sup>e</sup> édition)*, Québec : ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- MDDEP (2012). *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008*, Québec : ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- MDDEP (2009). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Québec : ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. Disponible au <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs2218493>.
- MDDEP (2005). *Capacité de support des activités agricoles par les rivières: le cas du phosphore total*, Québec : ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Envirodoq : ENV/2005/0096. Disponible au [https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1145/1/DDEP\\_2005\\_capacite\\_phosphore\\_activit%C3%A9s\\_agricoles.pdf](https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1145/1/DDEP_2005_capacite_phosphore_activit%C3%A9s_agricoles.pdf).
- MEAYS, C. L. (2009). *Water Quality Guidelines for Nitrogen (Nitrate, Nitrite, and Ammonia), Addendum to Technical Appendix*, Colombie-Britannique : Ministry of Environment, Water Stewardship Division. Disponible au <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-guidelines/approved-wqgs/nitrogen-addendum.pdf>.
- MELCC (2021a). *Charges annuelles et concentrations pondérées d'azote filtré du fleuve Saint-Laurent estimées à la hauteur de Lévis*, document technique non publié rédigé par Michel Patoine.
- MELCC (2021b). *Charges d'azote à l'embouchure des principaux tributaires du fleuve Saint-Laurent*, document technique non publié rédigé par Martine Grenier.
- MELCC (2020). *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec*, Québec : ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- MELCC (2014). *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec*, Québec : ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- MPO (2021). Base de données transmise par Denis Lefavre de Pêches et Océans Canada à Caroline Anderson du MELCC.

- MUCCI, A., M. STARR, D. GILBERT ET B. SUNDBY (2011). « Acidification of Lower St. Lawrence Estuary Bottom Waters », *Atmosphere-Ocean*, vol. 49, n° 3, p. 206-218. doi : 10.1080/07055900.2011.599265.
- MULLER-KARGER, F. E. (2005). « The importance of continental margins in the global carbon cycle », *Geophysical Research Letters*, vol. 32, n° 1. doi : 10.1029/2004gl021346.
- MURPHY, J. C., R. M. HIRSCH ET L. A. SPRAGUE (2013). *Nitrate in the Mississippi River and its tributaries, 1980-2010: an update*, U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5169, 31 p. doi : 10.3133/sir20135169.
- MURPHY, R. R., W. M. KEMP ET W. P. BALL (2011). « Long-Term Trends in Chesapeake Bay Seasonal Hypoxia, Stratification, and Nutrient Loading », *Estuaries and Coasts*, vol. 34, n° 6, p. 1293-1309. doi : 10.1007/s12237-011-9413-7.
- NATURAL ENGLAND (2020). *Advice on achieving nutrient neutrality for new development in the solent region*, version 5. Disponible au <https://www.push.gov.uk/wp-content/uploads/2020/06/Natural-England%E2%80%99s-latest-guidance-on-achieving-nutrient-neutrality-for-new-housing-development-June-2020.pdf>.
- NAUSCH, M., ET G. NAUSCH (2007). « Bioavailable dissolved organic phosphorus and phosphorus use by heterotrophic bacteria », *Aquatic Biology*, vol. 1, n° 2, p. 151-160. doi : 10.3354/ab00012.
- NIXON, S. (1995). « Coastal Marine Eutrophication: A Definition, Social Causes, and Future Concerns », *Ophelia*, vol. 41, n° 1, p. 199-219. doi : 10.1080/00785236.1995.10422044.
- OLESZKIEWICZ, J. (2015). *Options for Improved Nutrient Removal and Recovery from Municipal Wastewater in the Canadian Context*, Canadian Municipal Water Consortium, Canadian Water Network.
- OSPAR (2017). *Annual Report 2016-2017*, [En ligne], Commission OSPAR [<https://www.ospar.org/documents?v=38007>].
- OSPAR (2014). *Annual Report 2013-2014*, [En ligne], Commission OSPAR [<https://www.ospar.org/documents?v=7368>].
- OSPAR (2010). *The North-East Atlantic Environment Strategy: Strategy of the OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic 2010-2020*, Commission OSPAR.
- OSTROM, N. E., D. T. LONG, E. M. BELL ET T. BEALS (1998). « The origin and cycling of particulate and sedimentary organic matter and nitrate in Lake Superior », *Chemical Geology*, vol. 152, n° 1-2, p. 13-28. doi : 10.1016/S0009-2541(98)00093-X.
- PAASCHE, E., ET S. R. ERGA (1998). « Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the inner Oslofjord (Norway) », *Sarsia*, vol. 73, p. 229-243. doi : 10.1080/00364827.1988.10413409.
- PAERL, H. W. (2009). « Controlling Eutrophication along the Freshwater–Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential », *Estuaries and Coasts*, vol. 32, n° 4, p. 593-601. doi : 10.1007/s12237-009-9158-8.
- PAERL, H. W., ET COLLAB. (2006). « Anthropogenic and climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems », *Limnology and Oceanography*, vol. 51, n° 1, p. 448-462. doi : 10.4319/lo.2006.51.1\_part\_2.0448.
- PARKHILL, J. P., ET A. CEMBELLA (1999). « Effects of salinity, light and inorganic nitrogen on growth and toxigenicity of the marine dinoflagellate *Alexandrium tamarense* from northeastern Canada », *Journal of Plankton Research*, vol. 21, n° 5. doi : 10.1093/plankt/21.5.939.
- Paredes-Mella, J., ET COLLAB. (2020). « Growth performance of *Alexandrium catenella* from the Chilean fjords under different environmental drivers: plasticity as a response to a highly variable environment », *Journal of Plankton Research*, vol. 42, n° 2, p. 119-134. doi:10.1093/plankt/fbaa011.
- PASL (2019). *Portrait global de l'état du Saint-Laurent 2019*, Groupe de travail Suivi de l'état du Saint-Laurent, Environnement et Changement climatique Canada, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Parcs Canada, Pêches et Océans Canada, Stratégie Saint-Laurent.
- PATOINE, M. (2017). *Charges de phosphore, d'azote et de matières en suspension à l'embouchure des rivières du Québec – 2009 à 2012*, Québec : ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.
- POIKANE, S., ET COLLAB. (2019). « Nutrient criteria for surface waters under the European Water Framework Directive: Current state-of-the-art, challenges and future outlook », *Science of the Total Environment*, vol. 695, p. 1-14. doi : 10.1016/j.scitotenv.2019.133888.
- RABALAIS, N. N., ET COLLAB. (2010). « Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia », *Biogeosciences*, vol. 7, p. 585-619. doi : 10.5194/bg-7-585-2010.

- RABALAIS, N. N., R. E. TURNER ET D. SCAVIA (2002). « Beyond science into policy: Gulf of Mexico hypoxia and the Mississippi River », *Bioscience*, vol. 52, n° 2, p. 129-142. doi : 10.1641/0006-3568(2002)052[0129:BSIPGO]2.0.CO;2.
- RAHMSTORF, S., ET COLLAB. (2015). « Exceptional twentieth-century slowdown in Atlantic Ocean overturning circulation », *Nature Climate Change*, vol. 5, n° 5, p. 475-480. doi : 10.1038/nclimate2554.
- REUSCH, T., ET COLLAB. (2018). « The Baltic Sea as a time machine for the future coastal ocean », *Science Advances*, vol. 4. doi : 10.1126/sciadv.aar8195.
- RIEMANN, B., ET COLLAB. (2016). « Recovery of Danish Coastal Ecosystems After Reductions in Nutrient Loading: A Holistic Ecosystem Approach », *Estuaries and Coasts*, vol. 39, n° 1, p. 82-97. doi : 10.1007/s12237-015-9980-0.
- RONDEAU, B., D. COSSA, P. GAGNON ET L. BILODEAU (2000). « Budget and sources of suspended sediment transported in the St. Lawrence River », *Hydrological Processes*, vol. 14, n° 1 p. 21-36. doi : 10.1002/(SICI)1099-1085(200001)14:1<21::AID-HYP907>3.0.CO;2-7.
- RYTHER, J. H., ET W. M. DUNSTAN (1971). « Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment », *Science*, vol. 171, n° 3975, p. 1008-1013. doi : 10.1126/science.171.3975.1008.
- SARAIVA, S., ET COLLAB. (2019). « Uncertainties in Projections of the Baltic Sea Ecosystem Driven by an Ensemble of Global Climate Models », *Frontiers in Earth Science*, vol. 6. doi : 10.3389/feart.2018.00244.
- SAUCIER, F. J., ET J. CHASSÉ (2000). « Tidal circulation and buoyancy effects in the St. Lawrence Estuary », *Atmosphere-Ocean*, vol. 38, n° 4, p. 505-556. doi : 10.1080/07055900.2000.9649658.
- SAUCIER, F. J., ET COLLAB. (2009). « Modélisation de la circulation dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en réponse aux variations du débit d'eau douce et des vents », *Revue des sciences de l'eau*, vol. 22, n° 2, p. 159-176. doi : 10.7202/037480ar.
- SAVAGE, C., P. R. LEAVITT ET R. ELMGREN (2010). « Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea », *Limnology and Oceanography*, vol. 55, n° 3, p. 1033-1046. doi : 10.4319/lo.2010.55.3.1033.
- SCAVIA, D., ET COLLAB. (2017). « Ensemble modeling informs hypoxia management in the northern Gulf of Mexico », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, n° 33, p. 8823-8828. doi : 10.1073/pnas.1705293114.
- SCHINDLER, D. W. (1981). « Studies of eutrophication in lakes and their relevance to the estuarine environment », dans B. J. Neilson et L. E. Cronin (éd.), *Estuaries and nutrients* (p. 71-82), New Jersey : Humana Press.
- SEITZINGER, S., ET COLLAB. (2006). « Denitrification Across Landscapes and Waterscapes : A Synthesis », *Ecological Applications*, vol. 16, p. 2064-2090. doi : 10.1890/1051-0761(2006)016[2064:DALAWA]2.0.CO;2.
- SHIELDS, ALEXANDRE (2021). « Chute abrupte d'oxygène dans les eaux du Saint-Laurent », [En ligne], *Le Devoir*, [<https://www.ledevoir.com/environnement/649758/environnement-chute-abrupte-d-oxygene-dans-les-eaux-du-saint-laurent#:~:text=Lorsqu'on%20descend%20sous%20les,des%20r%C3%A9sultats%20transmis%20au%20Devoir>].
- SIGFORD, K. (2016). *Decades of Delay: EPA Leadership Still Lacking in Protecting America's Great River*, Mississippi River Collaborative.
- SMITH, V. H., ET D. W. SCHINDLER (2009). « Eutrophication science: where do we go from here? », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 24, n° 4, p. 201-207. doi : 10.1016/j.tree.2008.11.009.
- ST-ONGE, G., J. S. STONER ET C. HILLAIRE-MARCEL (2003). « Holocene paleomagnetic records from the St. Lawrence Estuary, eastern Canada: centennial- to millennial-scale geomagnetic modulation of cosmogenic isotopes », *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 209, n° 1-2, p. 113-130. doi : 10.1016/s0012-821x(03)00079-7.
- STARR, M., ET COLLAB. (2017). « Multispecies mass mortality of marine fauna linked to a toxic dinoflagellate bloom », *PLoS One*, vol. 12, n° 5, e0176299. doi : 10.1371/journal.pone.0176299.
- STERNER, R. W., ET COLLAB. (2007). « Increasing stoichiometric imbalance in North America's largest lake: Nitrification in Lake Superior », *Geophysical Research Letters*, vol. 34, n° 10. doi : 10.1029/2006gl028861.
- STUMPF, R. P., T. T. WYNNNE, D. B. BAKER ET G. L. FAHNENSTIEL (2012). « Interannual variability of cyanobacterial blooms in Lake Erie », *PLoS One*, vol. 7, n° 8, e42444. doi : 10.1371/journal.pone.0042444.
- SWANEY, D. P., ET COLLAB. (2012). « Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 4, n° 2, p. 203-211. doi : 10.1016/j.cosust.2012.03.004.
- TAFT, J. L., W. R. TAYLOR ET E. O. HARTWIG (1980). « Seasonal oxygen depletion in Chesapeake Bay », *Estuaries*, vol. 3, p. 242-247. doi : org/10.2307/1352079.

- THIBODEAU, B. (2010a). *Eutrophication et hypoxie de l'estuaire maritime du Saint-Laurent: Aspects géochimiques*, Thèse (Ph. D.), Université du Québec à Montréal.
- THIBODEAU, B., A. DE VERNAL, C. HILLAIRE-MARCEL ET A. MUCCI (2010b). « Twentieth century warming in deep waters of the Gulf of St. Lawrence: A unique feature of the last millennium », *Geophysical Research Letters*, vol. 37, n° 17. doi : 10.1029/2010gl044771.
- THIBODEAU, B., A. DE VERNAL ET A. MUCCI (2006). « Recent eutrophication and consequent hypoxia in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Micropaleontological and geochemical evidence », *Marine Geology*, vol. 231, n° 1-4, p. 37-50. doi : 10.1016/j.margeo.2006.05.010.
- THIBODEAU, B., ET COLLAB. (2010c). « Benthic nutrient fluxes along the Laurentian Channel: Impacts on the N budget of the St. Lawrence marine system », *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 90, n° 4, p. 195-205. doi : 10.1016/j.ecss.2010.08.015.
- THIBODEAU, B., ET COLLAB. (2018). « Last Century Warming Over the Canadian Atlantic Shelves Linked to Weak Atlantic Meridional Overturning Circulation », *Geophysical Research Letters*, vol. 45, n° 22, p. 376-385. doi : 10.1029/2018gl080083.
- Thibodeau, B., J.-H. Hélie et M. F. Lehmann (2013). « Variations of the nitrate isotopic composition in the St. Lawrence River caused by seasonal changes in atmospheric nitrogen inputs », *Biogeochemistry*, vol. 115, n° 1-3), p. 287-298. doi : 10.1007/s10533-013-9834-4.
- TOWNSEND, D. W., ET COLLAB. (2006). « Oceanography of the Northwest Atlantic shelf », dans A. R. Robinson et K. H. Brink (éd.), *The sea: The global coastal ocean: Interdisciplinary regional studies and syntheses*, (p. 119-168), Cambridge : Harvard University Press.
- TREMBLAY, J.-É., ET COLLAB. (2015). « Global and regional drivers of nutrient supply, primary production and CO<sub>2</sub> drawdown in the changing Arctic Ocean », *Progress in Oceanography*, vol. 139, p. 171-196. doi : 10.1016/j.pocean.2015.08.009.
- UNION EUROPÉENNE (2020). *Directive-cadre sur l'eau (Directive 2000/60/CE)*. Disponible au <https://eur-lex.europa.eu/FR/legal-content/summary/good-quality-water-in-europe-eu-water-directive.html>.
- USEPA (2015). *Report on the 2015 U.S. Environmental Protection Agency (EPA) International Decontamination Research and Development Conference*, Washington D. C., EPA/600/R-15/283, United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (2001). *Ecoregional Nutrient Criteria Documents for Rivers and Streams in Nutrient Ecoregion VIII: Nutrient-Poor, Largely Glaciated Upper Midwest and Northeast*, Washington D. C, rapport n° EPA-822-B-00-018, United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (2000a). *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Rivers and Streams*, rapport n° EPA-822-B-00-002, Washington D. C. : United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (2000b). *Ecoregional Nutrient Criteria Documents for Rivers and Streams in Nutrient Ecoregion VII: Mostly Glaciated Dairy Region*, rapport n° EPA-822-B-00-018, Washington D. C. : United States Environmental Protection Agency.
- VAN DEN HEUVEL, M. R. (2009). *Site specific guidelines for phosphorus in relation to the water quality index calculations for Prince Edward Island*, document préparé pour PEI Department of Environment, Energy and Forestry.
- VAN METER, K. J., P. VAN CAPPELLEN ET N. B. BASU (2018). « Legacy nitrogen may prevent achievement of water quality goals in the Gulf of Mexico », *Science*, vol. 360, n° 6387, p. 427-430. doi : 10.1126/science.aar4462.
- VILLENEUVE, V. (2020). *Caractérisation des variations saisonnière et spatiale des éléments nutritifs et de la prise de l'azote dissous dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent*, Mémoire (M.A.), Université Laval.
- WALLACE, R. B., ET COLLAB. (2014). « Coastal ocean acidification: The other eutrophication problem », *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 148, p. 1-13. doi : 10.1016/j.ecss.2014.05.027.
- WALSH, J. J. (1991). « Importance of continental margins in the marine biogeochemical cycling of carbon and nitrogen », *Nature*, vol. 350, p. 53-55. doi : 10.1038/350053a0.
- WARD, B. B. (2007). « Nitrification in marine systems », dans D. G. Capone, B. A. Bronk, R. M. Mulholland et E. J. Carpenter (éd.), *Nitrogen in the Marine Environment, 2<sup>nd</sup> Edition* (chapitre 5, p. 199-261), Amsterdam : Elsevier.
- WEISE, A. M., ET COLLAB. (2002). « The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in the St. Lawrence », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 59, n° 3, p. 464-473. doi : 10.1139/f02-024.

ZHANG, Q., ET COLLAB. (2018). « Chesapeake Bay's water quality condition has been recovering: Insights from a multimetric indicator assessment of thirty years of tidal monitoring data », *Science of the Total Environment*, vol. 637-638, p. 1617-1625. doi : 10.1016/j.scitotenv.2018.05.025.

## ANNEXE A : DESCRIPTION DES TYPES DE RÉGIONS UTILISÉES POUR DÉFINIR LES CRITÈRES EN ÉLÉMENTS NUTRITIFS EN EUROPE

Mer régionale	Code	Description
Mer Baltique	BC1	Sites dans le Quark et la mer de Botnie, s'étendant jusqu'à l'archipel finlandais
	BC3	Côtes finlandaises et estoniennes du golfe de Finlande
	BC4	Sites d'Estonie et de Lettonie dans le golfe de Riga
	BC5	Sites dans le sud-est de la mer Baltique, le long des côtes de la Lettonie, de la Lituanie et de la Pologne
	BC6	Sites le long de la mer Baltique occidentale, sur la côte sud de la Suède et la côte sud-est du Danemark
	BC7	Côte occidentale de la Pologne et côte orientale de l'Allemagne
	BC8	Côtes danoises et allemandes en mer Baltique occidentale
	Mer Méditerranée	MED Type I
MED Type IIA		Site modérément influencé par l'apport d'eau douce (influence continentale)
MED Type IIIW		Côte continentale, non influencée par l'apport d'eau douce (bassin occidental)
MED Type IIIE		Non influencé par l'apport d'eau douce (bassin oriental)
Mer Noire	BL1	Lagune polonaise de la Vistule et lagune lituanienne de Courlande

Tableau tiré de Poikane et ses collaborateurs (2019) – Matériel supplémentaire S5.



## ANNEXE B : RECOMMANDATIONS ACTUELLES DES PROVINCES CANADIENNES SUR LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS AINSI QUE LES MÉTHODES QUI ONT SERVI À LEUR ÉLABORATION

	Utilisation	PT (mg L <sup>-1</sup> )	NT (mg L <sup>-1</sup> )	Périphyton (mg Chl <i>a</i> m <sup>2</sup> )	Référence	Méthodes
Alberta	Vie aquatique	0,05 <sup>†</sup>	1		MEA, 1999	Inconnue
Alberta – Montane		0,002*	0,100 <sup>a</sup>	26	Chambers et Guy, 2004	Mesures empiriques pour déterminer les éléments nutritifs limitants et modèles de régression multiple pour expliquer l'abondance de chlorophylle <i>a</i>
Alberta – Lower Foothills		0,003*	0,105 <sup>a</sup>	45		
Alberta – Dry Mixed Wood		0,004*	0,074 <sup>a</sup>	12		
Alberta – Prairies	Vie aquatique	0,087	0,94	S. O.	Chambers et collab., 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>†</sup>
Alberta – Bow River	Vie aquatique	0,018	–	< 150	Sosiak, 2002	Analyse de régression multiple des éléments nutritifs et de la biomasse mesurés
Colombie-Britannique	Esthétique et loisirs	S. O.	S. O.	50	MECB, 2001	Valeurs de la littérature; expériences
	Changements indésirables	S. O.	S. O.	100	MECB, 2001	
Colombie-Britannique – île de Vancouver	Vie aquatique	0,005 (moy.) 0,010 (max.)	S. O.	S. O.	Nordin, 2009 MECB, 2012	Revue de la littérature; méthode des centiles et méthode des valeurs de référence +50 %; groupes de travail
Manitoba	Pour prévenir la croissance et la reproduction nuisibles de plantes, de champignons ou de bactéries aquatiques enracinés, fixés et flottants ou pour éviter de rendre de quelque autre façon l'eau impropre à divers usages bénéfiques	0,025; 0,05 <sup>c</sup>	S. O.	S. O.	Gestion des ressources hydriques Manitoba, 2011	Apparaît dans les recommandations descriptives, mais aucune méthode n'est mentionnée en ce qui a trait à l'élaboration de recommandations
Manitoba (transition entre les prairies et les plaines boréales)	Vie aquatique	0,101	0,41	S. O.	Chambers et collab., 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>†</sup>
Nouveau-Brunswick	Vie aquatique	0,012	1,05	S. O.	Chambers et collab., 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>†</sup>
Ontario		0,03	S. O.	S. O.	Ontario MEEQ, 1994; 50 % de la valeur limitante pour les algues et le périphyton	La moitié de la concentration (60 µg L <sup>-1</sup> ) sous laquelle la croissance des plantes aquatiques est contrôlée. Basée sur les données de production empiriques des cours d'eau de taille moyenne du sud de l'Ontario. Les cours d'eau avec une concentration < 30 µg L <sup>-1</sup> n'abritent pas d'espèces problématiques.

	Utilisation	PT (mg L <sup>-1</sup> )	NT (mg L <sup>-1</sup> )	Périphyton (mg Chl <i>a</i> m <sup>2</sup> )	Référence	Méthodes
Ontario (plaines à forêts mixtes)	Vie aquatique	0,024	1,07	S. O.	Chambers et collab., 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>a</sup>
Île-du-Prince-Édouard	Vie aquatique	Propre à un site	S. O.	S. O.	Van den Heuvel, 2009	Moyenne des concentrations « naturelles » (présumées être principalement attribuables aux eaux souterraines) + 2; écarts-types, avec suppression des valeurs aberrantes
	Vie aquatique dans la partie aval de l'estuaire	–	Propre à un site		Bugden et collab., 2013	Basée sur les charges requises pour atteindre l'objectif pour l'oxygène dans l'estuaire
	Vie aquatique	0,024	1,15	–	Chambers et collab., 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>a</sup>
Québec	Vie aquatique et loisirs (pour les cours d'eau)	0,03	1,0 <sup>d</sup>		MDDEP, 2009	Adoption de la recommandation de l'Ontario
Québec (Chaudière-Appalaches)	Vie aquatique	0,024	1,28	–	Chambers et collab., 2008	Moyenne de trois méthodes des centiles <sup>a</sup>
CCME	Vie aquatique (pour les cours d'eau se déversant dans un lac)	Référence + 50 %, reste dans l'intervalle d'intervention <sup>b</sup>			CCME, 2004	

Tableau tiré du *Guide pour l'élaboration de recommandations sur les éléments nutritifs dans les cours d'eau* (CCME, 2016).

<sup>a</sup> 25<sup>e</sup> centile de toutes les données, 80<sup>e</sup> centile des données de référence, valeurs de référence +50 %

<sup>a</sup> P sous forme de phosphore total dissous; N sous forme de nitrate + nitrite

<sup>b</sup> Intervalles d'intervention (mg L<sup>-1</sup>) :

- Ultra-oligotrophe = < 0,004
- Oligotrophe = 0,004 à 0,01
- Mésotrophe = 0,01 à 0,02
- Méso-eutrophe = 0,02 à 0,035
- Eutrophe = 0,035 à 0,100
- Hyper-eutrophe > 0,100

<sup>c</sup> 0,025 au point d'entrée des affluents dans les plans d'eau; -0,05 ailleurs dans les cours d'eau

<sup>d</sup> Valeur-repère utilisée par le MELCC

## ANNEXE C : CHARGES MOYENNES DES DIFFÉRENTS TRIBUTAIRES DE LA RIVE NORD ET DE LA RIVE SUD DU SAINT-LAURENT POUR LA PÉRIODE 2013-2017

ID	Rive	RIVIÈRE	Période de suivi	Moyenne 5 ans (2013-2017)			
				Azote totale (tonnes an <sup>-1</sup> )	Nitrites-nitrates (tonnes an <sup>-1</sup> )	Azote ammoniacal (tonnes an <sup>-1</sup> )	
02300001	Sud	BOYER	12 mois	557	500	15	
02330001		ETCHEMIN	12 mois	1 497	1 139	110	
02340033		CHAUDIÈRE	12 mois	3 222	2 069	189	
02400004		BECANCOUR	12 mois	1 738	1 285	98	
03010008		NICOLET	12 mois	1 706	1 339	93	
03010009		NICOLET SUD-OUEST	12 mois	1 460	1 074	98	
03020031		SAINT-FRANCOIS	12 mois	4 707	2 974	407	
03030023		YAMASKA	12 mois	6 466	5 263	390	
03040009		RICHELIEU	12 mois	9 075	6 441	467	
03090001		CHATEAUGUAY	12 mois	1 901	1 480	87	
03110003		SAINT-LOUIS	8 mois	198	152	7	
03120001		LA GUERRE	12 mois	146	144	4	
<b>Total rive-sud</b>				<b>32 673</b>	<b>23 860</b>	<b>1 965</b>	
04010002		Nord	DU NORD	12 mois	1 241	844	189
04060004	DU LIEVRE		12 mois	1 529	658	99	
04080003	GATINEAU		12 mois	3 407	1 326	281	
05010007	SAINT-AURICE		12 mois	7 588	2 807	464	
05030001	BATISCAN		12 mois	963	519	50	
05080105	JACQUES-CARTIER		12 mois	972	635	44	
05090017	SAINT-CHARLES		12 mois	295	186	33	
05220003	ASSOMPTION		12 mois	3 124	2 496	252	
05230001	LA CHALOUPÉ		12 mois	480	436	13	
05240001	BAYONNE		12 mois	611	560	22,92	
05260003	MASKINONGÉ		12 mois	382	265	15,98	
05280001	DU LOUP		12 mois	524	357	39,94	
04040001	PETITE NATION		8 mois	592	325	31,48	
04020001	ROUGE		8 mois	1 092	486	63,12	
04640003	MASCOUCHE		12 mois	644	468	88,48	
05300004	YAMACHICHE		12 mois	222	186	12,782	
05040007	SAINTE-ANNE	8 mois	1 058	658	49,38		
05100014	MONTMORENCY	8 mois	343	154	20,18		
<b>Total rive-nord</b>				<b>25 067</b>	<b>13 366</b>	<b>1 769</b>	
<b>Total portion d'eau douce du fleuve (rivière des Outaouais à la pointe de l'île d'Orléans)</b>				<b>57 740</b>	<b>37 226</b>	<b>3 734</b>	

Tableau tiré du rapport Charges d'azote à l'embouchure des principaux tributaires du fleuve Saint-Laurent (MELCC, 2021b).